

Universitat Rovira i Virgili  
Departamento de Economía

## **TESIS DOCTORAL**

**La política del agua en España:  
formación e incentivos para su uso eficiente en la agricultura**

Xavier Ponce Alifonso  
Director: Dr. Antón Costas Comesaña

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

A mis padres,  
por seguir esperando mil cosas

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## Agradecimientos

La elaboración de esta tesis doctoral me ha llevado varios años. No sé si habrán sido suficientes, pero doy fe de que han sido muchos y en ocasiones muy largos. Pero como suele decirse, más difíciles hubieran sido sin la ayuda de muchas personas a las que quisiera mostrar mi agradecimiento.

Hay dos personas que han participado en la elaboración de esta tesis desde sus inicios y que son responsables de que este trabajo vea finalmente la luz. Una es el director de esta tesis, el profesor Antón Costas. Siempre me ha sorprendido su capacidad para plantear nuevas preguntas, para ver los problemas desde otra perspectiva, para deducir cómo es la cara oculta de la Luna. Pero no sólo he de agradecerle sinceramente sus consejos, su paciencia, su confianza,... sino también su insistencia en que acabase este trabajo que parecía interminable (yo pensaba que era como el tejido de Penélope: lo que hacía de día, alguien lo deshacía de noche). La otra persona es mi hermana. Por simplificarlo: gracias por estar siempre, por todo y para todo.

A la profesora Carolina Manzano, que se embarcó a mitad de este proyecto, pero sin cuya ayuda nada hubiese sido igual. Simplificó los modelos matemáticos y, de paso, mi vida. De ella he aprendido que rigurosidad y generosidad van de la mano. También a los compañeros de la FCEE (iincluido el PAS!), de Tortosa y de L'Ametlla. Gràcies Susana! Gracias Josepa! (Joan, Maria,... a vosaltres també).

Finalmente, pero de manera especial, a mi familia. Por su inagotable ilusión para que hiciese y, sobre todo, acabase esta Tesis; por comprender tanto las ausencias como las presencias tormentosas; por hacerme la vida más sencilla,... Y a mi abuela, porque siempre quiso que fuese doctor y porque me sigo acordando de ella.

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

# ÍNDICE

<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO 1. LA FORMACIÓN DE LA POLÍTICA DEL AGUA</b>	<b>7</b>
<b>1.1. Introducción</b>	<b>9</b>
1.1.1. La escasez de agua en España	10
1.1.2. La cuestión del agua y la planificación hidrológica	12
1.1.3. Enfoques sobre la formación de las políticas públicas	16
<b>1.2. La política hidráulica tradicional</b>	<b>19</b>
1.2.1. Características de la política hidráulica tradicional	19
1.2.2. Razones para una política hidráulica tradicional	22
1.2.2.1. El papel de las ideas	22
1.2.2.2. La coalición de intereses	24
1.2.2.3. El marco institucional	26
1.2.3. Resultados de la política hidráulica tradicional	29
<b>1.3. La nueva cultura del agua</b>	<b>30</b>
1.3.1. Características de los nuevos modelos de gestión del agua	30
1.3.2. Razones para un nuevo enfoque en la política del agua	33
1.3.2.1. Cambios en las ideas	34
1.3.2.2. Cambios en la coalición de intereses	36
1.3.2.3. Cambios en el marco institucional	37
<b>1.4. La resistencia al cambio de paradigma</b>	<b>39</b>
1.4.1. La motivación de la política del agua	41
1.4.1.1. La solidaridad interterritorial	43
1.4.1.2. El papel del mercado y la intervención del Estado	45
1.4.2. La toma de decisiones en la política del agua	47
1.4.3. La ejecución de la política del agua	54
<b>CAPÍTULO 2. IMPLICACIONES DEL MARCO INSTITUCIONAL EN LA POLÍTICA DEL AGUA</b>	<b>57</b>
<b>2.1. Introducción</b>	<b>59</b>
<b>2.2. La asignación pública del agua</b>	<b>64</b>

<b>2.3. El mercado de agua</b>	<b>67</b>
2.3.1. Las características de los mercados de agua	67
2.3.2. El caso español: el mercado de agua regulado	71
2.3.2.1. Participación restringida	73
2.3.2.2. Orden de prelación de usos	74
2.3.2.3. Limitación de volumen y tiempo	75
2.3.2.4. Autorización administrativa	77
2.3.2.5. Recuperación de costes	79
2.3.3. Otras experiencias de aplicación de mercados de agua	80
2.3.3.1. Mercados informales de agua	81
2.3.3.2. Mercados formales de agua	82
<b>2.4. El banco de agua</b>	<b>86</b>
2.4.1. Las características de un banco de agua	88
2.4.1.1. El papel de reasignación	90
2.4.1.2. El papel de intermediación	90
2.4.1.3. La determinación del precio del agua	92
2.4.1.4. El tratamiento de las externalidades	94
2.4.2. Otras experiencias de aplicación de bancos de agua	95
<b>CAPÍTULO 3. EL AHORRO DE AGUA Y EL PROBLEMA DE INFORMACIÓN ASIMÉTRICA EN LA AGRICULTURA</b>	<b>99</b>
<b>3.1. Introducción</b>	<b>101</b>
<b>3.2. Instrumentos para el ahorro de agua en la agricultura</b>	<b>104</b>
3.2.1. La reasignación de derechos de uso de agua	105
3.2.2. La flexibilización a través del mercado	106
3.2.3. La recuperación de costes	107
3.2.4. La subvención al cambio tecnológico	114
<b>3.3. El cambio tecnológico y la información asimétrica</b>	<b>115</b>
3.3.1. Los problemas de información	121
3.3.1.1. Hipótesis sobre la institución hidrográfica	123
3.3.1.2. Hipótesis sobre el agricultor	124
3.3.2. El ahorro de agua con información simétrica	126
3.3.3. El ahorro de agua con información asimétrica	127
3.3.3.1. Caso 1: $U_L^R - U_H^R = 0$	129
3.3.3.2. Caso 2: $U_L^R - U_H^R < 0$	131
3.3.3.3. Caso 3: $\Phi(s_H^1) > U_L^R - U_H^R > 0$	133
3.3.3.4. Caso 4: $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$	134
3.3.3.5. Caso 5: $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$	137
3.3.3.6. Caso 6: $\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$	138
3.3.3.7. Caso 7: $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$	140
3.3.4. Resultados del modelo	142

---

<b>CAPÍTULO 4. LA POLÍTICA DEL AGUA Y LA HIPÓTESIS DE PORTER</b>	<b>147</b>
<b>4.1. Introducción</b>	<b>149</b>
<b>4.2. Las reticencias al cambio tecnológico</b>	<b>151</b>
4.2.1. La racionalidad limitada	152
4.2.2. El coste de oportunidad	154
<b>4.3. La hipótesis de Porter</b>	<b>156</b>
4.3.1. Argumentos a favor de la hipótesis de Porter	159
4.3.2. Argumentos en contra de la hipótesis de Porter	161
<b>4.4. Una política <i>win-win</i> para la agricultura</b>	<b>163</b>
4.4.1. La política del agua y el cambio tecnológico	164
4.4.2. La generación de políticas <i>win-win</i>	169
4.4.2.1. El papel de las sanciones en la política del agua	171
4.4.2.2. El papel del marco institucional	172
<b>CONCLUSIONES</b>	<b>177</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>189</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>199</b>
Anexo I. Demostraciones de los casos 1, 2 y 3	219
Anexo II. Demostración del caso 4	220
Anexo III. Demostración del caso 5	223
Anexo IV. Demostración del caso 6	226
Anexo V. Demostración del caso 7	229

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## **Introducción**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

La cuestión del agua es un tema que periódicamente reaparece en la agenda política como una de los problemas pendientes de resolver en España, pero para el cual aún no hemos encontrado una respuesta adecuada que lo solucione definitivamente. El motivo de que el agua sea una fuente de conflictos en España hay que buscarlo en las condiciones climáticas de ciertas regiones, con un marcado contraste entre la España seca y la España húmeda, que genera un debate sobre si la solución debe plantearse en términos técnicos, económicos o de equidad.

La respuesta que se ha dado al problema del agua y la manera de enfocarlo ha variado en el tiempo. Si a principios del siglo XX el agua debía ser el recurso que favoreciese la modernización del país, por medio de la extensión de los regadíos, en la actualidad el papel que se le da al agua va más allá de ser un mero factor productivo. Se trata de un cambio en los valores asociados al agua que impone la necesidad de cambiar el enfoque de la política del agua. De una política del agua basada en el incremento de la oferta de agua, de las disponibilidades de agua como modo de favorecer el progreso económico, se está pasando a una concepción en la que los criterios de sostenibilidad y de respeto al medio ambiente priman sobre los argumentos productivistas.

Durante todo el siglo XX en España la política del agua se ha basado en la infraestructura hidráulica: construcción de pantanos, obras de canalización, proyectos de trasvases entre cuencas,... Una política que generó un consenso y unos beneficiarios: los agricultores, los constructores, las empresas hidroeléctricas,... Unas dotaciones de agua que históricamente han estado asignadas al sector agrícola, y que entran en la actualidad en conflicto con las nuevas demandas para usos industriales, recreativos o sociales.

Los objetivos que se plantean en la política del agua ya no pasan simplemente por aumentar las disponibilidades, sino también por proteger el recurso e impulsar un uso más eficiente de éste. Pero cualquier proceso de cambio en una política económica esta sujeto a diversos obstáculos, ya sean de índole política o económica. En la actualidad existe un debate sobre cuál es el enfoque apropiado para gestionar un recurso cada vez más escaso como es el agua: un modelo de oferta, un modelo de demanda o un modelo de uso sostenible. Aunque los objetivos últimos de estos planteamientos pueden ser convergentes en determinados aspectos, la principal diferencia estriba en los instrumentos utilizados y en la viabilidad política de implementarlos.

En la sociedad del siglo XXI, una preocupación fundamental consiste en cómo hacer frente a las nuevas demandas y valores del agua, pero también en cómo diseñar una nueva política que ayude a vencer las reticencias de determinados grupos sociales a un cambio de paradigma en la gestión de este recurso. En este contexto, encontrar mecanismos que permitan liberar agua de la agricultura hacia nuevos usos y que, al mismo tiempo, sean viables política y socialmente, es uno de los retos pendientes de la política del agua. El objetivo fundamental de nuestra investigación será diseñar un marco institucional que genere incentivos para lograr una mayor eficiencia en el uso del agua, pero también que permita generar en torno a ella un cierto grado de consenso social y ayude a vencer las resistencias a un proceso de reforma.

En el primer capítulo se aborda la evolución de la cuestión del agua en España. Tras explicar las características y las diferencias que hay entre los distintos enfoques sobre política del agua, se plantean las razones que impulsaron a apostar por una política de oferta del agua, por qué perduró esta política a lo largo de todo el siglo XX y formulamos algunas hipótesis sobre las causas que subyacen en las reticencias al cambio de enfoque en la política del agua en España.

En el segundo capítulo nos centramos en el análisis de los mecanismos que se pueden utilizar para asignar los derechos de uso de agua. En concreto, abordamos la problemática sobre la creación de mercados de agua o la necesidad de realizar una asignación pública. Analizamos los resultados de distintas experiencias de mercados formales e informales de agua y abordamos la cuestión de cómo se puede compatibilizar el mercado y la regulación a través de la creación de los llamados centros de intercambio o bancos de agua.

En el tercer capítulo diseñamos y analizamos los efectos de un sistema de incentivos a los agricultores que les permita liberar agua hacia otros usos. Para ello planteamos un modelo de agencia, donde la administración trata de impulsar un cambio tecnológico en la agricultura en un contexto de información asimétrica, con el objetivo de alcanzar tanto un ahorro de agua como un uso más eficiente del recurso. Se analiza también cómo los resultados de esta estructura de incentivos varían en función de cuál es la composición o la prioridad del organismo público encargado de elaborar esta política del agua.

Finalmente, en el cuarto capítulo se realiza una revisión de la literatura sobre la posibilidad de que unas políticas ambientales más estrictas generen un incremento de los beneficios esperados de las empresas. A partir de esta idea, conocida como *hipótesis de Porter*, discutimos la metodología utilizada en otros trabajos que abordan esta cuestión y desarrollamos un modelo para contrastar si dicha hipótesis se cumple en el nuevo diseño de la política del agua que hemos planteado. En concreto, analizamos si el establecimiento de sanciones por un uso ineficiente del agua puede estimular el cambio tecnológico en la agricultura y, de este modo, incrementar los beneficios de los agricultores, remarcando el papel que juegan las reglas informales.

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## **Capítulo 1**

# **La formación de la política del agua**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## 1.1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia, el agua ha sido una fuente constante de conflictos. Unas disputas derivadas de la escasez de un recurso básico para la vida y el desarrollo económico. La importancia estratégica del agua explica los grandes esfuerzos realizados para regular su distribución y utilizarla en beneficio de la comunidad: se construyeron azudes, canales,... y se establecieron acuerdos o leyes para regular su uso y mantenimiento.<sup>1</sup>

El agua es un bien con unas características especiales, ya que por su propia naturaleza plantea problemas de identificación y medición; con una incertidumbre en la oferta que dificulta la especificación de los derechos de propiedad; y con unas claras economías de escala en su almacenamiento, transporte y distribución. Pero quizás sea la gran diversidad de usos del agua su característica más significativa, que incluye su utilización en tareas productivas y biológicas, pero también su creciente valor en funciones ecológicas, socioculturales... Y a pesar de esa importancia económica y social del agua, históricamente este recurso ha sido considerado un bien gratuito o ha tenido un precio muy reducido.<sup>2</sup>

En este capítulo desarrollaremos un marco teórico que nos permita analizar qué factores explican el rumbo que ha adoptado la política del agua en España, cómo se han abordado los conflictos que se han generado en torno a ella y cuáles han sido los obstáculos que han impedido alcanzar una mayor eficiencia en su uso. Pero previamente debemos describir a qué nos referimos cuando hablamos de los problemas del agua en España.

---

<sup>1</sup> El texto más antiguo relacionado con temas de aguas del cual se tiene constancia es el Código de Hammurabi, datado en el año 1700 a. C. (Llamas, 2001). De hecho, el establecimiento de acuerdos de cooperación en torno al agua son el origen de civilizaciones como la egipcia o la mesopotámica (Benet y Masagué, 1986).

<sup>2</sup> La búsqueda de una explicación a la llamada *paradoja del agua y los diamantes* ha sido un tema recurrente en la historia del pensamiento económico. Adam Smith la planteó así: "*Las cosas que tienen un gran valor de uso, frecuentemente apenas tienen valor en cambio; y, por el contrario, aquellas que tienen un gran valor en cambio apenas tienen valor en uso. Pocas cosas hay más útiles que el agua, pero con ella no se puede comprar casi nada. Por el contrario, un diamante apenas tiene valor en uso y, sin embargo, se puede intercambiar por una gran cantidad de bienes*" (A. Smith, 1987:113).

### 1.1.1. La escasez de agua en España

Los recursos renovables totales de agua dulce que hay en un territorio son la cantidad de agua que fluye por sus ríos y acuíferos. En la Unión Europea se sitúan en torno a los 1.190 km<sup>3</sup>/año, lo que representa una dotación anual de 3.200 m<sup>3</sup> por habitante. Una cifra inferior a la media mundial de 7.300 m<sup>3</sup> por habitante,<sup>3</sup> pero que parece suficiente dado que el volumen de extracción media que se realiza en la Unión Europea es de 660 m<sup>3</sup> por habitante (AEMA, 2000).

Según los datos recogidos en el *Libro blanco del agua en España* (MIMAM, 2000a), el volumen de precipitaciones anuales en nuestro país es de 345.899 hm<sup>3</sup> y la evapotranspiración asciende a 234.713 hm<sup>3</sup>, lo que implica que los recursos hídricos naturales son 111.186 hm<sup>3</sup> anuales.<sup>4</sup> A través de la regulación de embalses, del bombeo de agua subterránea, de la reutilización, etc. convertimos esta cantidad de agua que fluye hacia el mar en un recurso hídrico disponible, cuyo volumen en España es de 45.034 hm<sup>3</sup>/año.<sup>5</sup>

Aunque la dotación de agua por habitante en España es equiparable a la de otros

---

<sup>3</sup> Según las estimaciones de Johansson *et al.* (2002), en el año 2050 el agua disponible por persona y año a nivel mundial será de 4.380 m<sup>3</sup>, un dato que refleja una relativa abundancia en la disponibilidad per cápita, pero detrás del cual se esconde un problema de distribución espacial y temporal del recurso: en el año 2025, casi 3.000 millones de personas vivirán en países con estrés hídrico. Una situación que, según Petrella (1998), hará que el agua se convierta en una de las principales fuentes de conflictos en el siglo XXI, adoptando el papel desempeñado por la propiedad y el reparto de la tierra entre los siglos XVI y XVIII o por los recursos energéticos en los siglos XIX y XX.

<sup>4</sup> Los recursos hídricos naturales no pueden medirse de forma directa y han de ser estimados, lo que conlleva siempre un cierto grado de incertidumbre. Unas cifras que oscilan desde los 111.186 hm<sup>3</sup>/año del *Libro blanco del agua en España* hasta los 114.298 hm<sup>3</sup>/año de la *Memoria del Plan Hidrológico Nacional* de 1993. En cualquier caso, parece haber una cierta convergencia en los resultados en torno a unos 110.000 hm<sup>3</sup>/año en los estudios realizados en los últimos 20 años (MIMAM, 2000a).

<sup>5</sup> Si en torno al concepto de recurso hídrico natural existe un acuerdo relativamente generalizado, los resultados sobre el volumen de recursos hídricos disponibles en España son muy dispares, ya que han sido calculados con criterios y métodos distintos. Las cifras que se manejan como recursos hídricos disponibles en los distintos estudios oscilan entre el 38% y el 47% de los recursos hídricos naturales (MIMAM, 2000a).

países europeos,<sup>6</sup> la cuestión del agua es un problema de larga tradición en nuestro país. La irregular distribución espacial y temporal de las precipitaciones, unida a la diversidad climática, de regímenes fluviales, de cultivos,... convierte la gestión del agua en un tema de enorme trascendencia en España,<sup>7</sup> donde casi un 80% del territorio son zonas semiáridas y hace que la cuestión del agua se perciba de una manera desigual en cada región, con una marcada diferencia entre la España húmeda y la España seca.

No obstante, para detectar posibles situaciones de estrés hídrico,<sup>8</sup> no sólo debemos conocer las disponibilidades teóricas de agua, sino también la demanda de usos.<sup>9</sup> El *Libro blanco del agua en España* (MIMAM, 2000a) estima que actualmente el 79,2%

---

<sup>6</sup> Nuestras dotaciones naturales anuales son de 2.834 m<sup>3</sup> por habitante, que equivale a un 88,6% de la media comunitaria. Pero si no se alterase artificialmente el régimen natural del agua, las disponibilidades estimadas de 111.186 hm<sup>3</sup>/año se reducirían en un 92%. Una situación sustancialmente diferente a la de otros países de la Unión Europea, donde el 40% de sus recursos hídricos se derivan del aprovechamiento en régimen natural (MIMAM, 2000a).

<sup>7</sup> Estas condiciones llevaron a algunas regiones a ser pioneras en construcciones como los azudes, las canalizaciones, las norias, los embalses o los trasvases; pero también en la implantación de diversas formas de gestionar el agua (Pérez Picazo y Lemeunier, 1990). Todo ello también explicaría la política de obras hidráulicas y el enorme esfuerzo regulador realizados a lo largo de todo el siglo XX (Fanlo, 2001).

<sup>8</sup> Se produce estrés hídrico en aquellos territorios en los que la demanda de agua supera la cantidad disponible durante cierto período de tiempo o cuando la mala calidad del agua limita su uso (AEMA, 2000).

<sup>9</sup> La planificación hidrológica en España siempre ha chocado con la escasa fiabilidad de las estimaciones de la demanda de agua, ya que no existen fuentes estadísticas que de manera regular y a nivel nacional divulguen datos sobre el volumen de agua utilizada para las distintas actividades (Mezo, 1995; Vergés, 1998). Como señala el propio Ministerio de Medio Ambiente, "*ante las dificultades para obtener información periódica o fiable sobre los volúmenes realmente suministrados y consumidos según los diferentes usos, uno de los procedimientos más comunes de valoración de las demandas de los usos de abastecimiento a poblaciones y agrario consiste en aplicar a poblaciones y superficies de riego unos valores teóricos de dotación, en función del tamaño de las poblaciones, los tipos de cultivo, las características climáticas, el estado de las infraestructuras, etc., y suponer que las cantidades obtenidas son los suministros necesarios*" (MIMAM, 2000a:249). La falta de una metodología para estimar las demandas de agua fue una de las principales críticas que recibió el Anteproyecto de Ley del Plan Hidrológico Nacional presentado por el gobierno socialista en 1993 y el Plan Hidrológico Nacional aprobado bajo el mandato del Partido Popular en 2001 (Arrojo, 2001). Una problemática que dificultaba realizar extrapolaciones de tendencias hacia el futuro y limitaba la capacidad de planificación.

del consumo de agua se realiza en los regadíos,<sup>10</sup> el 15,4% en el abastecimiento de la población y el 4,4% en usos industriales.<sup>11</sup>

Aunque las estimaciones de disponibilidades y necesidades de agua anuales ponen de manifiesto que existe una cantidad de agua suficiente en España, desde finales del siglo XIX ha ido cobrando fuerza la idea de que es necesaria una planificación hidrológica, entendida como la manera de dar respuesta a su irregular distribución. En este contexto cabe enmarcar el Plan Hidrológico Nacional aprobado en 2001 y la modificación realizada en 2004, donde se contempla que existen unos territorios con un déficit hidráulico estructural y que es necesario acometer diversas actuaciones para paliarlo.<sup>12</sup>

### 1.1.2. La cuestión del agua y la planificación hidrológica

El objetivo fundamental de la planificación hidrológica ha consistido, tradicionalmente, en resolver el problema de escasez a través de una política de incremento continuo de las disponibilidades de agua. Esta política se inspiró

---

<sup>10</sup> El protagonismo de los regadíos se produce a pesar de que sólo ocupan el 15% de la superficie agrícola útil, aunque de ellos se obtiene el 55% de la producción final agrícola (MIMAM, 2000a). Una importancia similar a la que tiene a nivel mundial, donde la agricultura de regadío ocupa el 18% del total de tierra cultivable y genera más del 33% de la producción agrícola (Johansson *et al.*, 2002).

<sup>11</sup> Las necesidades de agua para el abastecimiento urbano se sitúan en torno a los 4.700 hm<sup>3</sup>, repartiéndose del siguiente modo: el consumo doméstico absorbe el 60%-65%, las pequeñas industrias un 25% y, finalmente, los servicios públicos un 10%-15%. Las previsiones apuntan a que las necesidades de la población crecerán, tomando como referencia 1995, en un 36% en el año 2015; es decir, la tasa media de crecimiento acumulativo anual será del 1,6%. Unos resultados de fuerte aumento de la demanda que contrastan con el estancamiento de la población previsto en ese mismo periodo y con la tendencia fuertemente decreciente en la evolución de dicha población en el horizonte del 2050. En cuanto a los usos industriales, la demanda de agua está estabilizada y se estima que mantendrá este comportamiento en el futuro (MIMAM, 2000b).

<sup>12</sup> El Plan Hidrológico Nacional impulsado por el gobierno del Partido Popular (Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional) sostenía que sólo mediante trasvases entre las cuencas hidrográficas podían solventarse los problemas estructurales de agua detectados. La principal actuación contemplada era un trasvase desde el río Ebro, que implicaba la cesión de 1.050 hm<sup>3</sup> anuales de agua a las cuencas del Segura (450 hm<sup>3</sup>), Júcar (315 hm<sup>3</sup>), Sur (95 hm<sup>3</sup>) y a las cuencas internas de Cataluña (190 hm<sup>3</sup>). El destino previsto era tanto satisfacer la demanda de los regadíos (56%) como el abastecimiento urbano e industrial (44%). En el año 2004 el gobierno del PSOE modificó parcialmente este Plan Hidrológico Nacional (Real Decreto 2/2004, de 18 de Junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional), paralizando el trasvase del Ebro y proponiendo como principal alternativa la construcción de desaladoras.

inicialmente en las ideas regeneracionistas de Joaquín Costa, que perseguían extender los regadíos e incrementar la productividad agrícola en España. Surge así un enfoque productivista del agua, donde la disponibilidad del recurso se convierte en una condición necesaria para la modernización del país<sup>13</sup> y explica que la realización de las obras hidráulicas se declarase de interés general. Una manera de abordar el problema que rompe con el antiguo enfoque liberal, propiciando que la regulación de los recursos hídricos deje de estar en manos de la iniciativa privada y pase a las del sector público.<sup>14</sup>

Estas ideas regeneracionistas se plasmaron en los sucesivos planes de obras hidráulicas desarrollados en España, como son el Plan Nacional de Aprovechamientos Hidráulicos de 1902 (Plan Gasset) o el Plan Nacional de Obras Hidráulicas de 1933 (Plan Pardo). Una política basada en la construcción de grandes obras de regulación que también fue incorporada al ideario franquista a través del Plan General de Obras Hidráulicas de 1940 y de los Planes de Desarrollo de los años sesenta.<sup>15</sup> Tras un relativo declive en la realización de obras hidráulicas en los años 70, la creciente demanda de agua y los cíclicos períodos de sequía llevaron a que la cuestión del agua volviese a plantearse en los años 80. Así, en 1985 el gobierno socialista aprobó una nueva Ley de Aguas y redactó un Plan Hidrológico Nacional con el objetivo de resolver definitivamente la ordenación de las aguas. Pero la inestabilidad política, la falta de consenso político y social, y las abundantes precipitaciones hicieron fracasar el Anteproyecto de Plan Hidrológico Nacional presentado por el PSOE en 1993 (Plan Borrell) y llevaron a aplazar la cuestión. Con la subida al poder del Partido Popular en 1996 volvió a retomarse la necesidad de

---

<sup>13</sup> En esta idea subyace la fe en las capacidades ilimitadas del hombre para modificar y controlar la naturaleza y generar un crecimiento continuo de la riqueza. Frente al concepto de estado estacionario de la escuela clásica, que convertía a la economía en una ciencia lúgubre, a finales del siglo XIX la escuela neoclásica eliminó las limitaciones impuestas por la naturaleza, ya que consideraban que la tecnología permitiría modificar y sustituir el orden natural, retomando la idea de crecimiento ilimitado del siglo XVIII (Naredo, 1992).

<sup>14</sup> Un cambio de enfoque en la política hidráulica que se produce también en otros países. A finales del siglo XIX los mormones ilustrados impulsaron en EE.UU. la construcción de grandes obras hidráulicas para la colonización de las estepas del medio oeste y del oeste norteamericano, corriendo a cargo del Estado la promoción y la financiación de esos grandes proyectos (Arrojo, 1999).

<sup>15</sup> La dictadura franquista fue una etapa especialmente intensa en la construcción de grandes obras hidráulicas, multiplicándose por diez la capacidad de los embalses españoles entre 1940 y 1970 (Mezo, 1995).

elaborar un Plan, que finalmente fue aprobado en 2001,<sup>16</sup> con medidas que iban desde la mejora de los regadíos o el incremento de la reutilización del agua, hasta la construcción de casi un centenar de embalses o el trasvase del Ebro. Pero la derrota del Partido Popular en las elecciones de 2004 implicó la llegada al poder de nuevo del PSOE, una de cuyas primeras medidas fue la derogación de los artículos del Plan Hidrológico Nacional que preveían transferencias de agua entre el Ebro y las cuencas hidrológicas de Cataluña, del Júcar, del Segura y del Sur.<sup>17</sup>

Así, la cuestión del agua sigue siendo en el siglo XXI una fuente de conflictos entre las dos Españas, tanto desde el punto de vista climático como del político. La razón se encuentra en que, a pesar de todo un siglo de esfuerzo planificador, el modelo de desarrollo económico adoptado en España ha ejercido una presión creciente sobre los recursos naturales, provocando un elevado deterioro medioambiental y acentuando la situación de déficit hídrico en algunas regiones. Una cuestión que cada 20 o 30 años vuelve a convertirse en prioritaria, abordándose con argumentos acordes al espíritu de cada época: a principios del siglo XX, la planificación era necesaria para extender el regadío e impulsar la modernización y la regeneración de España; en la posguerra, equivalía a incrementar la producción de alimentos y acabar con el racionamiento; en los 60, era una forma de generar energía para propulsar el desarrollo económico. Pero es en los últimos 30 años cuando se ha producido un cambio más significativo en la forma de entender y abordar los problemas del agua: el énfasis ya no se pone en los aspectos de cantidad y satisfacción de la demanda de agua, sino en los de calidad y conservación ambiental. Es decir, los objetivos actuales son mucho más amplios, la forma de abordarlos es más compleja, los grupos y personas interesadas en los problemas del agua son mucho mayores,...

En la actualidad asistimos a un período de transición en la política del agua, donde coexisten los viejos y los nuevos enfoques, cada uno de ellos con objetivos e instrumentos diferentes.

---

<sup>16</sup> La Ley 10/2001, de 5 de Julio, del Plan Hidrológico Nacional fue aprobada en el Congreso de los Diputados con el respaldo del Partido Popular, Coalición Canaria y Convergència i Unió, votando en contra el Partido Socialista, Izquierda Unida, el Partido Nacionalista Vasco y el Grupo Mixto.

<sup>17</sup> El Congreso de los Diputados ratificó el Real Decreto-Ley 2/2004, de 18 de junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional con 185 votos a favor, votando en contra únicamente los 141 diputados del Partido Popular.

Cuadro 1. Modelos de política del agua

	<i>Hipótesis sobre el agua</i>	<i>Instrumentos de la política del agua</i>	<i>Objetivo</i>
<b>Modelo de oferta</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•No es un bien escaso</li> <li>•Es un factor de producción</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Políticas de expansión de la oferta</li> <li>•La Administración Pública es la promotora de las infraestructuras hidráulicas</li> <li>•Precios muy bajos o nulos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Consumos unitarios muy altos</li> </ul>
<b>Modelo de demanda</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Es un bien económico</li> <li>•Es un factor de producción</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Políticas de gestión de la demanda</li> <li>•Los precios deberían reflejar la escasez</li> <li>•Mayor papel de la iniciativa privada</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Consumos unitarios más reducidos</li> </ul>
<b>Modelo de uso sostenible</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Es un bien económico</li> <li>•Es un activo ecológico y social</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•La Administración Pública prioriza los objetivos de calidad</li> <li>•Los precios reflejan la escasez y los daños producidos al medio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Sostenibilidad ambiental</li> </ul>

La aparición de nuevos usos y valores asociados al agua ha motivado un cambio en el enfoque de la política hidráulica. Se están sustituyendo las tradicionales políticas del agua, basadas en un modelo de oferta y orientadas hacia el aumento de las disponibilidades de recursos hídricos, por unas políticas más equilibradas que inciden en el control de los usos. Un modelo de demanda que trata de compatibilizar la eficiencia económica con la atención a la dimensión ambiental, las señales de escasez del mercado con los valores sociales del agua. Es decir, un nuevo planteamiento muy crítico con el modelo tradicional de oferta de agua, con el excesivo énfasis que habitualmente se ha dado a las soluciones basadas en la ingeniería del suministro de agua y con la escasa relevancia concedida a los aspectos económicos (Milliman, 1992; Kelso, 1992).

La Unión Europea también está inmersa en este proceso de cambio. La Directiva Marco del Agua<sup>18</sup> estipula que la gestión del agua debe tener por objeto “*promover la explotación sostenible de los recursos hídricos, de modo que se satisfagan las necesidades del presente sin poner en peligro el suministro para las generaciones futuras*”. Se trata de un modelo de uso sostenible del agua, que modifica tanto la concepción que se tiene de la naturaleza del agua como los objetivos de la política hidráulica (Genovés, 2001).

A pesar de la fuerza con la que han emergido estos nuevos planteamientos, en España siguen existiendo reticencias a modificar la estrategia basada en un crecimiento continuo de las disponibilidades de agua. Un hecho que ha generado una enconada controversia en los últimos años y ha reintroducido la cuestión del agua en el debate político.

<sup>18</sup> Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre.

### **1.1.3. Enfoques sobre la formación de las políticas públicas**

Existen diversas teorías sobre cómo se forman las políticas públicas, que pueden diferenciarse a partir de cómo conciben el marco de toma de decisiones.<sup>19</sup> Para unas, se trata de un proceso abierto, donde una determinada política es el resultado del equilibrio de intereses alcanzado en la negociación entre los múltiples actores participantes. En cambio, otras teorías sostienen que las políticas son determinadas por un número reducido de actores, que comparten una misma percepción sobre cuál es su orientación adecuada.

Los años 50 fue la época en que se desarrolló la escuela pluralista, que defendía la idea de que cualquier grupo de interés puede influir en mayor o menor medida, siendo la política pública el resultado del equilibrio alcanzado en esta contienda entre grupos. La hipótesis que subyace en este enfoque es que en las sociedades existe una cierta dispersión del poder y, por tanto, la competencia entre los grupos garantiza que ninguno de ellos alcance una posición de predominio permanente. El Estado pasa a ser considerado un elemento pasivo y neutral ante las presiones y demandas de la sociedad civil, limitándose a evaluarlas y a tratar de armonizarlas.

Pero ya en los años 60 surgieron las primeras voces críticas, al constatarse las dificultades de acceso al proceso de toma de decisiones que tenían ciertos actores no gubernamentales. La existencia de estructuras cerradas en la elaboración de las políticas públicas contradecía la premisa del enfoque pluralista. De alguna manera, la necesidad de especialización de la administración había fragmentado el ámbito de las políticas públicas y, de este modo, la representación de intereses en torno a un determinado sector o agencia tendía a reducirse a aquellos grupos más especializados. Unas críticas que se vieron reforzadas cuando Olson (1971) mostró los problemas que encontraban los individuos cuando querían asociarse voluntariamente en la producción de bienes públicos. Estas críticas al enfoque pluralista derivaron en la aparición de un nuevo planteamiento: el neocorporativismo. Dado que el correcto funcionamiento de la economía de mercado requiere de una cierta regulación, el sector público valora positivamente la información especializada y los recursos que determinados grupos pueden proporcionarle. En contraprestación, el Estado permitiría influir a estos colectivos en la formación de determinadas políticas públicas.

---

<sup>19</sup> Vid. Blas y Pastor (1997) y Real (2002).

En los últimos años la intervención pública se ha convertido en una cuestión más compleja, que requiere el manejo de más y mejor información. En este contexto han aparecido nuevos enfoques que cuestionan la eficacia del tradicional principio jerárquico de la acción del Estado.<sup>20</sup> Teorías como las *policy networks* o las coaliciones de apoyo inciden de nuevo en la concepción de las políticas públicas como resultado de los procesos de interacción de un conjunto más o menos limitado de actores públicos y privados, que desembocan en unas estructuras fragmentadas (donde existirían múltiples vías institucionales de acceso para influir en la decisión, lo que se asocia a pautas competitivas entre los actores) o segmentadas (donde el número de vías de acceso es más restringido y los actores están más especializados).

El enfoque europeo de las *policy networks*<sup>21</sup> sostiene que la dinámica de cambio, el elevado grado de sectorialización y la intensa actividad reguladora del sector público que caracterizan las sociedades modernas dificultan la coordinación social a través de mecanismos tradicionales como el mercado o la jerarquía.<sup>22</sup> Las *policy networks* constituyen una nueva forma de gobernación que supera la tradicional dicotomía entre el Estado y la sociedad, ya que las políticas públicas se desarrollan a partir de las relaciones informales entre actores públicos y privados, tal vez con intereses distintos, pero en cualquier caso interdependientes.

La teoría de la coalición de apoyo comparte la concepción fragmentada de las políticas públicas. La unidad de análisis son los subsistemas relativamente estables

---

<sup>20</sup> Vid. Schlager y Blomquist (1996) y Börzel (1997).

<sup>21</sup> En la literatura sobre *policy networks* se han desarrollado dos enfoques diferentes. Por un lado, la corriente anglosajona, que entiende las redes como *policy communities* o instituciones estables que facilitan la negociación y la resolución de conflictos entre unos actores que comparten una visión similar sobre cuál debe ser la orientación de una determinada política pública. Por otra parte, la corriente de la Europa continental, donde las redes son algo más que un modelo de intermediación de intereses, constituyendo una forma de gobernación alternativa al mercado o a la jerarquía (Real, 2002).

<sup>22</sup> Los mercados se caracterizan por la existencia de una pluralidad de agentes autónomos y la ausencia de acoplamiento estructural entre los elementos, mientras que las jerarquías se caracterizan por la habilidad de determinados actores privilegiados para perseguir unos objetivos escogidos y por un marcado acoplamiento entre ellos. Las *policy networks*, en cambio, combinan la pluralidad de agentes típica del mercado y la posibilidad de alcanzar los objetivos escogidos a través de la acción colectiva típica de las jerarquías. La ventaja de las *policy networks* radica en que permite reducir los costes de transacción asociados al tratamiento de las externalidades negativas que puede generar el mercado y evita las ineficiencias asociadas a las estructuras jerárquicas (Börzel, 1997).

que se originan en las políticas públicas, integrados por aquellos actores públicos y privados que están activamente interesados en un problema y que comparten la manera de abordarlo. En base a este sistema de creencias compartido,<sup>23</sup> cada coalición de actores adopta una estrategia propia con el fin de convertirse en la coalición dominante del proceso. Por tanto, bajo este enfoque, el análisis de estas creencias es clave para entender la formación de las políticas públicas y por qué se generan procesos de cambio.

Para analizar cómo ha evolucionado la política del agua en España es necesario analizar factores como el marco institucional, la fuerza que tienen determinadas ideas o el grado de convergencia de intereses entre los grupos de presión que pretenden incidir en las cuestiones del agua. En esta investigación utilizaremos el enfoque continental de las *policy networks*, que nos permitirá estudiar la interacción entre estos factores y dilucidar cuál es el que tuvo mayor preponderancia en cada momento. De este modo, podremos determinar cuál es el principio que inspira la política del agua, las razones que han llevado a apostar por una política hidráulica tradicional durante tanto tiempo y los obstáculos que dificultan el cambio de paradigma en la gestión del agua.<sup>24</sup>

---

<sup>23</sup> Cada sistema de creencias está dividido en tres niveles: el normativo o ideológico, el de las creencias políticas básicas y el de los aspectos secundarios o instrumentales. A partir de éstos, cada colación de apoyo elige cuál es su estrategia para influir en la formación de la política pública, que puede modificarse en base a la experiencia acumulada o por el acceso a nueva información. No obstante, este proceso de aprendizaje suele afectar únicamente a los aspectos secundarios del sistema de creencias. Los cambios en los niveles superiores se producen por factores externos a la coalición, tales como un cambio en el marco constitucional, en el gobierno o en el entorno socioeconómico (Jenkins-Smith y Sabatier, 1994).

<sup>24</sup> Esta cuestión ha sido abordada por diversos autores desde otros enfoques: Mezo (1995) y Pérez Díaz *et al.* (1996) utilizan el concepto de *policy community*; Ramos (2001), la lógica de la acción colectiva de Olson; y Bukowski (2005), la teoría de las coaliciones de apoyo. Todos estos autores ponen el énfasis, de un modo u otro, en el papel de los grupos de presión en la formación de la política del agua. En cambio, nuestro enfoque nos lleva a concluir que las variables explicativas más significativas son el marco institucional o el papel de las ideas.

## **1.2. LA POLÍTICA HIDRÁULICA TRADICIONAL**

### **1.2.1. Características de la política hidráulica tradicional**

La cuestión del agua ha sido planteada durante siglos en España bajo las premisas de que el agua era un factor de producción básico para el desarrollo económico y que la dotación era suficiente para cubrir las necesidades existentes, pero la irregular distribución temporal y espacial dificultaba los aprovechamientos en régimen natural. El enfoque tradicional de la política hidráulica ha sostenido la tesis de que la solución al problema del agua en nuestro país pasaba por desarrollar unas redes hidráulicas que regulasen el caudal natural. Se trataba así de garantizar un abastecimiento de agua estable, necesario tanto para el desarrollo de las actividades productivas como para el consumo humano.

La política hidráulica tradicional y la construcción de grandes obras públicas de canalización en España tiene sus orígenes en el siglo XVI; pero es en el siglo XVII cuando se multiplican los proyectos, con la creación de las escuelas de ingeniería técnica y la aparición de los arbitristas hidráulicos.<sup>25</sup> No obstante, a pesar del amplio consenso social, la realización de estas obras topó con obstáculos que resultaron insalvables en muchas ocasiones, como la permanente dificultad de encontrar financiación para proyectos de tal envergadura o la oposición de los poderes locales que veían recortados sus privilegios.

Los principios de la política hidráulica tradicional, entendida como una política de oferta de agua, empezaron a cuajar en la segunda mitad del siglo XIX (Villanueva, 1991).<sup>26</sup> El marco jurídico en el que se desarrolló esta política hidráulica tradicional

---

<sup>25</sup> Al inicio de la Edad Moderna, el sistema hidráulico de la España mediterránea estaba fragmentado en pequeñas unidades. A pesar de la existencia de grandes regadíos en Lérida, Valencia o Granada, las técnicas utilizadas para la captación permitían acceder sólo a pequeños caudales. El resultado era la existencia de unos regadíos de tamaño reducido y poco especializados, con una producción destinada básicamente a la subsistencia (Pérez Picazo y Lemeunier, 1990).

<sup>26</sup> Los poderes locales, que tradicionalmente se habían opuesto a las regulaciones estatales, cambian de opinión en la segunda mitad del siglo XIX. Las oligarquías entendieron que el Estado era la única institución con capacidad para actuar sobre los grandes ejes fluviales y que estas obras de regulación les permitirían obtener mayores rentas en unas explotaciones de regadío orientadas hacia el mercado (Lemeunier, 2000).

fue la Ley de Aguas de 1866 y, fundamentalmente, la de 1879. En esta última se declara el dominio público de las aguas superficiales y se establece un rígido sistema de concesiones administrativas para acceder a la utilización privada del agua. Es decir, se limitaba la disponibilidad particular del agua y se reforzaba el papel del Estado, atribuyéndole la función de cuidar y vigilar el aprovechamiento de las aguas públicas, dando lugar a un "*señorío nacional y estatal de las aguas*" (Gallego, 1986:235).<sup>27</sup>

En el último tercio del siglo XIX aún se intentó que las obras hidráulicas fuesen costeadas en parte por los particulares, pero los resultados fueron de nuevo decepcionantes. El capital privado no respondió como motor de la transformación en regadío, ya fuese por la inexistencia de unos mercados financieros suficientemente amplios, por la insuficiente capacidad de ahorro de los agricultores, o por la falta de iniciativa privada para promocionar y construir las grandes obras hidráulicas de regulación y transporte.

Este estado de frustración llevó a la apelación de la intervención de la Administración Pública por parte de los regeneracionistas:<sup>28</sup> era necesaria una regeneración nacional y para ello había que prestar especial atención a las potencialidades de las obras hidráulicas, que resolverían los problemas de la agricultura y sacarían del atraso económico al país. Unas ideas que marcarán el rumbo de la política hidráulica del siglo XX, que es ante todo una política de obras o de oferta,<sup>29</sup> como respuesta a unas condiciones hídricas naturales tan poco favorables (Fanlo, 2001). Lentamente fue calando así la percepción de que si el objetivo de incrementar la oferta de agua era una cuestión de interés general, el

---

<sup>27</sup> Si bien con la desaparición de la condición patrimonial del agua y la abolición del dominio de los señores del agua establecido en las Cortes de Cádiz de 1811 y 1813 se inició el camino hacia la propiedad privada del agua, las críticas que recibió este planteamiento liberal hicieron que las leyes de agua de 1866 y 1879 revirtiesen este proceso (Melgarejo, 2000). Este nuevo marco jurídico se justificó por la necesidad de no abandonar el agua a los intereses individuales y evitar la posibilidad de una explotación en régimen de monopolio (Martín Mateo, 2000). No obstante, aunque la Ley de Aguas de 1879 ha estado vigente hasta 1985, su eficacia para resolver los problemas del agua se ha visto mermada por la ausencia de una adecuada planificación hidrológica (Calvo, 2001).

<sup>28</sup> Según Joaquín Costa, "*la experiencia nos enseña que los canales no se construirán mientras no los construya por su cuenta la administración, como una obra nacional*" (citado en Ortega 1979:35).

<sup>29</sup> Desde 1932 la política de aguas se venía gestionando desde la Dirección General de Obras Hidráulicas, lo que da una idea del peso que ha tenido tradicionalmente la obra hidráulica dentro de la política de agua. Esta situación empieza a modificarse en 1991, con la creación de la Secretaría de Estado para la Política de Agua y Medio Ambiente.

Estado debía hacerse cargo de la mayor parte del coste de las obras hidráulicas (Pérez Díaz *et al.*, 1996). De una situación en la que se limitaba a conceder incentivos económicos para la asunción de riesgos de la iniciativa privada en la construcción de las obras de regulación, el Estado pasará a tomar la iniciativa para planificarlas y financiarlas. En este nuevo escenario, los precios que soportarán los usuarios no jugarán ningún papel como mecanismo de asignación, lo que favorece la movilización del recurso pero provoca que todo el coste de la construcción y explotación de las infraestructuras recaiga sobre los presupuestos públicos.<sup>30</sup>

Las ideas regeneracionistas de Joaquín Costa se vieron plasmadas a lo largo del siglo XX en los sucesivos planes de obras hidráulicas, que se inician en 1902 con el Plan Nacional de Aprovechamientos Hidráulicos (Plan Gasset) y sus posteriores correcciones (1909, 1916 y 1919). Durante la Dictadura de Primo de Rivera el Estado se convirtió en el motor encargado de reactivar la economía nacional y, el gasto público en obras hidráulicas, en un elemento fundamental de la política económica del régimen más allá del endeudamiento que implicaba.<sup>31</sup> También durante la II República se aprobó un Plan General de Obras Hidráulicas (1933), diseñado por Manuel Lorenzo Pardo. Pero aunque la Guerra Civil impidió su materialización, las directrices establecidas en el Plan Pardo fueron retomadas rápidamente tras la guerra, publicándose en 1940 un nuevo Plan General de Obras Hidráulicas (Plan Peña).<sup>32</sup> La política hidráulica tradicional se convirtió de nuevo en uno de los ejes económicos durante la dictadura de Franco, siendo un elemento clave en los Planes de Desarrollo de los años 60. La instauración de la democracia tampoco supuso un cambio. Las ideas regeneracionistas según las cuales es necesario acometer grandes obras hidráulicas para garantizar la modernización del

---

<sup>30</sup> Según Carl Menger, la condición que debe cumplir un recurso para poder ser considerado un bien económico es que las disponibilidades sean inferiores a las necesidades que se tienen del bien (Schumpeter, 1995). Una premisa que incumple el agua desde la perspectiva de la política hidráulica tradicional, donde el agua no es escasa sino que simplemente está mal distribuida, lo que hacía innecesario introducir instrumentos de mercado para gestionarla.

<sup>31</sup> Una innovación que se produjo en esta época, y en la que España es pionera, fue la creación en 1926 de las Confederaciones Hidrográficas, impulsadas por Manuel Lorenzo Pardo. Un modelo de organización administrativa por cuencas basado en el principio de participación de los usuarios, con el objetivo de compatibilizar los diversos intereses concurrentes en cada una de ellas (Embid, 2001).

<sup>32</sup> El Plan Peña, elaborado durante la dictadura franquista, recogía básicamente los planteamientos del Plan Pardo, elaborado durante la II República (Fernández Clemente, 2000).

país siguen estando vigentes en la actualidad, aunque ahora son objeto de controversia.<sup>33</sup>

### 1.2.2. Razones para una política hidráulica tradicional

A lo largo del siglo XX, la política de oferta ha sido el elemento básico de acción en materia de aguas de regímenes políticos de distinta índole. Las dictaduras de Primo de Rivera y el general Franco, los gobiernos de la Restauración, de la II República o de la democracia actual, han defendido la política hidráulica tradicional como medio de paliar el problema del agua en España.

La continuidad en el tiempo de la política hidráulica tradicional puede ser explicada en base a la aceptación del ideario regeneracionista. Pero la formulación de la política de agua no sólo requiere de un cierto grado de aceptación social, sino que también debe ser asumida por el poder político. Una transmisión de ideas e intereses que dependerá de los mecanismos institucionales que estructuren la relación entre los distintos actores sociales y su conexión con la Administración Pública. Es decir, es la interacción entre ideas, intereses e instituciones la que nos permitirá entender mejor el consenso existente en materia de aguas en nuestro país a lo largo de todo el siglo XX.

#### 1.2.2.1. El papel de las ideas

Una de las funciones asumidas por el Estado moderno ha sido estimular el crecimiento económico. Un papel reforzado por el proceso de industrialización y el crecimiento de las ciudades, ya que se multiplican las presiones sobre el Estado como instrumento regulador, promotor de la actividad económica y oferente de servicios públicos (Boix, 1993). En la España de finales del siglo XIX y gran parte del siglo XX existe aún un factor adicional que da más protagonismo al papel del Estado: el proteccionismo económico. Un modelo de desarrollo que dejaba el

---

<sup>33</sup> El ideario costista se halla reflejado explícitamente en la exposición de motivos de la Memoria del Plan Hidrológico Nacional elaborado por el PSOE en 1993 (Plan Borrell), donde se señala que en el nuevo siglo "el viejo sueño de Costa podrá, por fin, hacerse realidad, aunque no se limitará a su *Litera querida*: el *Ésera* y muchos otros *Éseras* recorrerán la piel de España y sus aguas limpias serán, recordando la letra poética costista, su sangre, su rocío y su oro, el camino de la liberación y de las riquezas colectivas" (MOPT, 1993).

mercado interior a expensas del dinamismo de la demanda interior, donde la política de fomento impulsada por el gobierno adquiriría una relevancia especial.

Cuando en el último tercio del siglo XIX se hacía balance de la situación económica y social del país, la comparación con otros países europeos ponía de manifiesto los precarios resultados de la obra y de los servicios públicos en España. Una sensación de decepción por las tareas periódicamente aplazadas, que se agudiza con la derrota en la guerra de 1898. La necesidad de realizar una terapia de choque se extiende en la vida pública española.

La política hidráulica se convertirá en uno de los remedios para sacar al país de ese retraso comparativo de la economía española.<sup>34</sup> Su objetivo será incrementar la oferta de agua, con la voluntad política de incentivar y facilitar su uso en la agricultura,<sup>35</sup> en un contexto donde las crecientes demandas de agua para instaurar nuevos regadíos se ven como legítimas y favorables al desarrollo económico del país.<sup>36</sup> Así, durante la época de la Restauración y, sobre todo, durante las dictaduras de Primo de Rivera y Franco, se pondrá un especial énfasis en la construcción de canales y embalses de regulación bajo el siguiente razonamiento: la expansión del regadío permitirá diversificar la estructura agrícola e incrementar su productividad, aumentarán las exportaciones agrícolas y mejorará la balanza comercial, facilitando el asentamiento de la población en todo el territorio. Además, esta política generaba efectos de arrastre en la economía, ya que la construcción de las obras hidráulicas generaba empleo y permitía obtener la energía hidroeléctrica necesaria para el desarrollo económico.

A pesar de esta confianza en la capacidad del Estado para generar crecimiento y distribuirlo, quedaba por resolver un problema: cómo obtendría la hacienda pública

---

<sup>34</sup> Una idea sintetizada en la frase atribuida a Mendizábal: "*España no será rica mientras los ríos desemboquen en el mar*" (citado en Ramos, 2001:135).

<sup>35</sup> Uno de los pilares de la escuela clásica del siglo XIX fue la ley de Say, según la cual toda oferta crea su propia demanda. Bajo esta premisa, la creencia era que la política de aumentar las disponibilidades de agua generaría un incremento de la demanda y permitiría modernizar la agricultura del país.

<sup>36</sup> El agua aún no era considerada un recurso escaso, pero la asignación para su uso privativo era regulada por la Administración Pública. No obstante, las concesiones solían ser muy generosas, tanto en términos de la cuantía de caudal concedido como por los plazos de la concesión. De este modo, se pretendía dotar de mayor seguridad a los usuarios y fomentar así posibles inversiones (Genovés, 2001).

los recursos necesarios para financiar esas grandes obras hidráulicas. La respuesta la encontraron implícita en la propia política hidráulica tradicional: si se expandían los regadíos y la agricultura, una economía básicamente agrícola como la española también crecería y con ella la recaudación tributaria.

Por tanto, las ideas del regeneracionismo tenían la virtud de establecer un nexo entre la modernización del país y una cuestión olvidada como la del agua.<sup>37</sup> Se realiza una apuesta por la obra hidráulica como motor del desarrollo, donde el abastecimiento de agua se convierte en una cuestión de interés general que requiere de la intervención del Estado. Un modelo que choca con las ideas liberales, pero que encuentra justificación tanto en los modelos teóricos<sup>38</sup> como en la experiencia exitosa de otros países.<sup>39</sup> La combinación de un modelo de capitalismo dirigido y de un sistema político autoritario necesitado de aumentar su prestigio, impulsaron definitivamente la realización de las grandes obras hidráulicas (Vilar, 1990). El Estado ya tenía la justificación para hacerse cargo de la mayor parte de los costes de las obras hidráulicas y culminar el ideario de la política hidráulica tradicional.<sup>40</sup>

#### 1.2.2.2. La coalición de intereses

La idea que se extiende en la sociedad española desde finales del siglo XIX es que la obra hidráulica es una cuestión crucial para la modernización del país. Una idea que rápidamente hacen suya distintos grupos sociales: juristas, políticos, funcionarios, ingenieros, agricultores,... Se produce así un punto de encuentro

---

<sup>37</sup> Costas y Serrano (1988) explican cómo la construcción de puentes intelectuales que vinculen un *problema privilegiado* con un *problema olvidado* es una de las estrategias que utilizan los reformadores para resolver éste último.

<sup>38</sup> El modelo de industrialización por sustitución de importaciones encuentra su marco teórico en la obra de los estructuralistas hispanoamericanos de mitad del siglo XX, como Raúl Prebisch, Celso Furtado o Hans Walter Singer.

<sup>39</sup> Durante los años 30 y 40, el éxito del modelo soviético contrasta con las crisis económicas de las economías occidentales. Se genera así un debate en torno a las bondades del mercado y de la planificación, que será propicio para que las sociedades liberales diseñen también sus planes de desarrollo y ejecuten grandes proyectos de transformación de la naturaleza.

<sup>40</sup> No obstante, los regantes pagaban un canon por las obras de regulación, de canalización, de distribución, así como por los gastos de explotación y mantenimiento del sistema. También los ayuntamientos contribuyeron en un pequeño porcentaje en las obras de regulación y se hicieron cargo de las redes de distribución del agua para uso urbano (Pérez Díaz *et al.*, 1996).

entre el pensamiento económico y la acción política, donde convergen los intereses de diferentes grupos sociales (Pérez-Díaz *et al.*, 1996; Martínez Gil, 1997):

- De la clase política, porque resolver uno de los problemas considerados clave para superar el atraso comparativo de la economía española es una manera de obtener recursos económicos, prestigio y legitimidad.
- De los intelectuales, que sintetizan el problema de España en la necesidad de su regeneración, en su europeización y modernización. Unas ideas que encuentran en la política hidráulica tradicional un instrumento para materializarlas.
- De los cuerpos de ingenieros, que ven la posibilidad de transformar la economía española aplicando los avances tecnológicos en la construcción de las obras hidráulicas: el uso de hormigón, la mejora en las técnicas de movimiento de tierras, el desarrollo de los sistemas de elevación de grandes caudales de agua, etc. La posibilidad de desplazar cualquier caudal de agua a grandes distancias, más allá incluso del ámbito de las cuencas hidrográficas de las que proceden, se vuelve real.
- De los agricultores, los constructores, el sector financiero y las empresas hidroeléctricas, que ven en las obras hidráulicas una oportunidad de negocio.

Es decir, se puede entender la política hidráulica tradicional como un juego de suma positiva, donde son muchos los colectivos que salen beneficiados. Cuando las ideas de los regeneracionistas calan en estos colectivos con un importante peso en la vida política del país, se genera un consenso en torno a la política de aguas basado en la necesidad de incrementar la oferta de agua mediante la intervención del Estado en la obra hidráulica.

La alianza entre todos estos actores ha sido definida como una *policy community*, entendida como un conjunto de sectores interdependientes relacionados a través de los organismos administrativos que elaboraban la política de aguas (Pérez-Díaz *et al.*, 1996). Un grupo relativamente restringido y estable, cohesionado en torno a la idea de la necesidad de la obra hidráulica, en una marco institucional estable,... que se convierte en un grupo de presión que influirá en la manera en que la Administración Pública percibe la cuestión del agua (Ramos, 2001). Un consenso que perdurará a lo largo de todo el siglo XX, que ayuda a explicar tanto la aparición como la persistencia en el tiempo del llamado modelo de política hidráulica tradicional.

### 1.2.2.3. El marco institucional

Aunque el consenso que se generó alrededor de las ideas regeneracionistas y la confluencia de intereses en torno a la política hidráulica tradicional son factores relevantes para entender la aparición de la política tradicional en España, nuestra hipótesis es que fue el marco institucional el que tendió a perpetuarla en el tiempo.

Sin duda, el hecho que la administración franquista concentrara en la Dirección General de Obras Hidráulicas todos los temas relacionados con el agua<sup>41</sup> o que existiera una entente entre ésta y el Ministerio de Agricultura, configuran un marco institucional propicio para la realización de obras hidráulicas y la expansión del regadío. Pero tal vez no constituyen una condición necesaria ni suficiente para explicar la persistencia del modelo de oferta de agua.

Si analizamos en qué épocas ha sido más intensa la política hidráulica tradicional, vemos que fue durante la dictadura del general Primo de Rivera cuando se crearon las confederaciones hidrográficas de cuenca, que representaban un primer programa para la construcción masiva de embalses; o que fue durante la dictadura del general Franco cuando más se potenció la obra hidráulica y se realizó el trasvase entre las cuencas del Tajo y del Segura.<sup>42</sup> Es decir, en aquellas épocas en las cuales el Estado ha sido más autoritario, se ha intensificado su presencia en las cuestiones hidráulicas.<sup>43</sup>

---

<sup>41</sup> Aunque formalmente el reparto de competencias se estableció a través de las confederaciones hidrográficas, éstas estuvieron lastradas por su falta de autonomía financiera y política, limitándose a desempeñar un papel de búsqueda de rentas (Ramos, 2001). Por todo ello, fue en la Dirección General de Obras Hidráulicas, dependiente del Ministerio de Obras Públicas, donde se tomaban las decisiones relativas tanto a la realización de obras públicas como a la gestión y calidad del agua.

<sup>42</sup> A finales del siglo XIX, la capacidad total de embalse en España se situaba en torno a los 100 hm<sup>3</sup>. Tras el impulso recibido durante la dictadura del general Primo de Rivera, al inicio de la Guerra Civil la capacidad de los embalses llegaba ya a los 3.800 hm<sup>3</sup>. Una dinámica que se retoma a partir de 1954, propiciada tanto por las obras públicas de expansión de regadíos como por la construcción de grandes centrales eléctricas, alcanzando en 1970 una capacidad de 37.000 hm<sup>3</sup> (Mezo, 1995).

<sup>43</sup> No obstante, cuando se analizan otros períodos de la historia, esta respuesta no siempre es concluyente. Hay autores que sostienen que los complejos sistemas de regadíos, que requieren grandes obras hidráulicas, conllevan la existencia de sistemas políticos centralizados, de carácter despótico y burocrático. Pero esta es una visión criticada por otros autores, que rechazan la idea de que sociedades cuya base es el control del agua tengan que depender forzosamente de organizaciones políticas centralizadas, como ejemplifica la descentralización de las comunidades hidráulicas andaluzas (Poveda, 2000).

Una cuestión relevante es, por tanto, dilucidar el porqué de la existencia de esta vinculación entre autoritarismo y política hidráulica tradicional en España en el siglo XX. Una política que debía financiarse a través del presupuesto público en un país caracterizado por una situación de déficit crónico de la hacienda pública, agudizada con la crisis de los años 30 y la autarquía franquista. A pesar de todo ello, la cuestión del agua se convirtió en un problema privilegiado durante las dictaduras del general Primo de Rivera y del general Franco, que destinaron una parte importante de los recursos públicos a la realización de grandes infraestructuras hidráulicas. Las razones hay que buscarlas en diversos motivos:

- Primero, por la necesidad de los regímenes políticos no democráticos de obtener el apoyo de determinados grupos económicos y legitimar su permanencia en el poder. Aunque la falta de recursos en las arcas públicas hizo que las regulaciones se convirtieran en un instrumento fundamental para conseguir el respaldo de determinados grupos sociales (Costas, 2000), la política hidráulica tradicional se convirtió en una de las políticas de fomento características de estas dictaduras. Más allá del posible desarrollo económico del país, las ventajas que obtenían por instrumentar esta política eran, por un lado, conceder unas rentas a determinados grupos económicos, cuya adhesión era de una importancia estratégica para la supervivencia del régimen,<sup>44</sup> pero también los réditos políticos que genera la visibilidad y el efecto propagandístico de unas obras hidráulicas que en todo momento se consideran de interés general para la modernización del país: en la primera mitad del siglo XX, para expandir el regadío; durante el franquismo, para acabar con el racionamiento y generar la energía que requiere el proceso de industrialización.
- Segundo, por la ideología nacional-catolicista de estos regímenes autoritarios. Según esta corriente, los pueblos con un valor universal deben seguir su corriente histórica, el camino que Dios les señala, y fuera de esta vía no hay sino extravíos (Gracia, 2004). Una senda histórica que pasaba por resolver definitivamente el problema del agua en España y culminar así una larga tradición de esfuerzos e innovaciones por regular el agua. Una tarea que implicaba esfuerzos y sacrificios, pero tras la cual llegaría una etapa de progreso

---

<sup>44</sup> Como señala González (1999:627), "*casi todas las adaptaciones y el cambio de reglas económicas que se impusieron en el régimen del general Franco tenían un sentido profundo: sobrevivir*".

y reconocimiento que llevarían a la nación al lugar que le correspondía en el escenario internacional.<sup>45</sup>

- Tercero, por la filosofía totalitaria del Estado. Como señala Ortega y Gasset (2005), la democracia liberal, la experimentación científica y el industrialismo llevaron al nacimiento de una nueva sociedad en el siglo XX, dominada por el hombre-masa y su creencia de que el futuro necesariamente tenía que ser mejor.<sup>46</sup> Ante cualquier conflicto o problema, el hombre-masa tendía a exigir que inmediatamente lo asumiera el Estado. El intervencionismo del Estado y la burocratización de la vida llevaron a la aparición del fascismo: todo por el Estado, nada fuera del Estado, nada contra el Estado. El resultado era paradójico: la estatificación de la sociedad conllevaba la no participación del ciudadano en la toma de decisiones.<sup>47</sup>

En definitiva, si a la coincidencia de intereses económicos le sumamos la voluntad política, la capacidad técnica, las facilidades de financiación, la fluidez de contactos dentro de la administración,... podemos entender en gran medida la cohesión y la estabilidad en el tiempo que tuvo a la política hidráulica de oferta tradicional. Pero todos estos elementos probablemente hubieran sido insuficientes en un marco institucional democrático y plural. La existencia de regímenes autoritarios durante gran parte del siglo XX en España explican la duración de esta política de agua basada en un principio jerárquico, constituida como una estructura cerrada alejada del escrutinio público y con unas pautas de interacción estables, con independencia de la distorsión que pudiera generar en los mercados y de su grado de eficiencia.

---

<sup>45</sup> El intervencionismo de esa época ha sido calificado como de patriarcalismo económico o de tradicionalizante, tanto *"por lo que representa de consumación de tendencias anteriores en la trayectoria de la política económica de la España contemporánea, como por lo que tenía de rudimentario y tosco"* (García Delgado y Jiménez, 2001:114).

<sup>46</sup> La divergencia entre la simplicidad de las mentalidades y el creciente grado de dificultad y sutileza de los problemas de la época es señalado como uno de los principales errores de la época: *"La perfección misma con que el siglo XIX ha dado una organización a ciertos órdenes de la vida es origen de que las masas beneficiarias no la consideren como organización, sino como naturaleza (...). De esta suerte, nos encontramos con una masa más fuerte que en ninguna época, pero, a diferencia de la tradicional, hermetizada en sí misma, incapaz de atender a nada ni a nadie, creyendo que se basta; en suma: indócil"* (Ortega y Gasset, 2005: 115).

<sup>47</sup> El totalitarismo implicaba que *"aunque el individuo fuera organizado en todos sus movimientos, se encontrara más solo que nunca. Era impotente en manos de organizaciones de las cuales era nominalmente miembro y que pretendían hablar en su nombre y proteger sus intereses. Pero él nada tenía que decir en relación a esos intereses"* (Sabine, 1996:675).

### 1.2.3. Resultados de la política hidráulica tradicional

La continuidad de la política hidráulica tradicional a lo largo de todo el siglo XX y la constancia en la construcción de grandes obras hidráulicas de regulación explica que el 5% de la superficie en España esté cubierta por embalses, el mayor porcentaje a nivel mundial (Arrojo, 1997).

Si evaluamos el grado de cumplimiento de los objetivos planteados, podemos concluir que el modelo de oferta de agua ha conseguido expandir las superficies de regadío,<sup>48</sup> mejorar las condiciones para el asentamiento de la población rural, generar energía eléctrica<sup>49</sup> y proporcionar mayor seguridad a los abastecimientos urbanos.

Pero toda política tiene sus luces y sus sombras. La mayor crítica que se puede hacer a la política hidráulica tradicional es que, si bien en un momento determinado tenía su lógica y su razón de ser, su persistencia en el tiempo con unos mismos principios ha hecho que se convierta en un obstáculo para alcanzar el objetivo por el que nació: la modernización del país. El desarrollo económico y el crecimiento urbano han hecho que las disponibilidades de agua en muchas regiones se revelen insuficientes ante una demanda creciente, rompiendo así una premisa básica de la política tradicional: la abundancia de agua. Un agua cada vez más escasa por la que compiten diferentes sectores económicos, al tiempo que se deteriora su calidad y el entorno biológico de los ríos. La política de oferta de agua se revela insuficiente y presiona de una manera creciente las arcas públicas, que mantienen la tradición de financiación pública de las obras hidráulicas, ya que la obtención de nuevos recursos hídricos es cada vez más compleja y presenta unos costes crecientes (Dinar, 1998).

---

<sup>48</sup> Si a comienzos del siglo XX se regaban 1,2 millones de hectáreas, a principios de los años 80 la cifra ascendía ya a 2,9 millones de hectáreas (Atienza, 1992). Una tendencia fomentada por el hecho de mantener el precio del agua a unos niveles muy reducidos para incrementar la productividad en el campo. Según las estimaciones de Sumpsi (1994), los agricultores pagaban por el agua entre 1 y 2 ptas/m<sup>3</sup>, cuando el precio real si se intentase recuperar el coste de provisión sería de unas 10 ptas/m<sup>3</sup>. A pesar de la distorsión que esto genera, la persistencia en el tiempo de subsidios encubiertos en el precio del agua ha hecho que los agricultores consideren esta renta económica como un derecho adquirido consustancial al uso del agua (Dinar, 1998).

<sup>49</sup> En 1989, el 40,1% de la capacidad de embalse era exclusivamente de uso eléctrico y sólo el 10,3% no tenía central eléctrica (Ramos, 2001).

## **1.3. LA NUEVA CULTURA DEL AGUA**

### **1.3.1. Características de los nuevos modelos de gestión del agua**

En las últimas décadas ha ido calando la percepción de que el agua se está convirtiendo en un bien escaso. Una idea que rompe con la premisa básica de la política hidráulica tradicional y plantea la necesidad de un cambio de enfoque en la política del agua.

A finales de los años 80 surgió el llamado modelo de demanda de agua, cuyo objetivo ya no era asegurar una gran cantidad de agua a bajo coste para incentivar su utilización como factor de producción, sino garantizar su uso eficiente. En lugar de las grandes inversiones en obras públicas asociadas a la política de oferta de agua, la política de demanda apuesta por un diseño más eficiente de los sistemas de gestión, con independencia de la existencia o no de un problema de escasez de agua.

Para implementar esta nueva política del agua es necesario combinar mecanismos de regulación con un papel creciente del mercado en la asignación de los recursos. Es decir, sigue siendo necesario regular aspectos como las normas técnicas sobre el consumo de agua de los equipamientos domésticos o de los sistemas de refrigeración industrial, la disminución de los vertidos industriales en ríos o la obligación de reciclar el agua. Pero también es importante que se establezca una competencia entre usos ante un recurso escaso,<sup>50</sup> eliminando las subvenciones encubiertas en el precio del agua y la financiación pública de las obras hidráulicas.

Se trata de introducir incentivos para el ahorro de agua, de transmitir señales de escasez a los usuarios, haciendo que el precio del agua refleje tanto los costes de obtención y distribución del agua como su coste de oportunidad; de lograr que la iniciativa privada sustituya a la Administración Pública en la promoción, financiación y gestión de las infraestructuras hidráulicas.<sup>51</sup> En este nuevo marco, las

---

<sup>50</sup> Uno de los errores habituales en la política del agua ha sido que, a pesar de que tuviese como objetivo aumentar la cantidad de agua disponible, descuidaba la cuestión de la asignación entre usos alternativos (Ciriacy-Wantrup, 1992).

<sup>51</sup> A pesar del grado de amplitud de los mercados financieros en las sociedades desarrolladas, la participación del sector privado en la gestión del agua ha sido generalmente limitada. Sólo tras la

características que deben tener los mecanismos de asignación de agua ya no son la seguridad y amplitud de los derechos de uso a favor de los usuarios, sino dotarles de una mayor flexibilidad y permitir el intercambio de derechos de uso de agua entre usuarios para paliar los conflictos derivados de una creciente demanda o de las sequías.<sup>52</sup>

Este nuevo enfoque ha ido siendo recogido paulatinamente en la legislación de aguas en España. La reforma de la Ley de Aguas en 1999 introduce la reutilización del agua y los procesos de desalación como nuevos métodos para incrementar las disponibilidades de agua. Pero incide especialmente en la gestión de la demanda como método para fomentar el ahorro y la economía del recurso. Unos nuevos instrumentos, como los contratos de cesión de derechos sobre el agua<sup>53</sup> o la introducción de incentivos y sanciones ligados a consumos de referencia, que pueden hacer innecesario recurrir al incremento de la oferta para acceder al abastecimiento de nuevos usos del agua. En caso de ser necesarias nuevas obras hidráulicas, la Ley de Aguas de 1999 establece que irán a cargo de sociedades promotoras de infraestructuras vinculadas a las confederaciones hidrográficas. Estos entes serán los encargados de impulsar y gestionar las obras hidráulicas, de manera que sean los beneficiarios de las obras quienes las financien.<sup>54</sup>

En definitiva, un nuevo sistema de gestión para el agua basado en la demanda cuyos objetivos son *“la búsqueda de la eficiencia económica, la traslación a los usuarios y organismos gestores de señales de escasez, la participación de los*

---

privatización de las infraestructuras hidráulicas en Gran Bretaña en 1989 se inicia una tendencia hacia una mayor participación de la iniciativa privada (Camdessus, 2003).

<sup>52</sup> La ausencia tradicional de señales de precios en el agua hacía que las instituciones públicas concedieran una especial atención a la seguridad de los derechos sobre el agua de los usuarios privados, con una marcada rigidez e inflexibilidad en su asignación entre usuarios y usos. Si bien las asignaciones iniciales de agua a usos, usuarios y localizaciones podían ser eficientes en relación con las demandas y tecnologías de un tiempo anterior, al cambiar la demanda y la tecnología con creciente rapidez el resultado inevitable ha sido la ineficiencia económica (Kelso, 1992).

<sup>53</sup> Se abre así la posibilidad de realizar transacciones de agua, que no concesiones, entre usuarios. Aunque se ha hablado de la creación de un mercado del agua, no puede existir un mercado en sentido estricto sobre un bien que es de dominio público. El concepto que más se ajusta es el de *“transferencia regulada, pero libre en su iniciativa, de los usos otorgados por la Administración”* (Calvo, 2001:425).

<sup>54</sup> No obstante, determinadas infraestructuras pueden ser catalogadas de interés general con el fin de agilizar el procedimiento para su construcción y promover su cofinanciación con fondos procedentes de la Unión Europea.

*diferentes intereses en la toma de decisiones, la preferencia por el ahorro y la reutilización del recurso, la subsidiariedad, la preferencia por las soluciones de ámbito local, la autonomía política y financiera de los organismos gestores y la cooperación con los países vecinos” (Pérez-Díaz et al., 1996:76).<sup>55</sup>*

La Unión Europea también se ha sumado a este proceso de cambio en la manera de abordar la cuestión del agua, preocupada por los efectos que la escasez y el uso abusivo del agua producen. Trata de disociar el desarrollo económico de las presiones ambientales, invirtiendo las tendencias actuales de un consumo insostenible que afectan seriamente al medio ambiente y son económicamente ineficientes (Jiménez, 2001). Se plantea, pues, que el objetivo prioritario de la política del agua sea el ahorro y la preservación de la calidad; es decir, la eficiencia en el uso del agua y la protección del medio ambiente.<sup>56</sup> Con este modelo, que podríamos denominar de uso sostenible del agua en contraposición no sólo a los modelos tradicionales sino también a los modelos de gestión de la demanda, el agua ya no es sólo un factor de producción, sino que es también un activo social.<sup>57</sup> Es decir, se trata de un enfoque que conjuga la eficiencia económica y la sostenibilidad medioambiental,<sup>58</sup> donde se promueve la aplicación de medidas alternativas a la construcción de grandes presas.

La Directiva Marco del Agua supone la ratificación del cambio hacia esta nueva cultura del agua, donde los objetivos prioritarios son evitar el deterioro de los ecosistemas acuáticos, promover el uso sostenible de los recursos hídricos y reducir

---

<sup>55</sup> Pero la política de demanda de agua no está exenta de problemas: de orden técnico, ya que para transferir derechos deben existir unas infraestructuras que lo hagan posible; y de orden ambiental, por la incertidumbre sobre cómo puede influir la cesión de derechos de uso en la cuantía de retornos de agua.

<sup>56</sup> Un documento pionero en la defensa de los valores ambientales del agua fue el informe *Water Policies for the Future*, elaborado por la Comisión Nacional del Agua de Estados Unidos en 1973, en el cual ya se planteaban cuestiones como los mercados de agua, el aumento de la eficiencia del uso del agua, la reutilización de aguas residuales urbanas e industriales, y la mejora en la gestión de las aguas subterráneas (Sahuquillo, 2001).

<sup>57</sup> Poner el acento en la naturaleza del agua como activo ecológico y social implica que el componente productivo es sólo un aspecto más del agua (Aguilera, 1992a). Un cambio de enfoque que implica que los aspectos productivos deben quedar condicionados al mantenimiento de unos rigurosos objetivos del estado cualitativo y cuantitativo de las masas de agua.

<sup>58</sup> El informe Brundtland definió el desarrollo sostenible como aquél que asegura la satisfacción de las necesidades de la generación actual sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer las suyas (WCED, 1987).

progresivamente los vertidos de sustancias peligrosas en busca de su eliminación completa. Una Directiva Marco del Agua que obliga a los países miembros de la Unión Europea a que el precio del agua refleje su coste antes del año 2010, de modo que se incentive a los usuarios a utilizar los recursos de una manera eficiente.<sup>59</sup>

### **1.3.2. Razones para un nuevo enfoque en la política del agua**

La antigua política de agua del regeneracionismo, basada en la construcción de grandes infraestructuras hidráulicas para poder abastecer a los diferentes usos y usuarios, se ha revelado insuficiente para resolver los problemas actuales. Los nuevos enfoques de la política de agua ya no ponen el énfasis exclusivamente en la generación de nuevos recursos hídricos y su transporte a grandes distancias, sino que abogan por una posición más equilibrada entre una política de oferta y una política de contención de la demanda, como manera de proteger un activo social como el agua.

Para explicar por qué han surgido estos nuevos planteamientos en la política del agua en España, es necesario de nuevo estudiar el papel que juegan factores como el marco institucional, la fuerza que tienen determinadas ideas o la convergencia de intereses entre determinados grupos de presión. Nuestra hipótesis será que, aunque la aparición de nuevos actores y el cambio institucional implícito en las directrices de la Unión Europea son elementos significativos, es el papel de las ideas el que adquiere mayor preponderancia y determina cuál es la orientación de la nueva cultura del agua. Una nueva política del agua que pretende romper con el principio jerárquico utilizado tradicionalmente y defiende el sistema de gobernanza como el más apropiado para conseguir que se reflejen no sólo los valores económicos del agua, sino también los ambientales y culturales.

---

<sup>59</sup> La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de Octubre de 2000, conocida como Directiva Marco del Agua, establece que se debe cumplir el principio genérico de la recuperación de los costes de los servicios de aguas, suavizando versiones anteriores en las que se contemplaba la recuperación total de los costes. Además, señala que la Administración Pública no sólo debe potenciar el ahorro del agua, sino que también debe establecer unos rigurosos objetivos de calidad y vigilar su grado de cumplimiento.

### 1.3.2.1. Cambios en las ideas

La preocupación por el medio ambiente surge a nivel internacional en los años 70, espoleado por la crisis del petróleo y la publicación en 1972 del informe *Los límites del crecimiento*.<sup>60</sup> Un momento en el que se reabre la cuestión de la sostenibilidad de los recursos naturales y de la relación del hombre con la naturaleza. Es en este contexto cuando surge con fuerza la idea de que el agua no sólo tiene valor por su uso en actividades económicas, sino que también tiene intrínseco un valor simbólico, comunitario.<sup>61</sup> Estos nuevos valores impulsan la creciente preocupación por el agua, pero ya no sólo por la cantidad en que está disponible, sino por su calidad y su influencia en la conservación del medio ambiente.

En torno a este nuevo enfoque se ha producido una cierta convergencia entre economistas y ecologistas, siendo el punto de encuentro sus críticas a la política hidráulica tradicional: por considerar erróneamente que el bienestar es directamente proporcional al consumo de agua, ignorando la importancia de bienes públicos como la calidad ambiental; por la imposibilidad de generar un crecimiento ilimitado en la oferta de agua a costes reducidos;<sup>62</sup> por la falta de racionalidad económica de un sistema que sólo recupera una pequeña parte del coste de reposición de las inversiones públicas realizadas en presas y canales; o por confundir los conceptos de demanda económica y demanda física, es decir, las cantidades de agua que los usuarios están dispuestos a pagar y aquellas otras derivadas de meros deseos de disponer de ésta de una manera gratuita.

Para sustituir el viejo paradigma de la política de oferta de agua se proponen fórmulas alternativas como el ahorro, la reutilización o la depuración. Unos

---

<sup>60</sup> Este informe del Club de Roma (Meadows *et al.*, 1972) rompía con el clima de confianza en el progreso ilimitado que surgió tras la Segunda Guerra, ya que ponía de manifiesto que si se mantenían las tendencias de crecimiento de la población mundial, industrialización, contaminación ambiental, producción de alimentos y agotamiento de los recursos, la Tierra alcanzaría los límites de su crecimiento en el curso de los siguientes cien años.

<sup>61</sup> El agua no sólo es un activo por su valor económico, sino también por su incidencia en el desarrollo del capital social. Como señalan Brown e Ingram (1992), a los pueblos a los que se les quita el agua se les priva también de unos valores comunitarios asociados a ella, como la equidad o la participación social.

<sup>62</sup> La estrategia basada en aumentar las disponibilidades de agua a un precio inferior a su coste ha generado un incremento constante de la demanda, por lo que no ha conseguido resolver el problema de escasez de agua (Pérez Zabaleta, 2001).

instrumentos novedosos por el hecho de romper con los incentivos perversos asociados a la política hidráulica tradicional, donde en ocasiones resultaba más rentable demandar nuevas concesiones de agua que mejorar la eficiencia en su uso: las obras de captación y de regulación de nuevos recursos hídricos eran financiadas por la Administración Pública con cargo a los presupuestos generales; en cambio, la mayor parte de los ajustes necesarios para ahorrar o reutilizar el agua eran soportados por unos usuarios que, históricamente, estaban acostumbrados a pagar un precio del agua muy inferior a su coste real.<sup>63</sup>

Es decir, han calado con fuerza en la sociedad nuevas ideas como sostenibilidad, eficiencia o calidad en el uso del agua. La responsabilidad intergeneracional de las comunidades con sus territorios, con los ecosistemas y la biodiversidad son elementos a considerar en el actual diseño de la política del agua.<sup>64</sup>

Dado que se cuestiona el papel de la competencia y los mercados como principio inspirador de la política del agua, la gobernación se convierte en la estructura óptima para la coordinación horizontal de los intereses de los actores públicos y privados implicados en la cuestión del agua. La formación de la política del agua, por tanto, debería instrumentarse a través de *policy networks*, entendidas como instituciones informales no jerárquicas que posibiliten la coordinación horizontal entre los actores públicos y privados, regulando los problemas de la acción colectiva y restringiendo los comportamientos oportunistas. Una red abierta y participativa que permita diseñar una política donde se reflejen todos los valores del agua, al tiempo que reduce los costes de información y transacción en su elaboración, creando un clima de confianza mutua entre los actores que permita reducir la incertidumbre en torno a los problemas que plantea la gestión del agua.

---

<sup>63</sup> Un aspecto que incide también en el papel marginal que se ha dado al aprovechamiento de las aguas subterráneas en España, dada la menor subvención que reciben en comparación con las importantes ayudas públicas de las grandes obras hidráulicas en superficie. Un hecho que explicaría también el desinterés por explotar este tipo de aguas por parte de los actores que se beneficiaban de la política hidráulica tradicional (Llamas, 2001).

<sup>64</sup> Como dice la frase atribuida a Antoine de Saint-Exupéry, "*nosotros no heredamos la tierra de nuestros antepasados, sino que la tomamos prestada de nuestros hijos y debemos devolvérsela con intereses*".

### 1.3.2.2. Cambios en la coalición de intereses

La estructura económica actual en España dista mucho de la que había en la sociedad agrícola de principios del siglo XX, donde surgieron las ideas regeneracionistas de incrementar los regadíos como medio para generar riqueza y empleo en el país. Un discurso que en la actualidad carece de fundamento en base a la importancia relativa de la agricultura en el PIB de los países desarrollados,<sup>65</sup> lo que ha modificado el escenario de la política de agua.

Desde los años 80 se empiezan a percibir ciertas fisuras en la comunidad de política hidráulica tradicional, rompiéndose la unanimidad con que se contemplaba la política de aguas. Las razones hay que buscarlas en diversos factores:

- El desarrollo económico y la aparición del movimiento ecologista<sup>66</sup> alteró las preferencias sociales respecto a los recursos naturales, orientándolas más hacia el disfrute colectivo y compartido del patrimonio natural que al consumo individual de sus atributos, lo que impulsará el carácter conservacionista de las nuevas legislaciones de aguas.
- El cambio en la especialización productiva origina la aparición de nuevos usos económicos del agua, como los relacionados con actividades turísticas o de ocio. Unos nuevos usos que son capaces de remunerar el agua muy por encima de otras demandas tradicionales, justificando así la necesidad de una mayor flexibilidad en la asignación de los derechos de agua.
- El objetivo de alcanzar una mayor eficiencia en los usos del agua se entiende como un proceso de modernización de la sociedad española. La mejora de la eficiencia de la economía en un marco democrático tiene naturaleza de bien público (Costas, 2000), lo que implica que las políticas que lo impulsen gozan de una amplia aceptación social entre los votantes.

---

<sup>65</sup> En el año 2002, el sector agrícola representaba el 4% del PIB español y un 5,7% de la población ocupada. No obstante, en la actualidad se apela a valores de equilibrio territorial y ambiental para justificar la importancia social de la agricultura. Una multifuncionalidad de la agricultura defendida en la *Agenda 2000* (Comisión Europea, 1997), que marca los principios que deben regir la reforma de la Política Agrícola Comunitaria.

<sup>66</sup> "Cuando la historia del siglo XX sea finalmente escrita, el ecologismo será considerado como el movimiento social más importante de esa época" (Caldwell, 2000:588).

- La democracia requiere la formación de mayorías para acceder o permanecer en el poder, lo que incentiva a los políticos a recoger los nuevos argumentos en torno a la cuestión del agua como medio para lograr un mayor apoyo entre los votantes.

Todos estos motivos han hecho que en los últimos años se haya desarrollado un intenso debate sobre la necesidad de realizar un cambio en la política del agua o culminar el proyecto de trasvases entre cuencas hidrográficas. Es decir, entre los partidarios de una nueva política basada en la gestión de la demanda y los de la política hidráulica tradicional.

No obstante, más allá de las críticas vertidas a la política hidráulica tradicional, también ha existido un enfrentamiento entre los partidarios del cambio de enfoque, entre ambientalistas y partidarios del mercado. El motivo es que, si bien todos ellos son defensores de introducir señales de escasez a través de instrumentos de mercado y de una cierta regulación que permita preservar los valores públicos del agua, difieren sobre cuál es el énfasis que debe ponerse en cada uno de ellos. Una cuestión que es objeto de controversia entre la coalición de apoyo ambientalista desarrollada en torno a la Fundación Nueva Cultura del Agua (Martínez Gil, 1997; Grande *et al.*, 2001) y la generada a partir de las ideas liberales de la Fundación para el Análisis y los Estudios Sociales (FAES) (Smith, 1996; Iranzo, 2000).

### 1.3.2.3. Cambios en el marco institucional

La instauración de la democracia en España a finales de los años 70 propició la creación del Estado de las autonomías y la exigencia de una mayor transparencia en la elaboración de las políticas públicas. Este proceso de descentralización da una nueva dimensión al concepto de territorio. Un hecho que, de alguna manera, dificulta la construcción de un discurso de solidaridad interterritorial,<sup>67</sup> y plantea la necesidad de solucionar la cuestión del agua a través de una gestión más eficiente de los recursos disponibles en cada cuenca hidrográfica.

---

<sup>67</sup> En los últimos años se han reavivado las tensiones por el agua entre diversas comunidades autónomas. Estas disputas enfrentan a Aragón y Cataluña con la Comunidad Valenciana, Murcia y Almería por el trasvase del Ebro; a Castilla-La Mancha con la Comunidad Valenciana por el trasvase Tajo-Segura y con Murcia por el trasvase entre los ríos Júcar y Vinalopó, etc. Así, mientras las cuencas receptoras apelan a la solidaridad interterritorial para justificarlo, las cuencas exportadoras esgrimen argumentos de sostenibilidad ambiental para criticarlo.

Este cambio institucional provoca también la ampliación del número de actores implicados en el diseño de la política del agua: partidos políticos, grupos ecologistas, autoridades locales y regionales,...<sup>68</sup> Aunque la divergencia de intereses territoriales dificultará su coordinación, el monopolio que había ostentado la Dirección General de Obras Hidráulicas en el diseño de la política de agua en España se verá erosionado.<sup>69</sup> Se pasa así de una *comunidad política* a una *red política* (Pérez-Díaz *et al.*, 1996).<sup>70</sup>

La incorporación de España a la Comunidad Europea en el año 1986 es otro elemento que empuja hacia el cambio institucional en materia de aguas, tanto por la necesidad de adaptar nuestra legislación a las directivas comunitarias<sup>71</sup> como por las críticas a una política de oferta de agua que fomenta la agricultura en una Europa con crecientes excedentes agrarios. Otro factor de cambio emanado de la Unión Europea es una nueva filosofía de gobernación basada en patrones no jerárquicos, que incrementa la dependencia entre los diferentes niveles de gobierno, entre la esfera pública y la privada.

En definitiva, el cambio institucional posibilitó el incremento del número de actores en la política del agua. Pero es la aparición de nuevos puntos de vista sobre cómo gestionar el agua, de discursos alternativos al de la política hidráulica tradicional, lo que ha reavivado el debate público sobre la cuestión del agua y ha llevado a

---

<sup>68</sup> El crecimiento del número y categorías de actores que participan en las políticas públicas no sólo es fruto de la instauración de la democracia, sino también de la creciente diferenciación funcional de la sociedad o del aumento de la intervención pública en cada vez más sectores, que contribuye a la fragmentación y descentralización del Estado (Real, 2002).

<sup>69</sup> Actualmente, la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas se encuadra dentro del Ministerio de Medio Ambiente, lo que relega la obra hidráulica a un papel subordinado frente a las cuestiones medioambientales.

<sup>70</sup> El concepto de *comunidad política* implica que, aunque en la elaboración de una política participen diferentes departamentos ministeriales y grupos de interés, la participación está restringida a un número limitado de actores. El objetivo de esta comunidad es reforzar sus posiciones en un determinado sector en detrimento de otros posibles participantes. En cambio, una *red política* tiene un carácter abierto, transformándose a partir de las interacciones de los actores, sin establecerse el predominio de un grupo en particular (Molins, 1998).

<sup>71</sup> La ley de Aguas de 1985 ha sido considerada la primera regulación hidráulica estatal con una clara preocupación medioambiental, vinculando la disponibilidad de agua en cantidad suficiente a la exigencia de calidad del recurso. Un cambio de enfoque realizado para compatibilizar nuestra legislación con el marco jurídico desarrollado en la Comunidad Europea en base al principio de desarrollo sostenible (Calvo, 2001).

confrontar las ideas asociadas a cada enfoque.<sup>72</sup> En este entorno cada vez más complejo, con múltiples actores e intereses que demandan ser tenidos en cuenta, con modelos de gestión claramente diferenciados, la coordinación jerárquica propia de la política hidráulica tradicional se vuelve inoperante e ineficiente.

#### 1.4. LA RESISTENCIA AL CAMBIO DE PARADIGMA

Desde los años 80, el diseño de la política hidráulica en España se ha hecho más complejo. Nuevos actores cuestionan el paradigma de política hidráulica tradicional, con argumentos que rompen el consenso habitual a favor de las grandes obras hidráulicas y que explican las dificultades que han existido para consensuar un Plan Hidrológico Nacional.<sup>73</sup>

---

<sup>72</sup> *“Las ideas de los economistas y filósofos políticos, tanto cuando son correctas como cuando están equivocadas, son más poderosas de lo que comúnmente se cree. En realidad el mundo está gobernado por poco más que esto”* (Keynes, 1987:337).

<sup>73</sup> La larga sequía que padeció España en los inicios de los años 90 devolvió protagonismo a la cuestión del agua y llevó a la elaboración de un Anteproyecto de Plan Hidrológico Nacional (Plan Borrell) por parte del gobierno socialista en 1993. Pero la oposición parlamentaria condicionó su aprobación a la previa presentación de un Plan Nacional de Regadíos y de los planes de cada una de las cuencas hidrográficas. Ello generó un retraso en el calendario que, unido a la debilidad del gobierno socialista, impidió que ese Anteproyecto llegase a las Cortes.

En las elecciones generales del 3 de marzo de 1996, el Partido Popular obtuvo la victoria por mayoría simple. En su programa electoral figuraba el compromiso de presentar un Plan Hidrológico Nacional en esa misma legislatura. A pesar de ello, la legislatura concluyó sin haberse realizado el Plan de Regadíos ni, por tanto, el Plan Hidrológico Nacional.

La victoria en las elecciones generales del 12 de marzo de 2000 la obtuvo de nuevo el Partido Popular, pero en esta ocasión por mayoría absoluta. Una situación que permitió que, finalmente, el 26 de abril de 2001 se aprobara la Ley de Plan Hidrológico Nacional, con los votos a favor del PP, Coalición Canaria y CiU y los votos en contra del PSOE, IU, PNV y Grupo Mixto. No obstante, la oposición del PSOE escondía posturas muy dispares: las comunidades de Extremadura y de Castilla-La Mancha, gobernadas por el PSOE, decidieron dar su respaldo a este Plan; en cambio, las otras cuatro autonomías gobernadas por el partido socialista (Andalucía, Aragón, Asturias y Baleares) rechazaron el proyecto e, incluso, el gobierno de Aragón lo recurrió ante el Tribunal Constitucional.

En las elecciones generales del 14 de marzo de 2004 se produjo la victoria del PSOE por mayoría simple. Una de sus primeras medidas fue la modificación parcial del PHN (Real Decreto Ley 2/2004, de 18 de junio) donde se paralizan las obras del trasvase del Ebro y se opta por sustituirlo con desalinizadoras y una mayor eficiencia en el uso del agua. Esta derogación ha sido impugnada ante el Tribunal Constitucional por las comunidades autónomas de Valencia y Murcia, gobernadas por el Partido Popular.

A pesar de hallarnos inmersos en un momento de transición dentro de la evolución histórica del derecho español de aguas (Embid, 2001), donde existe una disyuntiva sobre qué modelo de gestión del agua debe adoptarse, la política hidráulica tradicional sigue siendo el paradigma fundamental en el que se basa la política del agua. Pero no sólo se cuestiona la eficiencia de las obras hidráulicas contempladas en el Plan Hidrológico Nacional,<sup>74</sup> sino también la falta de adecuación entre el contenido de la política hidráulica y la nueva red de actores implicados en su formulación: desde la instauración de la democracia, los distintos gobiernos que se han ido sucediendo han seguido optando en mayor o menor grado por un patrón de formación de la política del agua basado en un principio jerárquico.<sup>75</sup>

Por tanto, aunque se vislumbra un proceso de cambio en el enfoque de la política de aguas, parecen existir elementos que dificultan la introducción de un nuevo paradigma. Las ideas, los intereses de los distintos grupos y de los partidos políticos, las reglas formales e informales que configuran el marco institucional,... Debemos analizar cuáles son los factores que dificultan la aplicación del paradigma

---

<sup>74</sup> El Plan Hidrológico Nacional aprobado en 2001 debía dar respuesta a los problemas derivados de una demanda creciente, con conflictos entre usos, compatibilizando los valores económicos y ecológicos del agua. En su redactado se incide en la reutilización y la desalación de aguas, en los programas de ahorro, en la modificación de las tarifas para que reflejen el verdadero valor del agua, en las mejoras de eficiencia en el uso del agua, etc. (MIMAM, 2000b). Se trata de medidas de contención de la demanda que pretenden lograr un importante ahorro en el consumo de agua. Pero este Plan Hidrológico Nacional impulsado por el Partido Popular también establece que estas medidas no podrán satisfacer las demandas de agua en todas las cuencas, por lo que contemplaba la construcción de 130 nuevos embalses y el trasvase desde la cuenca del Ebro. Son múltiples los aspectos del Plan Hidrológico Nacional que han sido cuestionados. Unas críticas que incluye, entre otras, la incorrecta definición de conceptos como cuenca excedentaria, demanda de agua o déficit hidrológico; las divergencias con la Directiva Marco del Agua o los errores en la realización del análisis coste-beneficio de los proyectos (vid. Arrojo, 2001). Pero la retórica de la política hidráulica tradicional de incrementar las disponibilidades de agua como condición necesaria para garantizar el desarrollo económico del país perdura incluso tras la modificación en el PHN-2004: aunque el gobierno socialista derogó en 2004 los preceptos de dicha ley que regulaban las transferencias de agua desde el río Ebro, mantuvo en vigor la mayor parte de las obras de regulación y añadió la construcción de diversas desaladoras en el litoral español dentro del programa A.G.U.A.

<sup>75</sup> Aunque la instauración de la democracia y la adhesión a la Comunidad Europea podía generar el contexto adecuado para modificar el papel del Estado como coordinador jerárquico en la política del agua y avanzar hacia un nuevo modelo de gestión basado en una coordinación horizontal entre los actores públicos y privados, los distintos gobiernos han seguido concediendo un status privilegiado a la comunidad hidráulica tradicional, asociada a determinados intereses económicos y con un discurso compatible con la equidad, la solidaridad interterritorial y la modernización del país.

asociado a la nueva cultura del agua y que explican la persistencia de la política hidráulica tradicional en la España del siglo XXI, con independencia de la ideología del partido político gobernante. Con este propósito analizaremos las distintas fases que configuran la formulación de la política del agua:

- *Fase de motivación.* Ideas como el interés general, la solidaridad interterritorial o la corrección de los fallos de mercado juegan un papel determinante al tratar de explicar las razones que llevan a adoptar una determinada política del agua.
- *Fase de decisión.* La toma de decisiones puede ser entendida como un juego entre los grupos de interés, los votantes y el gobierno, que nos permitirá explicar la racionalidad que hay detrás de sus actuaciones.
- *Fase de ejecución.* La política de agua se implementa en un marco institucional, que determina los costes de transacción en que se incurre y el grado de viabilidad de una determinada política.

#### **1.4.1. La motivación de la política del agua**

Hasta la revolución industrial, el orden de las cosas establecido tenía la función de mantener el equilibrio en las sociedades. Cualquier amenaza o alteración de dicho orden interno era vivida como un peligro de tal índole que las fuerza sociales se movilizaban rápidamente para recuperar el equilibrio anterior (Huguet, 2003). Una dinámica parecida a la que sigue existiendo ante la cuestión del agua, donde hay una resistencia a cambiar el *status quo* que ha generado la política del agua tradicional. La solución a la que se apela sigue siendo la necesidad de una obra hidráulica que resuelva las necesidades de agua en zonas deficitarias. Es decir, el concepto de cantidad sigue siendo la prioridad, más allá de la eficiencia en el uso o la calidad de las aguas. Pero dejar inalterable el orden de cosas en la cuestión del agua no da respuesta a los nuevos problemas que se plantean.

La necesidad de continuar con la política hidráulica tradicional se justifica en aras del interés nacional, en la idea de la búsqueda del bien común<sup>76</sup> como justificación última de la acción del gobierno. El bien común requiere de la solidaridad interterritorial y de la intervención del Estado para resolver el problema secular del agua en España. Esta interpretación del problema se basa en la idea de que la falta de agua es algo intrínseco a determinadas zonas geográficas por sus características climáticas. O dicho de otro modo, el menor grado de desarrollo de determinadas regiones se explica por los obstáculos que el medio físico les ha impuesto. Una tesis que reivindica el antiguo determinismo geográfico. ¿Cuál debe ser entonces la respuesta al problema del agua, que no altere el orden establecido, pero permita satisfacer las nuevas necesidades? El punto de partida es que tras dos siglos de herencia de la revolución industrial, la sociedad contemporánea es esencialmente tecnológica. Se ha producido una reducción casi hasta lo testimonial de los llamados entornos naturales, a favor de un medio crecientemente artificial, donde renace la confianza en un progreso ilimitado.

La conjunción de la idea del determinismo geográfico y del tecnológico establece un nexo entre el pasado y el futuro: los avances tecnológicos son la fuente de la modernización de una sociedad y, como tal, deben también ayudar a resolver los problemas tradicionales de la cuestión del agua. La necesidad de desarrollar las infraestructuras hidráulicas como solución al problema del agua no es percibida

---

<sup>76</sup> La idea del bien común conlleva el llamado problema del intérprete: ¿qué señas permiten dar con el descifrador auténtico del bien colectivo? En la *República*, Platón defiende que un intelectualismo político basado en que una clase social expresamente educada durante años de manera exigente y selectiva en el conocimiento de la verdad, los filósofos, es la única facultada para diseñar la ciudad ideal y gobernarla después. Una confianza absoluta en los poderes de los gobernantes para esclarecer lo que cuenta como bien común que adoptaron los totalitarismos del siglo XX (Rivera, 2003). En una democracia, en cambio, la deliberación es planteada como la supervivencia de la idea más racional de entre las sacadas a colación: una ciudadanía activa y virtuosa, entregada sin descanso a deliberar y capaz de anteponer los intereses de la colectividad a los personales. Pero los costes de decidir por deliberación se vuelven enseguida prohibitivos a medida que aumenta el tamaño del grupo decisor. Surge entonces el defecto de pretender dominar racionalmente el funcionamiento de una sociedad compleja y determinar cuál es el bien común. Es decir, las democracias acaban buscando un bien común donde el descifrador es una minoría política: “*los votantes nos eligieron porque confiaban en nuestro juicio y nuestra habilidad para ejercer este juicio desde una posición en la que podíamos determinar cuáles eran sus intereses, entendidos como una parte de los intereses del país. Esto significa que, dependiendo de la ocasión, debemos dirigir, informar, corregir y, a veces, hasta ignorar a la opinión pública por la que fuimos elegidos*” (John F. Kennedy en *Profiles in Courage* (1956), citado en Zakaria, 2003).

como una idea obsoleta, sino como la manera de saldar una deuda pendiente en la historia de España. En un momento en el que se dispone de tecnología, de unas finanzas públicas saneadas y de fondos de ayuda de la Unión Europea, el país tiene una cita con la Historia.<sup>77</sup>

Un enfoque del problema del agua basado en las obras hidráulicas y ampliación de la oferta de agua, entendido como una solución tecnológica que se justifica ahora en base a argumentos como la solidaridad interterritorial o la dificultad de introducir instrumentos de mercado en la gestión del agua.

#### 1.4.1.1. La solidaridad interterritorial

Históricamente, la distribución del agua ha sido en muchas ocasiones la base sobre la que se han construido y organizado las sociedades.<sup>78</sup> Pero también ha sido una fuente de tensiones y enfrentamientos entre territorios.<sup>79</sup> Los problemas en torno al agua, con el paso del tiempo, requieren cada vez más un ámbito de actuación superior para resolverlos: de la huerta se pasa a la cuenca y, posteriormente, se convierten en una cuestión de Estado (Pérez Picazo y Lemeunier, 1990).

En el Plan Hidrológico Nacional aprobado en 2001 se argumenta que los trasvases son un importante instrumento vertebrador del territorio, que permite que zonas con déficits estructurales de recursos hídricos no vean amenazado su desarrollo económico y social por la incertidumbre del suministro de agua. Es decir, la política de oferta de agua se entiende como un instrumento útil para resolver los

---

<sup>77</sup> Este discurso nos evoca al tradicionalismo católico de antaño y a la respuesta que le dio Unamuno en el paraninfo de la Universidad de Salamanca el 12 de octubre de 1936: "*Venceréis, pero no convenceréis*" (frase citada en Gracia, 2004).

<sup>78</sup> Los ciudadanos perciben el agua como un factor estratégico para garantizar la viabilidad económica de sus comunidades, donde la seguridad y el control del suministro de agua adquiere una importancia superior a la de su simple valor económico (Young, 1992).

<sup>79</sup> Unos conflictos por el uso del agua que tienen su lógica cuando se sitúa el interés propio en el centro del debate. Mandeville (1982) argumentó cómo los vicios privados se convertían en virtudes públicas, exponiendo que el egoísmo y la avaricia de los individuos constituían uno de los motores del desarrollo económico de una sociedad. Bajo este enfoque la economía se va desligando paulatinamente de las connotaciones morales que tuvo durante la escolástica y genera una inercia hacia la ruptura de relaciones de cooperación y solidaridad. Se inicia así una senda de explotación de los recursos, marcada por una creciente separación entre el hombre y la naturaleza (Naredo, 1992).

desequilibrios sociales y territoriales, apelando a la solidaridad entre las diferentes cuencas hidrográficas.<sup>80</sup>

En este contexto adquiere sentido una doctrina de la asignación estatal del agua que, limitando la soberanía territorial de cada comunidad o cuenca hidrográfica, reconoce la integridad territorial del conjunto del Estado. La Administración Pública será la encargada de especificar la cuota de agua que corresponde a cada comunidad y establecer el orden de preferencia de usos. Una intervención justificada por la necesidad de poner a disposición de los ciudadanos la cantidad y calidad de agua suficiente para impulsar su desarrollo económico y social.

El resultado de este discurso a favor de la política de oferta de agua es el reforzamiento del papel del Estado. Pero no sólo como planificador e impulsor de la construcción de grandes obras hidráulicas calificadas de interés general, sino también como albacea de un discurso de cohesión y solidaridad en el territorio español.<sup>81</sup> La política de aguas se convierte en un elemento que confiere unidad al Estado<sup>82</sup> y legitima las funciones del poder central frente a otros niveles administrativos.

---

<sup>80</sup> En este sentido, la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional establece como objetivo *"lograr el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, en aras de conseguir la vertebración del territorio nacional"* (artículo 2.1, apartado c). Un principio recogido también en el artículo 45.2 de la Constitución Española, donde se dice que *"los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva"*.

<sup>81</sup> La derogación parcial del Plan Hidrológico Nacional en el año 2004 por parte del gobierno socialista ha sido tachada de *"insolidaria con la España sedienta"* por parte del Partido Popular (*El País*, 25 de julio de 2004). No obstante, la interpretación del concepto de solidaridad es muy amplia, ya que puede entenderse como igualdad de acceso, como igualdad de uso o como igualdad de renta. Es decir, en aras de la solidaridad es posible justificar que un territorio ceda parte de sus disponibilidades de agua para garantizar el crecimiento económico de estados menos desarrollados, pero también a favor de las zonas más ricas (Vergés, 1998).

<sup>82</sup> Esta manera de entender el problema ha llevado a renunciar a las aportaciones de agua que procedan del exterior: *"el desarrollo del arco mediterráneo debe ser compatible con la promoción de la España interior (...) La disponibilidad de agua en el valle del Ebro para producir alimentos naturales y no depender de importaciones foráneas puede convertirse en la clave estratégica del desarrollo futuro"* (Fanlo, 2001:47). Un argumento que recuerda las ideas mercantilistas del siglo XVII, donde se entendía la política económica como un instrumento de reafirmación frente al exterior.

Así, aunque desde la instauración de la democracia en España hemos asistido a un proceso paulatino de descentralización y reestructuración de la política, parecen existir resistencias a alterar el papel predominante que históricamente ha jugado el gobierno central en la política. La importancia concedida a ciertos aspectos técnicos permite unos marcos de negociación cerrados y poco pluralistas (Gomá y Subirats, 1998). Esta tendencia es compatible con la política tradicional de agua que, junto a la manera de entender la solidaridad interterritorial, explicaría la importancia que aún se les concede a la obra hidráulica y a los trasvases en el Plan Hidrológico Nacional aprobado en 2001. Un marco conceptual contrario a la descentralización de la gestión y a la ampliación del número de actores en la formulación de la política del agua, que propone el enfoque de la nueva cultura del agua.

#### 1.4.1.2. El papel del mercado y la intervención del Estado

Un punto de controversia entre los distintos enfoques de la política de agua es el papel que debe tener el mercado en la gestión del recurso:

- La política hidráulica tradicional considera el agua como un recurso estratégico para el desarrollo económico, que requiere de una estricta planificación que la distribuya entre usos, usuarios y localizaciones. Esta situación de racionamiento administrativo<sup>83</sup> dificulta la utilización de instrumentos de mercado y obliga a restringir el acceso a su propiedad privada (Kelso, 1992). La intervención del Estado en la cuestión del agua se convierte así en una cuestión de interés general, tanto por la necesidad de regular su uso como por su capacidad para financiar las grandes obras hidráulicas.
- Los modelos de demanda de agua que surgen en los años 60 abogan por que los precios reflejen la escasez del recurso. Proponen reducir el papel del sector público en la gestión del agua, que se limitará a desarrollar un marco legal e institucional que favorezca el funcionamiento eficiente de los mercados. Un enfoque que resuelve el problema de la distribución del agua entre grupos potenciales de usuarios en función de su disposición a pagar. Es decir, si se considera el agua como un factor de producción más, la solución eficiente al

---

<sup>83</sup> La política tradicional de oferta de agua ha sido calificada como "*comunismo hidrológico*" (Vergés, 1998:69), por desligar el consumo de la valoración que otorga a los distintos usos un sistema de precios.

problema del agua consiste en restaurar la responsabilidad individual por medio de la reintroducción de los derechos de propiedad y de los mecanismos propios del libre mercado (Smith, 1996).

- El modelo de uso sostenible del agua que aparece en los años 80 supone una crítica a los objetivos de la política hidráulica tradicional. Se trata de un nuevo enfoque donde el agua ya no es sólo un factor de producción, sino que también tiene una función básica como activo social. Considera que el agua tiene unos valores sociales, ecológicos, de ordenación territorial,... que difícilmente serán tenidos en cuenta por el mercado (Arrojo, 1999). Es decir, el modelo de uso sostenible también implica una crítica a los modelos de demanda, ya que la utilización de instrumentos de mercado en la asignación de agua plantea dudas sobre su eficiencia y equidad.<sup>84</sup> Se cuestiona la eficiencia del mercado por la dificultad de reflejar en los precios del agua todas las externalidades que generan sus usos o por la naturaleza de monopolio natural que tienen los servicios de regulación y abastecimiento de agua. Se cuestiona la equidad del mercado de agua porque el resultado final del proceso de intercambio depende de la dotación inicial de cada individuo y porque supone ignorar los valores simbólicos y culturales del agua.<sup>85</sup>

Es decir, el problema de la falta de señales de precios que se le achacaba a la política hidráulica ha sido contrarrestado por la idea de que el precio del agua no es el criterio de asignación más eficiente y rentable socialmente, ya que muchos valores del agua se escapan a la lógica del modelo neoclásico.<sup>86</sup> Un nuevo discurso asociado a la sostenibilidad ambiental que cuestiona la idoneidad de introducir mecanismos de mercado en la gestión del agua y considera la intervención pública un instrumento esencial para proteger los valores ecológicos (Nelson, 1987). De este modo, se cierra un círculo en el debate entre mercado e intervención pública en la cuestión del agua. Esta actitud pendular sobre el papel relativo asignado al sector público puede ser explicada en términos muy simples: a medida que los

---

<sup>84</sup> "El mundo de eficiencia económica compuesto por egoístas maximizadores que intercambian en mercados perfectamente competitivos es una utopía: la utopía liberal" (De Francisco, 2001: 48).

<sup>85</sup> En algunas sociedades, el valor simbólico o social del agua puede tener incluso una consideración superior a la del desarrollo económico (Bromley, 1992).

<sup>86</sup> La cuestión del agua no puede tratarse bajo el enfoque de la disposición a pagar, sino que debe analizarse a partir de una ordenación lexicográfica, de acuerdo a determinadas prioridades no relacionadas con la desigual capacidad de pago de los individuos (Aguilera, 1992b).

individuos se desengañan de la capacidad gubernamental para resolver sus problemas, acuden al sector privado; pero, finalmente, también se desilusionan con éste (Hirschman, 1986).<sup>87</sup>

Por tanto, a pesar del intenso debate en torno a los nuevos modelos de gestión del agua, el enfoque del uso sostenible guarda un cierto paralelismo con el de la política hidráulica tradicional: el papel protagonista del sector público en la solución al problema del agua, en un país con un marcado sentido comunal y público de las aguas. Este hecho explica que la política de agua en España siga tratando de resolver los nuevos problemas del agua con los viejos instrumentos de la política hidráulica tradicional.

La diversidad de enfoques en torno a la cuestión del agua ha puesto de manifiesto que cualquier instrumento que se utilice en la gestión del agua presenta algún sesgo,<sup>88</sup> lo que ha permitido que la gestión del agua soslaye de nuevo el criterio de eficiencia económica y priorice determinados juicios de valor. Así, frente al ideario ecologista planteado en el modelo de uso sostenible, en el diseño de la política de agua en España se ha apelado a un discurso de solidaridad y de pragmatismo incluso por parte de gobiernos de ideología liberal, que permita resolver definitivamente la cuestión del agua en España en los términos en que había sido planteada tradicionalmente.

#### **1.4.2. La toma de decisiones en la política del agua**

En el pasado se creía que la política económica de un gobierno perseguía siempre el máximo bienestar para el conjunto de la sociedad. De alguna manera, el keynesianismo dotaba a esta concepción de una sólida base, dado el relevante papel que jugaba el gobierno en la regulación del ciclo económico (Mancha, 1993).

---

<sup>87</sup> Otro ejemplo lo encontramos en el papel que ha tenido el sector privado en la provisión de infraestructuras en Latinoamérica: en el siglo XIX predominaban los casos de provisión de infraestructuras con participación del sector privado, entre 1940 y 1980 el papel protagonista lo asume el sector público y, tras la crisis de la deuda externa, vuelve a impulsarse la participación de la iniciativa privada (Beato, 1997).

<sup>88</sup> La planificación pública plantea fallos en la evaluación de los costes y beneficios directos derivados de los usos del agua. En cambio, el mercado tiene dificultades para evaluar los costes y beneficios indirectos de los usos del agua y puede generar problemas de equidad en la distribución del recurso (Nunn e Ingram, 1992).

Pero la escuela de la Elección Pública cuestionó ese altruismo de los gobiernos, enmarcando la política en un mercado en el que los partidos políticos compiten por obtener el máximo número de votos y alcanzar el poder, decidiendo los ciudadanos en qué políticos invierten sus votos.

Los gobiernos y los partidos políticos, entendidos como coaliciones de intereses e ideas, no actúan como dictadores benevolentes que persiguen el bienestar colectivo, sino que las decisiones que toman son el resultado de un proceso donde tratan de maximizar su propia utilidad.<sup>89</sup> Desde esta perspectiva, para explicar la conducta de los gobiernos es necesario analizar las preferencias de los partidos políticos o la capacidad de utilizar la política económica para formar coaliciones capaces de asegurarles nuevas victorias electorales (North, 1990).

Los modelos que tratan de explicar por qué se toman determinadas decisiones políticas parten del análisis de tres elementos: las preferencias de los ciudadanos, las posiciones de los partidos políticos y las reglas institucionales. La hipótesis más habitual consiste en suponer que el marco institucional es el elemento más estable, determinando las oportunidades e incentivos existentes en el juego político que se desarrolla entre los ciudadanos y los partidos políticos. Pero la política hidráulica tradicional ha perdurado a pesar del gran cambio institucional que supuso la transición a la democracia y la aparición de nuevos actores que defendían la aplicación del concepto de sostenibilidad en la política del agua. La hipótesis que nosotros realizaremos y que trataremos de justificar es que ha sido la estabilidad de las preferencias de los gobernantes lo que ha dado continuidad a la política hidráulica tradicional en nuestro país.

El debate de los últimos años en torno a la formación de la política del agua se ha centrado, fundamentalmente, en dos propuestas: la traslación de los costes a los

---

<sup>89</sup> El debate sobre el impacto real de los partidos políticos en las políticas públicas se inició con el trabajo de Nordhaus (1975), explicando cómo los partidos políticos manipulan el ciclo económico para captar el máximo número de votos posibles, con independencia de cuál sea su ideología. A su vez Hibbs (1977) expuso el papel que jugaban las ideologías de los partidos políticos en los resultados económicos: las tasas de desempleo eran relativamente inferiores y las tasas de inflación relativamente superiores bajo gobiernos de izquierda en comparación con los gobiernos de derecha. A partir de estos dos trabajos se desencadenó un debate académico acerca de cuál es el impacto real de las preferencias de los partidos de gobierno en la política económica; que llevó a Alesina y Roubini (1992) a proponer el modelo de partidos racionales, donde los partidos gobernantes impulsan la política económica de acuerdo con sus preferencias.

usuarios defendida por los nuevos modelos de gestión del agua y/o retomar la inversión en infraestructuras hidráulicas postulada en el modelo de oferta. En un marco institucional democrático, los gobernantes tienden a realizar políticas favorables a los intereses colectivos, con el objetivo de lograr un amplio apoyo entre los votantes. Desde esta perspectiva, adoptar medidas de contención de la demanda de agua basados en la traslación de costes a los usuarios no ha sido una opción contemplada por los partidos políticos por diversos motivos:

- Primero, porque equivalía a eliminar la subvención encubierta que tradicionalmente ha recibido el agua dentro del modelo de oferta y porque recortar cualquier programa público una vez se ha instrumentado tiene un coste en un sistema democrático.<sup>90</sup> Aunque los instrumentos de mercado pueden proporcionar unos claros beneficios en situaciones de escasez de agua, la sociedad puede ser contraria a que el reparto del agua se realice en función de la capacidad de pago de cada agente. Es decir, la opinión pública puede tener preferencias por un sistema de reparto administrativo del agua basado en la costumbre que, aunque tenga un coste en términos de eficiencia, puede generar menores problemas de equidad (Garrido, 2000).
- Segundo, porque la elasticidad precio de la demanda de agua es bastante inelástica, tanto en los abastecimientos urbanos como en los usos hidroeléctricos. En los usos agrícolas, la elasticidad varía en función del tipo de cultivos<sup>91</sup> y del horizonte temporal que se considere;<sup>92</sup> pero también presenta una cierta insensibilidad a las variaciones del precio del agua. En este escenario, establecer una política de precios del agua que trasladara los costes a los usuarios no resolvería el problema de escasez, pero podría incidir negativamente en la competitividad de determinados sectores productivos.
- Tercero, porque la mayor transparencia de las instituciones democráticas dificulta la innovación en el diseño de las políticas públicas. La capacidad de

---

<sup>90</sup> Una situación similar a la de EE.UU., donde "hoy en día, la mayor parte de los programas públicos son eternos" con independencia de cual sea su grado de eficiencia (Zakaria, 2003:31).

<sup>91</sup> Los estudios realizados para la agricultura hortofrutícola del área mediterránea indican que la demanda de agua es muy inelástica; en cambio, en los regadíos extensivos continentales la demanda es mucho más elástica (Sumpsi *et al.*, 1998).

<sup>92</sup> A corto plazo, la demanda de agua en el sector agrícola es bastante inelástica. Pero a largo plazo, cuando existe la posibilidad de modificar los cultivos y las técnicas productivas, la demanda de agua es más elástica (Azqueta y Ferreiro, 1994).

utilizar un método de ensayo y error es más reducida, por lo que gobiernos aversos al riesgo rechazarán aventurarse en una política con resultados inciertos en términos de equidad o eficiencia social: una estrategia a favor del cambio institucional no sólo tiene el coste de reemplazar las instituciones ya existentes, sino que existe también una incertidumbre sobre las consecuencias no deseadas que pueden producir las fórmulas institucionales alternativas.<sup>93</sup> Es decir, ya que una nueva política no es gratuita, es necesario comparar los costes de la misma con el valor que se trata de conseguir con ella, para evitar soluciones políticas caras a pequeños problemas o soluciones políticas inadecuadas a efectos externos importantes (Saliba, 1992). Este argumento explicaría la preferencia por una política tradicional del agua que genera ineficiencias frente a unas alternativas con unos beneficios potenciales inciertos.

Descartada la opción de que el precio del agua refleje su coste íntegro, la solución por la que han optado los distintos partidos políticos que han ostentado el gobierno en España ha sido seguir incrementando la oferta de agua. El Estado soportaría los costes de las obras hidráulicas en aras del interés general, permitiendo a los usuarios el acceso al agua a un precio simbólico. Las razones que empujan a determinados partidos políticos hacia esta dirección son las siguientes:

- Primero, porque a pesar de las connotaciones negativas de una política de oferta asociada a la dictadura franquista y a la concesión de privilegios a determinados grupos económicos implicados en la comunidad hidráulica tradicional, ésta se podía justificar con nuevos argumentos. La principal idea que se ha esgrimido ha sido la de potenciar la solidaridad interterritorial, no sólo por la necesidad de ayudar a determinadas regiones para impulsar su desarrollo, sino también por favorecer la vertebración de un discurso de cohesión y unidad nacional. Dado que las posiciones ideológicas de los partidos políticos funcionan como útiles herramientas informativas en los procesos electorales (Colomer, 2002), la política del agua se ha convertido en un ancla ideológica donde se refleja su concepción sobre la idea de España. Un posicionamiento estratégico situado por encima de la tradicional posición a favor

---

<sup>93</sup> "El innovador tiene asegurada la enemistad de todos los que se beneficiarían con la continuación del viejo sistema, y sólo tibios defensores entre aquellos que ganarían algo con la implantación del nuevo" (Maquiavelo, 1993: 24).

de instrumentos de mercado de los gobiernos conservadores<sup>94</sup> y que permite catalogar de nuevo a las infraestructuras hidráulicas como de interés público.<sup>95</sup>

- Segundo, por la capacidad de las instituciones para sobrevivir aunque sean ineficientes. Como consecuencia del aprendizaje de los actores, de la adaptación de éstos a las regularidades institucionales y de los costes del cambio, la continuidad de la política del agua tradicional genera unos beneficios positivos, asociados a la estabilidad de las reglas del juego. Es decir, para algunos actores la tentación de *salir* de las instituciones existentes puede ser neutralizada por los beneficios relativos de la rutina, la previsibilidad y la adaptación anterior a las reglas institucionales existentes.<sup>96</sup>
- Tercero, porque una condición necesaria para que tenga éxito un proceso de reforma institucional es que la sociedad perciba como acuciante un determinado problema, ante el que han fracasado las soluciones tradicionales.<sup>97</sup> En este marco, la formulación de una nueva teoría que vincule las reformas a la solución del problema limitará las resistencias sociales y favorecerá la implementación de políticas reformistas (Costas y Serrano, 1988). Pero en la política del agua no se dan estas condiciones. La cuestión del agua sólo es percibida como un problema acuciante en los períodos de sequía, desapareciendo de la agenda política como

---

<sup>94</sup> Los gobiernos y los partidos políticos, a pesar de las restricciones institucionales a las que están sometidos, disponen de una cierta autonomía para incidir sobre la economía según sus preferencias ideológicas. Así, los gobiernos conservadores se inclinan por emplear instrumentos de mercado para optimizar las tasas de ahorro y de inversión, con el objetivo de alcanzar el máximo crecimiento económico. En cambio, los partidos socialdemócratas tienden a implementar políticas de redistribución de la renta con el objetivo de compatibilizar crecimiento e igualdad, utilizando al sector público como dinamizador de la economía (Boix, 1996).

<sup>95</sup> Una idea aceptada en regímenes democráticos, donde el proceso de desarrollo económico conlleva un incremento del sector público como regulador y promotor de la actividad económica, como generador del crecimiento económico y de su distribución. En cambio, en regímenes autoritarios, donde una parte importante del electorado está excluido del proceso político, el tamaño del sector público se mantiene relativamente pequeño (Boix, 2001).

<sup>96</sup> Pero para ciertos actores, aprender y adaptarse a las reglas existentes puede ser equivalente a acostumbrarse a perder. En tal caso, si los costes de *salida* son relativamente bajos, la promoción del cambio institucional puede ser una estrategia racional. Los perdedores en la comunidad de Aragón y en el Sur de Cataluña, agrupándose con diferentes colectivos de ecologistas, han promovido plataformas que generen un debate sobre el agua y cuestionen el diseño institucional de la política tradicional del agua.

<sup>97</sup> Como señala Colby (2001), un prolongado período de sequía es más eficaz para estimular la innovación que las ideas de los economistas.

tema prioritario en los años de abundantes precipitaciones. Además, es plausible sostener que la política hidráulica tradicional no ha fracasado, sino que es una política incompleta por las restricciones técnicas y presupuestarias a las que se ha visto sometida. Unas limitaciones que en la actualidad son superables, lo que legitimaría en términos históricos la actuación del gobierno. Es decir, la inexistencia de las condiciones necesarias para implementar una reforma con éxito explicaría por qué el gobierno ha optado por limitarse a realizar un ajuste que continúa la línea tradicional de la política hidráulica, más aún cuando no existe un consenso amplio sobre cómo instrumentar una nueva política del agua.

- Cuarto, porque los nuevos enfoques de la política del agua implican no sólo un cambio de criterios en el diseño de la política, sino también modificar la forma en que ésta se elabora. Un cambio en la formación de la política del agua que es factible cuando permite obtener una mejora a aquéllos que ya tienen suficiente capacidad de negociación.<sup>98</sup> Para generar el cambio sería necesaria la integración de los nuevos valores del agua en una red de política abierta y flexible, pero los colectivos partidarios de una nueva forma de gestionar el agua han quedado relegados al papel de *outsiders* en la formación de la política del agua, sin capacidad de influencia directa, lo que resta margen de apoyo por parte de los partidos políticos y dificulta el cambio institucional.
- Quinto, porque evaluar las actividades de los políticos plantea problemas cuando los ciudadanos disponen de una información incompleta y asimétrica. Aunque castigar a los malos gobernantes no debe suponer un coste excesivo para los ciudadanos, en unas elecciones se realiza un juicio simultáneo y global sobre conjuntos de políticas que no se pueden desagregar (Maravall, 2003). Por este motivo, los gobernantes suelen acompañar las políticas impopulares con otras estrategias de compensación. En un período de ajuste fiscal y de aplicación de un modelo liberal en la economía española, la política del agua tradicional podría entenderse como una estrategia de compensación.

---

<sup>98</sup> Acemoglu y Robinson (2000) plantean que los grupos que ven erosionado su poder político son los que bloquean el cambio de una determinada política. Es decir, las resistencias al cambio de paradigma en el seno de la comunidad hidráulica tradicional se explicarían más por su pérdida de poder en el diseño de la política del agua que por la incidencia que pueda tener la reforma sobre las rentas económicas de los miembros de la comunidad hidráulica tradicional.

Actualmente, la modificación del Plan Hidrológico Nacional realizada por el gobierno socialista en el año 2004 ha introducido una cierta fisura en la política tradicional de agua, al derogar el trasvase desde la cuenca del río Ebro y plantear la necesidad de aplicar el principio de recuperación de costes en las nuevas disponibilidades de agua.<sup>99</sup> Una promesa electoral realizada en la oposición, con la expectativa de incorporar un discurso moderno y alternativo que calara en la sociedad, al tiempo que atraía el voto de los actores que resultaban perjudicados con la política hidráulica tradicional. Sin embargo, el proceso de formulación de esta política sigue siendo contradictorio. En primer lugar, porque estos instrumentos para alcanzar un uso más eficiente del agua tienen un coste político, que ha tratado de mitigarse con argumentos como el carácter inevitable de tales políticas por la necesidad de adaptarnos a la Directiva Marco del Agua o la oferta de compensaciones a los posibles perdedores, lo que plantea dudas sobre el nivel de compromiso para realizar el cambio institucional y su consideración en la agenda política como problema privilegiado.<sup>100</sup> Y, en segundo lugar, porque el marco de elaboración de la política sigue siendo jerárquico, argumentándose que a pesar de que la instauración de un sistema de gobernación permite mejorar el proceso de formación de la política, las redes carecen de cierta legitimidad por no estar sometidas a ningún control democrático.

---

<sup>99</sup> Aunque con la modificación del Plan Hidrológico Nacional de 2001 se viene a cuestionar la racionalidad económica y técnica del paradigma hidráulico tradicional, es necesario subrayar el carácter parcial de la decisión. En realidad, la primera disposición del decreto de derogación declara de interés general todas y cada una de las obras incluidas en los anexos II y III de la Ley 10/2001. Es decir, se deroga el trasvase del Ebro, pero se deja en vigor una lista de actuaciones entre las que se incluyen la construcción de aproximadamente un centenar de embalses y se añaden una serie de actuaciones prioritarias, entre las que destacan la construcción de 22 desaladoras.

<sup>100</sup> La Directiva Marco de Aguas tenía como principios inspiradores racionalizar y hacer sostenible el uso del agua, para lo cual era necesario incentivar las medidas de ahorro y la traslación de los costes del suministro de agua a los usuarios. Es decir, un nuevo marco institucional que exigía a España romper con un siglo de políticas de oferta del agua a un precio simbólico y cambiar tanto la forma como los criterios con que se elabora la política hidráulica. Pero en la tramitación de la Directiva Marco de Aguas en el Parlamento Europeo se introdujeron matizaciones en el principio de traslación de costes al precio del agua, aceptándose tener en cuenta las condiciones climáticas y los efectos económicos o sociales que pueda generar su aplicación. Una postura que presumiblemente limitará los efectos de esta directiva, pero que fue defendida por los eurodiputados españoles, tanto del Partido Popular como del PSOE. Los argumentos que dieron para limitar el alcance de la traslación de costes fue que el precio del agua debía promover el uso eficiente del recurso, pero también debía tener en cuenta la diversidad de las regiones afectadas y garantizar la competitividad de sectores productivos como la agricultura.

### 1.4.3. La ejecución de la política del agua

Las instituciones son las reglas del juego vigentes en una sociedad, que estructuran los incentivos en el intercambio político, social o económico.<sup>101</sup> Su función principal es reducir la incertidumbre estableciendo una estructura estable, aunque no necesariamente eficiente, para las relaciones humanas. Un marco institucional eficiente se caracteriza porque genera unos bajos costes de transacción, donde existe una seguridad en los derechos de propiedad que incentivan la inversión y que permiten acuerdos a largo plazo.<sup>102</sup> Dos de las características que definen un determinado marco institucional son el grado de seguridad y flexibilidad que poseen los derechos de propiedad. La seguridad incide en que los derechos de propiedad de los individuos no sean violados o restringidos; mientras que la flexibilidad es la capacidad de los individuos de poder ejercer sus derechos con libertad.

El marco institucional de la política del agua en España se caracteriza por unas concesiones de uso del agua que presentan elevados costes de transacción para ser modificadas y un largo período de concesión. Una rigidez en la asignación de derechos que proporciona seguridad a los usuarios del agua, pero que va en detrimento de la flexibilidad.<sup>103</sup> Esta inmovilidad de la asignación inicial de derechos de uso del agua limita la capacidad de la Administración Pública para abastecer unos posibles usos emergentes en los que el valor económico del agua sea superior al de aquél que ostentan gran parte de los actuales derechos concesionales (Ceña y Ortiz, 2000).<sup>104</sup>

---

<sup>101</sup> Adam Smith (1987) ya advirtió que la predisposición en la naturaleza humana hacia el intercambio incidía en la manera en que utilizábamos unos recursos escasos; y que la capacidad de generar riqueza dependía, en gran medida, de las reglas sociales y políticas que regían en una sociedad.

<sup>102</sup> Coase (1960) explicó la conexión entre las instituciones, los costes de transacción y la teoría neoclásica. La eficiencia en los mercados que apuntaba la teoría neoclásica sólo aparecía si no existían costes de transacción. Pero normalmente los costes de transacción son importantes, lo que hace que las instituciones jueguen un papel importante para reducirlos.

<sup>103</sup> Un ejemplo de la escasa flexibilidad actual es la lentitud de los trámites de adquisición de derechos concesionales para nuevos usos, que hace que sea habitual iniciar la utilización del recurso antes de haber sido autorizado por la Administración de Aguas. La sanción correspondiente es percibida como un coste más por obtener el acceso al uso del agua (Ceña y Ortiz, 2000).

<sup>104</sup> Aunque la ley de Reforma de Aguas de 1999 establece la posibilidad de realizar transacciones de agua entre usuarios, impone que se efectúe entre aquellos usuarios que sean ya poseedores de derechos concesionales y atendiendo al orden de prelación de usos establecido por la administración. Unas condiciones que limitan su capacidad de generar una mayor eficiencia asignativa.

La elección de un marco institucional en materia de aguas que primaba la seguridad hay que entenderla en el contexto de una hacienda pública que ha padecido restricciones presupuestarias durante gran parte del siglo XX y también en la naturaleza no democrática de los regímenes políticos. Unos factores que explican que se optara por una política que favoreciera a los usuarios tradicionales del agua, agrupados en una comunidad de política hidráulica que daba estabilidad y legitimidad a la política de agua adoptada por esos regímenes políticos. Con la llegada de la democracia, el cambio de sistema político es concebido como un paso hacia un marco institucional más eficiente. Pero los costes de transacción en los mercados políticos son más elevados que en la economía,<sup>105</sup> lo que implica que difícilmente se aproximarán a las condiciones necesarias de eficiencia (Dixit, 1996). Es decir, la instauración de la democracia no fue una condición suficiente para generar un cambio institucional y el marco tradicional de la política del agua permaneció estable.<sup>106</sup>

La asignación del agua sigue sin realizarse en base al mercado, sino que depende de la tradición y de la capacidad de influencia de los distintos grupos de interés. De este modo, cualquier intento de reforma topa con la oposición de los usuarios que ostentan unos derechos históricos de uso del agua. Un marco institucional que ha provocado una paulatina divergencia entre los incentivos privados y el bienestar social, a la vez que limita la capacidad de adaptación de la política del agua a los nuevos tiempos.<sup>107</sup>

Esta resistencia al cambio institucional viene también condicionada por las reglas informales, entendidas como aquellas normas de conducta aceptadas o sancionadas socialmente respecto al uso del agua. Unas reglas que forman parte de la herencia

---

<sup>105</sup> North (1994) estima que en la economía de Estados Unidos más del 45% del ingreso nacional se dedica a las negociaciones, un porcentaje que se ha incrementado en un 25% durante los últimos 100 años.

<sup>106</sup> Si hubiera instituciones en un marco de costes de transacción nulos, entonces la historia no importaría: un cambio en precios o preferencias relativas induciría a una reestructuración inmediata de las instituciones para volver a ser eficientes. Pero si los costes de negociación de los mercados políticos y económicos son importantes, entonces la historia no sólo es importante sino que las pautas ineficientes provienen de una fuente común (North, 1990).

<sup>107</sup> "Toda forma de intervención pública, por bondadosa que sea en sus inicios, está sometida a una ineludible ley de rendimientos decrecientes" (Costas, 1995:61). Una inercia generada por la captura del regulador, por el conservadurismo en el que incurren los reguladores o por las habilidades que desarrollan los regulados respecto a la norma reguladora.

cultural de una sociedad y que inciden en la manera de entender la cuestión del agua. En España, esta cultura tradicional se ha asociado a la idea de que el agua es un bien público por el que se paga un precio simbólico, donde el Estado debe ser quien se ocupe de su asignación para garantizar una justa distribución entre los distintos usos. Y aunque estas reglas informales tienen su origen en el pasado, condicionan y ralentizan el proceso de cambio institucional.

Por tanto, la suma de todas estas reglas formales e informales explica que aunque el desarrollo económico y social del país haya generado una demanda de agua para nuevos usos, no se haya recurrido a una reasignación de los recursos disponibles. La política del agua ha seguido optando por la construcción de nuevas obras de regulación, que permitan incrementar las disponibilidades de agua existentes en el país y satisfacer así las nuevas necesidades.

Hay factores, como los cambios en las percepciones de los actores tradicionales de la política del agua, que llevarían a considerar la transferencia de agua hacia los usos emergentes como una oportunidad de obtener una mayor rentabilidad a sus derechos de uso de agua; o como las modificaciones en las preferencias sociales que llevarían a los votantes a dar un respaldo mayoritario a los nuevos valores sociales y ecológicos del agua; o como la necesidad de adaptar nuestra política de aguas al marco legislativo que emana de la Unión Europea; o como la aparición de un nuevo período de sequía que convierta la cuestión del agua otra vez en un problema acuciante... Todos ellos son elementos que pueden finalmente ser el detonante para la adopción en España de una nueva política del agua, en un entorno en el que ya existen las ideas y las coaliciones de apoyo para realizarlo.

Hasta entonces, asistiremos a un lento proceso de transición en la política del agua en España, donde convivirán elementos propios de la política hidráulica tradicional y de los nuevos modelos de uso sostenible del agua. Un período que debería servir para diseñar unas estructuras institucionales flexibles, que permitan implementar una política inspirada en el principio de gobernanza. La política del agua debe ser adaptable y dinámica; y proporcionar incentivos para desarrollar procesos descentralizados de toma de decisiones, que permitan explorar las alternativas que proponen los diversos modelos de uso del agua. Como señala North (1990:108), *"en un mundo de incertidumbres nadie conoce la manera exacta de resolver los problemas a los que nos enfrentamos (...). Pero la sociedad que permite generar un mayor número de tentativas es la que tiene la mayor probabilidad de resolver sus problemas a lo largo del tiempo"*.

## **Capítulo 2**

# **Implicaciones del marco institucional en la gestión del agua**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## 2.1. INTRODUCCIÓN

Desde la revolución industrial, el crecimiento económico se asoció implícitamente a una cierta degradación ambiental, lo que propició la aparición de una nueva controversia en el pensamiento económico: ¿es el crecimiento económico compatible con la conservación de los recursos naturales? (Schumpeter, 1995).

A finales del siglo XVIII, Adam Smith sugirió que el origen de la riqueza de las naciones estaba en la división del trabajo y, por tanto, podía crecer sin más trabas que la que imponía la extensión de un mercado ampliable a través del libre comercio. Pero este optimismo fue cuestionado por varios autores de la escuela clásica, que advertían de los peligros de un crecimiento económico ilimitado que no tome en cuenta el crecimiento de la población o la depredación de los recursos naturales.

Una primera visión pesimista la ofreció Thomas R. Malthus, con su argumentación de por qué el crecimiento ilimitado no era posible: mientras la población crece a una tasa geométrica, la producción de alimentos sólo lo hace en progresión aritmética. Según Malthus, la manera de evitar el estancamiento económico y la pobreza no era la división del trabajo, sino el control de la natalidad. Ya a principios del siglo XIX, David Ricardo introdujo otro tipo de restricción al crecimiento económico: la existencia de rendimientos marginales decrecientes de la tierra generaría un encarecimiento progresivo de las tierras más fértiles, lo que llevaría a un estado estacionario en el que los beneficios de los burgueses desaparecerían y, con él, su *leitmotiv* para hacer progresar la economía. Pero Ricardo también identificaba la manera de evitar este estancamiento: el progreso tecnológico o la instauración de un sistema de libre comercio entre los países. Unas dudas sobre el modelo de desarrollo capitalista que sintetizó John S. Mill, cuando estableció que el crecimiento económico, entendido como el aumento de la producción per cápita,

implicaba poner en peligro toda una serie de valores y recursos.<sup>108</sup> Una crisis en el modelo de crecimiento que también vaticinó William S. Jevons, en su ensayo *La cuestión del carbón* (1865), donde predecía el progresivo agotamiento y encarecimiento de este recurso natural, hecho que eliminaría una de las ventajas comparativas de las que había disfrutado Gran Bretaña a lo largo del siglo XIX y dificultaría su futuro crecimiento económico.

Las dudas sobre la sostenibilidad del crecimiento económico perduraron hasta la escuela neoclásica. Alfred Marshall puso el énfasis en que la única manera de evitar el estado estacionario era renovar la tecnología para que la misma cantidad de recursos naturales rindiera más y fuera capaz de soportar un población creciente. Marshall advirtió que el resultado del intercambio en el mercado sólo arrojaría un crecimiento eficiente y deseable si implícitamente se cumplían tres condiciones: que nadie tuviera poder de mercado, que existiera información perfecta y que los derechos de propiedad estuviesen bien definidos.

Pero la realidad se escapa de este marco ideal, generándose a menudo fallos en el funcionamiento del mercado por la imposibilidad de definir correctamente los derechos de propiedad o por la presencia de externalidades. Una posible solución la dio Arthur C. Pigou, quien sostenía que los impuestos y las subvenciones eran los instrumentos adecuados para internalizar las posibles externalidades que se generasen en el mercado. Ronald H. Coase ofreció otra alternativa: en ausencia de costes de transacción, la asignación de los derechos de propiedad sobre los cuales se pueda llevar a cabo una negociación entre los agentes económicos es condición

---

<sup>108</sup> *"No puedo mirar al estado estacionario del capital y la riqueza con la aversión que manifiestan generalmente por él los economistas de la vieja escuela clásica. Me inclino a creer que, en su conjunto, sería un adelanto considerable sobre nuestra situación actual. Confieso que no me agrada el ideal de vida que defienden aquellos que creen que el estado normal de los seres humanos es una lucha incesante por avanzar; y que el pisotear, empujar, dar codazos y pisarle los talones al que va delante, que son característicos del tipo actual de vida social, constituyen el ideal de vida de la especie humana; para mí no son otra cosa que síntomas desagradables de una de las fases del progreso industrial... un mero accidente del crecimiento..."* (Mill, 1848: <http://socserv2.socsci.mcmaster.ca/~econ/ugcm/3ll3/mill/prin/book4/bk4ch06>).

suficiente para internalizar estas externalidades.<sup>109</sup>

Aunque la preocupación por los límites del crecimiento económico se remonta al siglo XVIII, en general los problemas ecológicos no se veían como verdaderos obstáculos al crecimiento a largo plazo, sino como una consecuencia inevitable que se solventaría cuando se alcanzara un cierto nivel de desarrollo. Pero esta percepción cambia en la segunda mitad del siglo XX, cuando el problema de la degradación ambiental pasa a plantearse del siguiente modo: la falta de exclusión en la utilización de los recursos lleva potencialmente a su agotamiento o deterioro, es decir, a un uso que va más allá de los límites de un rendimiento sostenible. Es la llamada *tragedia de los comunes* (Hardin, 1968),<sup>110</sup> cuya solución pasa por la instauración de derechos de propiedad privada sobre los recursos naturales. La definición correcta de estos derechos, acorde a los principios de universalidad, exclusividad, transferibilidad y seguridad, se plantea como la manera de corregir unos fallos de mercado provocados por la existencia de externalidades o por la naturaleza de bien público de algunos recursos.

A principios de los años 70, la idea dominante era que la degradación ambiental era consecuencia de que los precios de determinados recursos no reflejaban su verdadero coste, lo que generaba un uso ineficiente e impedía transmitir señales de escasez al mercado. Estas ideas se vieron corroboradas durante las crisis del

---

<sup>109</sup> La controversia sobre la necesidad de la intervención estatal para la corrección de las externalidades ambientales parte de dos trabajos: *La economía del bienestar* (Pigou, 1920) y *El problema del coste social* (Coase, 1960). Pero según Aguilera (1992a), las ideas de Pigou y Coase no son tan discordantes. Pigou defendía que la manera de corregir las externalidades, cuando no existe una relación contractual entre el causante y el afectado, era que el Estado restringiera (o impulsara) dichas actividades a través de impuestos (o subvenciones). Sin embargo, Pigou también explicaba cómo era posible alcanzar soluciones mediante acuerdos voluntarios introducidos por los propietarios en los contratos. El sentido de la intervención estatal de Pigou no es otro que la modificación del marco institucional en que se mueve la economía. Desde esta perspectiva, el teorema de Coase no sería más que una versión idealizada de los acuerdos voluntarios de Pigou, en los que no existen costes de alcanzar el acuerdo. Pero el propio Coase reconoce la falta de realismo de este supuesto, lo que le lleva a plantear la reglamentación estatal como una solución alternativa.

<sup>110</sup> La idea que subyace en la *tragedia de los comunes* es que en un mundo finito sólo se puede mantener una población finita. No hay solución técnica al problema de la población. No obstante, Hardin achaca parte del problema a la propiedad común de ciertos bienes, que lleva a la sobreexplotación de estos recursos, lo que le lleva a defender la instauración de derechos de propiedad privados sobre los recursos comunales. Un planteamiento que ha sido considerado erróneo, ya que la causa de la *tragedia* no está en la propiedad común, sino en permitir el libre acceso a los recursos (Aguilera, 1992b).

petróleo, cuando se constató que los cambios en los precios relativos de ciertos recursos naturales incentivaban una mayor eficiencia en su uso y conservación. Desde una perspectiva neoclásica, la solución era clara: un diseño adecuado del marco institucional permitiría que la mano invisible asignara de nuevo de manera eficiente los recursos.<sup>111</sup>

En la última década, en España este debate se ha extendido a la gestión del agua. Las razones hay que buscarlas tanto en la dificultad de satisfacer una demanda creciente de agua para usos urbanos e industriales, que genera una competencia por el recurso entre usos y usuarios alternativos, como en los elevados costes financieros y ambientales de desarrollar una oferta de agua adicional a largo plazo.<sup>112</sup> Esta escasez relativa del recurso corresponde a una situación de *economía madura del agua* (Randall, 1981), donde la principal preocupación ya no es cómo aumentar las disponibilidades, sino cómo mejorar su gestión (Zilberman *et al.*, 1997). Es precisamente la cuestión de cómo gestionar eficientemente el agua la que aún es objeto de un enconado debate en nuestro país, especialmente en aquellos momentos en que su escasez temporal o espacial la convierten en un bien económico.

Aunque las distintas corrientes de pensamiento económico no discuten el carácter de bien común del agua en la naturaleza, difieren en el papel que deben tener los instrumentos de mercado y la planificación en su gestión:

- La adopción de mecanismos de mercado es propuesta por la escuela neoliberal, que confía en la capacidad de los precios para equilibrar la demanda y la oferta. No obstante, las posibles disfunciones del mercado deben ser corregidas por el

---

<sup>111</sup> La solución eficiente al problema de las externalidades ambientales requiere que los contaminadores igualen el coste marginal de sus actividades contaminantes al valor de los daños que producen en terceros (Cropper y Oates, 1992). El papel que se le asigna al sector público es el de regulador, en base a criterios como el coste de producción (que los precios den cobertura de los costes incurridos más una retribución de los capitales invertidos), la competencia referencial (basados en el coste observado a empresas similares en mercados semejantes), el establecimiento de unos precios máximos o mínimos (donde el regulador establece una restricción sobre la evolución de los precios) o el diseño de un sistema de incentivos (el regulador propone un esquema retributivo que asegure la participación de los agentes e incremente su eficiencia).

<sup>112</sup> Otros factores que han avivado la disputa por el agua han sido la permisividad de la expansión de regadíos por parte de la administración o la política de subvenciones de la PAC, que ha estimulado la extensión de cultivos ecológicamente inadecuados (Estevan, 2002).

Estado, como garante de unas condiciones institucionales que permitan la correcta definición de los derechos de propiedad y la flexibilidad de los precios. Desde este enfoque, la respuesta a la creciente demanda en un contexto de limitación de la oferta pasa por la relocalización del agua disponible a través del mercado.<sup>113</sup>

- La escuela neoinstitucionalista apuesta más por una planificación en base a criterios de sostenibilidad y equidad social. La condición de bien público del agua hace necesaria una regulación, ya que ni siquiera la existencia de un mercado competitivo conduce necesariamente a una asignación equitativa que permita satisfacer las necesidades vitales y evite una sobreexplotación del recurso. En este contexto, los precios constituyen un elemento supeditado al control de la calidad del agua o a su asignación entre usos alternativos.

El grado de participación del sector público y el papel que deben tener los instrumentos de mercado sigue siendo, pues, una fuente de controversia en la cuestión del agua. De hecho, la preferencia por un tipo u otro de medidas ha tenido un carácter cíclico a lo largo del tiempo. En aquellos momentos en los que el agua ha sido abundante, planificar la asignación del agua ha sido relativamente fácil porque no existían conflictos entre los diferentes usos, lo que limitaba el interés por introducir instrumentos de mercado.<sup>114</sup> Pero en situaciones de escasez de agua, cuando ha habido que moderar las demandas y evitar el deterioro del recurso, la planificación se ha hecho más compleja y el interés por la utilización de instrumentos de mercado se ha acrecentado.<sup>115</sup>

---

<sup>113</sup> Aunque la utilización de instrumentos de mercado no supone ninguna novedad, sí lo es el reconocimiento de que una política basada en incrementar la oferta de agua ya no es viable para satisfacer las necesidades futuras (Easter *et al.*, 1998). En este escenario, el agua debería ser tratada como un bien económico, de manera que el precio refleje su coste de oportunidad y proporcione incentivos para alcanzar un uso eficiente (Briscoe, 1996; Perry *et al.*, 1997).

<sup>114</sup> El nivel de intervención pública en la cuestión del agua también está correlacionado positivamente con el nivel de desarrollo (De Gorter y Tsur, 1991), dada la mayor capacidad financiera del Estado y las mayores ayudas que se conceden al sector agrícola en los países más ricos.

<sup>115</sup> El tradicional sistema concesional aplicado en España se basa en la capacidad ilimitada del Estado para otorgar el derecho de uso en condiciones de igualdad a todo usuario potencial, manteniendo su eficacia mientras se puedan incrementar las disponibilidades de agua para satisfacer la demanda. Pero las carencias e ineficiencias del modelo concesional se ponen de manifiesto cuando no existe suficiente agua para todo aquel que la requiere.

En cualquier caso, con independencia de cual sea el enfoque, se deben abordar los problemas del agua considerando su dimensión ecológica, ya que es un recurso finito y vulnerable, pero también su dimensión económica y social (Declaración de Dublín sobre el Agua y el Desarrollo Sostenible, 1992). Es decir, no sólo se debe incentivar la conservación del recurso, sino también un uso eficiente y una asignación equitativa de éste.<sup>116</sup>

## 2.2. LA ASIGNACIÓN PÚBLICA DEL AGUA

El sistema tradicional de reparto del agua en España ha sido el racionamiento administrativo entre formas de explotación, usos y usuarios como si fuera un bien gratuito, siendo la planificación hidrológica el instrumento para compatibilizar las actividades económicas con los objetivos sociales. Las razones que justifican este sistema de asignación del agua son tanto de tipo económico como político.

Un primer argumento económico a favor de la intervención pública en la gestión del agua es su naturaleza de bien público, si bien esta consideración difiere entre los distintos usos y servicios relacionados con el agua.

Cuadro 2. *La rivalidad y la exclusividad en la gestión del agua*

	Rivalidad	Exclusividad
<b>Usos urbanos</b>		
• Embalses, pozos	Alta	Alta
• Sistema distribución	Baja	Media
<b>Regadío</b>		
• Embalses, canales	Media	Media
• Sistema de distribución	Media	Media

Fuente: Easter y Feder (1997)

En términos generales podemos decir que, dada la imposibilidad de exclusión y la no rivalidad en gran parte de los servicios relacionados con el suministro de agua, existen dificultades para identificar a los beneficiarios potenciales de las infraestructuras hidráulicas, lo que puede llevar a una inversión menor a la socialmente deseable o a una mala asignación del recurso si no interviene el sector público.

<sup>116</sup> Una asignación eficiente es aquella que maximiza los beneficios netos de la sociedad usando las tecnologías existentes y la oferta de agua (Johansson *et al.*, 2002). En cambio, la equidad hace referencia a cómo la riqueza que genera el recurso se distribuye en la sociedad entre los diferentes agentes y sectores económicos (Dinar *et al.*, 1997).

Un segundo argumento favorable a la intervención descansa en la reducida contestabilidad que existe en los sistemas de transporte y suministro de agua. Los elevados costes hundidos de las infraestructuras hidráulicas generan unas economías de escala y unas indivisibilidades que tienden a generar situaciones de monopolio natural, lo que justificaría la regulación estatal. Además, se trata de proyectos que requieren habitualmente de una fuerte inversión de capital y un largo período de amortización, lo que reduce los incentivos a participar por parte del sector privado.

Un tercer argumento descansa en la interdependencia existente entre los diversos usos del agua dentro de una cuenca hidrográfica. El uso inadecuado del agua provoca externalidades negativas, ya sea reduciendo los retornos o la calidad del agua, por lo que la regulación sería adecuada para corregir estos potenciales problemas de sobreexplotación o degradación del recurso.

Pero más allá de consideraciones económicas, existen también factores de índole cultural o social que justifican la gestión pública del agua. Desde esta perspectiva, son diversos los argumentos que se han dado a favor de la asignación pública del agua: su importancia estratégica para la seguridad y el desarrollo nacional (Dinar *et al.*, 1997), la necesidad de conseguir que en períodos de escasez se distribuya con la mínima desigualdad (Montes, 1993), el interés de determinados grupos de presión (De Gorter y Tsur, 1991; Zusman, 1997) o la existencia de una demanda social que reclama proteger los valores no consuntivos del agua (Lynne y Burkhardt, 1990).<sup>117</sup>

---

<sup>117</sup> Un ejemplo de la importancia que pueden adquirir estos factores no económicos lo encontramos en EE.UU. A principios de los años 70 se produjo en Florida un período de sequía, justo en un momento de fuerte crecimiento de la población. En esta situación de estrés ambiental, la cuestión del agua ganó importancia en la agenda política. Lentamente fue calando la idea de que era necesario un profundo cambio institucional en la gestión del agua, donde el sector público debía desempeñar un papel más activo. Nació así la *Florida Resources Act*, basada en tres principios (Lynne y Burkhardt, 1990): la necesidad de tener en cuenta las interrelaciones hidrológicas de todos los recursos de agua del Estado; proveer la mayor certeza posible bajo un sistema administrativo de asignación del agua; y, finalmente, conseguir la suficiente flexibilidad para garantizar la conservación y uso prudente de los recursos hídricos y eliminar la contaminación. Es decir, la principal aportación de esta nueva legislación fue asumir que las agencias administrativas del agua necesitaban disponer de más y mejor información sobre la estructura y las interdependencias que se producen en el ciclo hidrológico, con el objetivo de compatibilizar una mayor eficiencia económica con valores como la salud pública o la seguridad en el suministro.

No obstante, aunque estos argumentos de índole económica o política puedan ser aceptados, los resultados de la intervención del Estado en la gestión del agua no siempre han sido los deseados. La principal objeción que se ha planteado a la asignación pública del agua ha sido que la intensidad relativa de los deseos humanos de agua ha tendido a formularse como un requisito y no como una demanda (Kelso, 1992); es decir, las necesidades de agua a un precio muy reducido se vuelven prácticamente infinitas, lo que tiende a acrecentar el problema de escasez de agua.<sup>118</sup> Una situación donde no se generan incentivos a los usuarios para conservar el agua, ya que los beneficios del ahorro de agua se los apropia el Estado (Easter *et al.*, 1998).

Además, si bien en el pasado las asignaciones iniciales de agua a usos, usuarios y localizaciones pueden haber sido eficientes, los cambios económicos y sociales han puesto de manifiesto la lenta capacidad de adaptación de los sistemas centralizados de gestión. Se ha concedido una atención especial a la seguridad de los derechos sobre el agua de los usuarios privados, pero a costa de una marcada rigidez en la asignación administrativa entre usuarios y localizaciones de uso (Ortiz y Ceña, 2001). El resultado de esta política ha sido una creciente ineficiencia económica en la asignación del agua en el espacio y en el tiempo.

Por tanto, aunque las economías de escala, la interdependencia de usos, la regulación de las externalidades, el mantenimiento de un caudal ecológico o el objetivo de mantener un cierto equilibrio territorial pueden ser elementos que sugieran que la intervención pública debe desempeñar un papel importante en la gestión del agua, también es cierto que la utilización de los mecanismos de mercado puede contribuir a asignar un recurso escaso de manera más eficiente, especialmente en períodos de sequía.

---

<sup>118</sup> La asignación pública del agua ha ido acompañada por una política de precios donde nunca se ha reflejado el verdadero coste del recurso y ha supuesto que los consumidores son homogéneos (Krause *et al.*, 2003). Dado que el precio del agua tradicionalmente se ha limitado a cubrir los costes de suministro, pero no los costes fijos, se han reducido los incentivos del sector privado a invertir en infraestructuras hidráulicas.

## 2.3. EL MERCADO DE AGUA

Tradicionalmente, cuando el modelo de desarrollo urbano y económico ha hecho que la escasez de agua se agudizara en determinadas zonas, la respuesta del Estado ha sido invertir en nuevas infraestructuras hidráulicas que ampliaran la oferta de agua y satisfacer así las nuevas necesidades. Pero los crecientes costes financieros y ambientales de desarrollar esta oferta adicional han hecho plantearse la necesidad de que los esfuerzos del Estado se centren en mejorar la política de precios y en generar incentivos para un uso eficiente del recurso. Esta necesidad de revisar los principios de asignación y gestión del agua han hecho que la idea de crear mercados donde se intercambien derechos de uso de agua adquiera mayor protagonismo, como instrumento que ayude a paliar los efectos de las sequías y permita satisfacer las nuevas demandas sin necesidad de incrementar la oferta.

La creación de mercados de agua plantean potencialmente numerosos beneficios, como son el confrontar a los usuarios con el coste de oportunidad en que incurren por el uso del agua, fomentar el ahorro de agua y la inversión en tecnologías que permitan un uso más eficiente del recurso o proporcionar mayor flexibilidad para responder a cambios en la demanda (Rosegrant y Binswanger, 1994; Dourojeanni y Jouravlev, 1999).

### 2.3.1. Las características de los mercados de agua

En la literatura sobre mercados de agua es ampliamente aceptada la idea de que el establecimiento de derechos de agua transferibles genera efectos positivos (Thobani, 1997). Para ilustrar las ganancias de eficiencia que potencialmente se pueden obtener mediante los intercambios de agua, supondremos una economía en la cual existen dos sectores que demandan agua:<sup>119</sup> la agricultura, donde tanto la eficiencia en el uso del recurso como su precio es menor; y los usos urbanos, donde las disponibilidades de agua son menores, pero se usa de manera más eficiente.

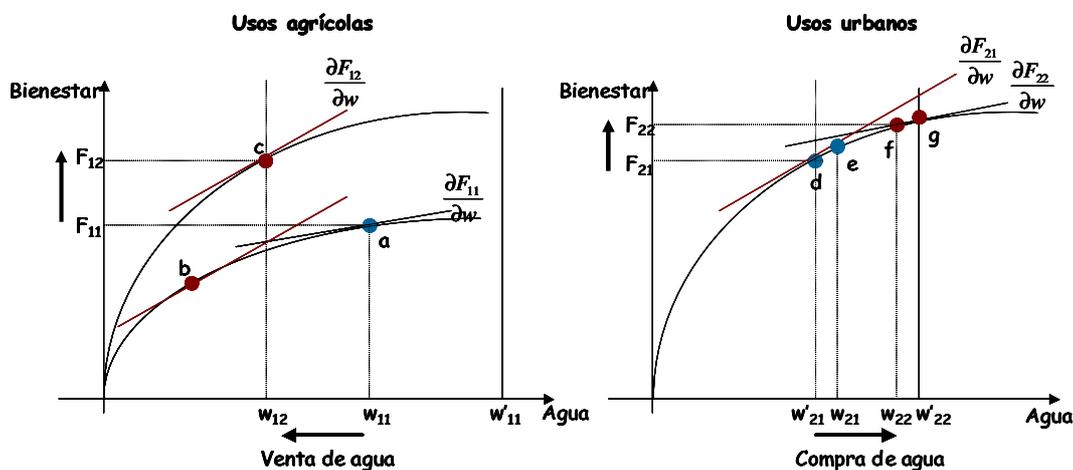
Sea  $F_{ij}(w_{ij})$  la función de bienestar asociada al consumo de agua, que es monótonamente creciente respecto a  $w$ , donde  $w$  es el consumo de agua,  $w^i$  será la dotación inicial,  $i$  denota el sector ( $i=1$  representará el sector agrícola,  $i=2$  los

---

<sup>119</sup> Elaborado a partir de Dinar y Wolf (1994).

usos urbanos) y  $j$  describe la existencia o no de un mercado de agua ( $j=1$  si no existe la posibilidad de vender agua,  $j=2$  si existe un mercado de agua).

Gráfica 1. Las ganancias asociadas a un mercado de agua



Si suponemos que cada sector utiliza sus recursos de agua para maximizar su propio bienestar, los valores óptimos deben cumplir la condición  $p_w/p_f = \partial F/\partial w$ , donde  $p_w$  es el coste del agua y  $p_f$  es el valor de una unidad de bienestar. En un contexto donde no existe la posibilidad de intercambiar dotaciones de agua, la situación de equilibrio será la siguiente:

- Para el sector agrícola, la pendiente de la curva de precios relativos coincide con la de la función de bienestar en el punto  $a$ , asociado al nivel de bienestar  $F_{11}$ . Dado que su restricción de agua es  $w'_{11}$  y el uso actual es  $w_{11}$ , tienen unas disponibilidades excedentes ( $w_{11} \leq w'_{11}$ ).
- Para el sector urbano, la solución óptima se halla en el punto  $e$ , donde la cantidad de agua requerida es superior a su dotación inicial ( $w'_{21}$ ), por lo que finalmente se situará en el punto  $d$  y alcanzará el nivel de bienestar  $F_{21}$ .

La posibilidad de intercambiar agua entre ambos sectores puede resultar mutuamente beneficiosa. Supongamos que el sector urbano dispone de una tecnología que permitiría al sector agrícola ahorrar agua sin reducir su nivel de bienestar. Si estos excedentes pueden ser vendidos a los usos urbanos a través de un mercado de agua, la nueva situación de equilibrio sería la siguiente:

- En los usos agrícolas, la posibilidad de vender el agua incrementa el coste de oportunidad de este recurso, lo que nos lleva a reducir su consumo hasta el nivel representado en el punto *b*. No obstante, la utilización de una tecnología más eficiente hará desplazar hacia afuera la función de producción, situándose en un nivel más alto para cada nivel de uso del agua. La solución óptima se halla ahora en el punto *c*, donde el uso de agua se ha reducido hasta  $w_{12}$ , lo que genera un ahorro de agua ( $w_{11} - w_{12}$ ) que puede ser vendido al sector urbano<sup>120</sup> y un mayor nivel de bienestar ( $F_{12}$ )
- Los usos urbanos verán reducirse el coste del agua e incrementarse sus disponibilidades de agua hasta  $w'_{22}$ , donde  $w'_{22} = w_{21} + (w_{11} - w_{12})$ . La solución óptima para los usos urbanos se halla ahora en el punto *f*, donde el nivel de bienestar alcanzado ( $F_{22}$ ) es mayor.

Es decir, se producirá una ganancia de bienestar en la sociedad, siempre y cuando de cumpla que  $F_{12} - F_{11} \geq 0$  y que  $F_{22} - F_{21} \geq 0$ . Con este ejemplo hemos tratado de ilustrar cómo los mecanismos de mercado introducen incentivos privados que mejoran la gestión del agua, reasignando el agua entre usos alternativos hacia aquellos de mayor valor y, dado que no toda el agua ahorrada en la agricultura es utilizada por el sector urbano, supone una mejora de las condiciones ambientales.<sup>121</sup>

Pero el mercado no sólo es uno de los instrumentos más innovadores propuestos para resolver el problema de escasez y eficiencia en el uso del agua, sino también de los más controvertidos. Según la visión neoclásica, la estructura institucional requerida pasa por diseñar un sistema legal que permita realizar las transferencias

---

<sup>120</sup> Suponemos que la cantidad de agua que se vende únicamente es el agua ahorrada, no incluye en el intercambio el agua que previamente no era utilizada ( $w'_{11} - w_{11}$ ). De este modo el ejemplo refleja una condición que habitualmente establece el legislador para evitar que los intercambios de agua generen externalidades negativas: el caudal máximo susceptible de cesión es el caudal medio realmente utilizado durante un período que se considere representativo.

<sup>121</sup> La teoría económica predice que los mercados de agua deben permitir alcanzar una mayor eficiencia en la asignación del recurso, ya que tenderá a igualarse el valor del producto marginal del agua en sus distintos usos. No obstante, en ocasiones, los resultados del funcionamiento del mercado de agua difieren de este patrón de comercio, ya que las transacciones de agua se realizan tanto por diferencias en el valor del producto marginal del agua como por diferencias en la incertidumbre en los abastecimientos y en la tolerancia al riesgo de los agricultores (Hadjigeorgalis, 2004).

de una manera sencilla y por una clara definición de los derechos de propiedad.<sup>122</sup> Los derechos de uso de agua normalmente se definen en términos de la cantidad de agua que puede ser desviada de un cauce o bombeada del subsuelo durante un determinado período de tiempo y con una determinada prioridad respecto a otros usuarios. Sin embargo, es complejo definirlos correctamente cuando las disponibilidades de agua son inciertas y los estándares de calidad difieren de unos usos a otros.<sup>123</sup> Pero una definición muy detallada de los derechos de uso del agua haría que éstos fuesen más heterogéneos, incrementando los costes de transacción y dificultando de esta manera su transferibilidad en el mercado.<sup>124</sup>

Un mercado de agua exige, por tanto, un marco institucional relativamente complejo para evitar que los fallos puedan dar lugar a resultados no deseados. Las críticas al mercado se centran en que éste puede dar lugar a asignaciones ineficientes, ya sea porque no es competitivo o porque la asignación no es óptima

---

<sup>122</sup> "Los derechos de propiedad sobre el agua sólo pueden describirse plenamente mediante una definición que incluya la cantidad de agua desviada y consumida, su distribución temporal, calidad y lugar de derivación y aplicación" (Howe et al., 1992:151). Por tanto, una correcta definición de los derechos de propiedad en un mercado de aguas exige satisfacer los principios de especificidad, exclusividad, transferibilidad, integralidad y exigibilidad (Lee y Juravlev, 1998).

<sup>123</sup> Los neoinstitucionalistas han subrayado que no es posible definir correctamente los derechos de propiedad, dado que no se puede obtener toda la información sobre las características de los bienes. Así, por ejemplo, los efectos sobre la calidad del agua no suelen incorporarse en los procedimientos de autorización de las transacciones, ya que cuanto más detallada es la definición de los derechos sobre el agua y mayor la protección concedida a la calidad del agua, mayores son los costes de transacción para los compradores y vendedores (Saliba, 1992). En cualquier caso, aunque se lograsen definir adecuadamente los derechos de propiedad, podrían surgir también problemas por el incremento de los costes de protección o por la aparición de conflictos distributivos (Easter et al., 1998). Como señala Bauer (1996:179), "cuando se habla del mercado de aguas no hay que entenderlo como algo sacado de un texto económico, que funciona de manera automática, sino como un mecanismo institucional bastante restringido, respecto del cual deberíamos rebajar nuestras expectativas".

<sup>124</sup> Según las estimaciones de Garrido (1998) para la cuenca del Guadalquivir, cuando los costes de transacción exceden un 8-12% el precio de mercado, las ganancias asociadas a la creación de un mercado formal de agua no compensan siquiera el gasto en que se incurre para desarrollarlos. Estas dificultades han hecho que la mayor parte de los mercados de agua que se han implementado a nivel internacional sean estrechos y con unos beneficios menores a los esperados (Lee y Jouravlev, 1998).

desde un punto de vista social.<sup>125</sup>

Son precisamente estas dificultades las que explican por qué el agua ha permanecido en la frontera entre la intervención pública y el mercado: la creación de un mercado de intercambio de derechos de uso de agua puede llevar a obtener una mayor eficiencia en la asignación del agua; pero como cualquier otro mercado, requiere un marco institucional que garantice su buen funcionamiento, definiendo la asignación inicial de derechos de uso, desarrollando las estructuras institucionales que permitan los intercambios o creando las infraestructuras necesarias que posibiliten las transferencias de agua.<sup>126</sup>

### **2.3.2. El caso español: el mercado de agua regulado**

La flexibilidad en la asignación del agua que se asocia al mercado está condicionada por el marco institucional, hasta el punto de que los posibles fallos del mercado pueden interpretarse como fruto de sus deficiencias (Aguilera y Sánchez, 2002). Por tanto, es imprescindible analizar cuáles son las reglas del juego que se han establecido en la Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de Reforma de la Ley de Aguas, que contempla la posibilidad de ceder los derechos al uso privativo de aguas entre consumos alternativos, rompiendo así con el rígido sistema establecido en la Ley

---

<sup>125</sup> Según la teoría neoclásica, cuando los derechos de propiedad están bien definidos y los costes de transacción son nulos, los propietarios del agua tienen un incentivo poderoso a utilizarla de manera eficiente. Los problemas en la asignación, uso o valoración del agua deben resolverse eliminando los obstáculos a la evolución natural de los mercados. Es decir, el crecimiento de la población, las sequías,... modificarían la estructura de precios relativos que tiene el agua entre los usos alternativos y nos conducirían de nuevo a un uso óptimo del agua. Un argumento criticado porque un óptimo de Pareto es una condición necesaria pero no suficiente para alcanzar un óptimo social (Bromley, 1992), y puede llevar al deterioro y/o la sobreexplotación del recurso si los costes de transacción son positivos (Smith y Tsur, 1997) o a generar situaciones de monopolio y especulación (Dinar, 1998).

<sup>126</sup> "Los mercados pueden llevar a mejoras tecnológicas, a aumentos de eficiencia en el uso del agua y a mejorar el medio ambiente. Pero la eficiencia no puede ser el único criterio para mejorar la distribución del agua. También son importantes los problemas de equidad y la viabilidad de la política económica" (Zilberman et al., 1997:222).

9/1985, de 2 de agosto, de Aguas, donde el aprovechamiento de las aguas no podía venderse ni cederse.<sup>127</sup>

Con la creación de estos mercados de agua regulados<sup>128</sup> se pretende reasignar el agua hacia aquellos usos de mayor valor, al tiempo que se incentiva una utilización más racional del recurso en cada uno de sus usos. La flexibilización en la asignación del agua se ha instrumentado a través de los contratos de cesión de derechos de uso del agua: aunque no se altera la naturaleza jurídica de las aguas, que siguen siendo de dominio público y cuya utilización por parte de los particulares requiere de una concesión,<sup>129</sup> se establece que los titulares podrán ceder la totalidad o parte de los derechos de usos que les correspondan.

No obstante, el legislador ha introducido importantes limitaciones al libre

---

<sup>127</sup> En realidad, la Ley de Aguas de 1985 ya contemplaba la posibilidad de reasignar los derechos de uso del agua, ya fuera por la revisión del derecho concesional (cuando la administración estimara que los caudales reconocidos eran incompatibles con las previsiones de la planificación), por la declaración de caducidad de la concesión (cuando se extinguía el plazo de la concesión o no se ejercía durante 3 años el derecho) o por la transmisión de los aprovechamientos (se producía un cambio en el titular del derecho concesional, pero las características del derecho seguían siendo las mismas). El problema es que ninguno de estos supuestos implicaba una mejora en la eficiencia asignativa, ya que *"el agua que se conceda queda adscrita a los usos indicados en el título concesional, sin que pueda ser aplicada a otros distintos"* (artículo 59.2 de la Ley de Aguas de 1985), impidiendo que se alcanzara una mayor racionalidad económica y social en el uso del agua. A pesar de estas ineficiencias asignativas, la administración nunca ha emprendido una política de revisión de las concesiones (Embid, 2001).

<sup>128</sup> La legislación española no contempla la creación de un *mercado de agua* en sentido estricto, donde existiría la posibilidad de que los particulares comerciasen libremente, sino que más bien la definición apropiada sería la de un *mercado de aguas regulado*, ya que el agua es un bien de dominio público donde las transacciones entre particulares están sujetas a una autorización administrativa previa (Vázquez, 2000). Como señala Martín Mateo (2000:15), en la gestión del agua *"no sobran las normas, sino que más bien faltan"*.

<sup>129</sup> A pesar de que la Constitución Española de 1978 establece el dominio público del agua, existen excepciones: en Canarias el agua es gestionada casi en exclusividad por el sector privado y en el sureste español hay aguas de riego en manos de comunidades de regantes y de particulares (Martín Mateo, 2000).

funcionamiento del mercado de agua,<sup>130</sup> relacionadas con los sujetos que pueden participar en ellos, el uso que se le da al agua adquirida, el tiempo por el que se ceden los derechos o el volumen de agua vendible. Unas restricciones normativas que, junto a la definición imprecisa de los derechos de propiedad y la inexistencia de unas infraestructuras apropiadas, pueden hacer que el resultado del funcionamiento del mercado de agua en términos de mejora de la eficiencia asignativa sea muy limitado (Rico y Gómez-Limón, 2002).

### 2.3.2.1. Participación restringida

En la reforma de la Ley de Aguas de 1999 se establece que los sujetos que pueden participar en las transacciones de agua son aquellos que previamente tienen un derecho al uso privativo de las aguas. Es decir, se establece una barrera de entrada que quita flexibilidad al mercado de agua, ya que las transacciones únicamente pueden realizarse entre concesionarios y se impide que el agua se destine a usos alternativos por el simple motivo que sus potenciales usuarios no sean actuales concesionarios de agua.

Dado que no es posible que se obtengan derechos de uso de agua por quien no sea previamente propietario de un derecho, adquiere especial relevancia determinar cuál es el criterio utilizado para la distribución inicial de los derechos de uso de agua. Una decisión política que, aunque no merme significativamente la eficiencia asignativa,<sup>131</sup> determinará la distribución de las rentas económicas que se generen en el mercado de agua.<sup>132</sup> El criterio por el que se ha optado en la legislación española ha

---

<sup>130</sup> La regulación del mercado no debe asociarse a las ideas de intervencionismo o proteccionismo, ya que no trata de suplantar al mercado como forma de organizar la asignación de recursos sino de garantizar su correcto funcionamiento corrigiendo los posibles fallos del mercado. Un hecho que permite entender la paradoja de que en los últimos años se hayan producido, simultáneamente, dos fenómenos que en apariencia parecen contradictorios: el creciente reconocimiento del papel del mercado y la introducción de mecanismos regulatorios (Segura, 1993).

<sup>131</sup> Según Coase (1960), la asignación final será el resultado de un proceso de negociación. Con independencia de quién tiene los derechos asignados, siempre y cuando los derechos de propiedad estén bien definidos y los costes de transacción sean nulos, la negociación entre las partes llevará a una solución eficiente.

<sup>132</sup> Los mercados redistribuyen los derechos sobre el agua mediante transacciones voluntarias entre compradores y vendedores. Sin embargo, los efectos distributivos de los procesos de mercado dependen de la asignación inicial de derechos de agua y del poder de negociación, ya que determina quién ha de pagar para obtenerlos y quién va a recibir los pagos (Saliba, 1992).

sido distribuir los derechos entre los usuarios que ya tenían unos derechos históricos.<sup>133</sup> Este reconocimiento de derechos adquiridos supone una transferencia de renta a los usuarios ya existentes, lo que reduce la oposición de los usuarios actuales a la introducción del mercado de agua, pero plantea problemas en cuanto a la aparición de prácticas monopolísticas o de incremento de la demanda de agua.<sup>134</sup>

### 2.3.2.2. Orden de prelación de usos

Según la Ley de Aguas de 1999, sólo será posible ceder los derechos de uso del agua a quienes sean titulares de derechos de igual o mayor rango, según el criterio establecido en el Plan Hidrológico de cada cuenca.<sup>135</sup> La única excepción que se contempla es cuando el Ministerio de Medio Ambiente, por razones de interés general, autorice con carácter temporal y excepcional cesiones que no respeten las normas de prelación de usos.

---

<sup>133</sup> Otras alternativas para asignar inicialmente los derechos de uso de agua podrían haber consistido en realizar una subasta pública donde el Estado ofertase los derechos de uso del agua, o bien un sistema de asignación mixto en el que se ofreciera a los usuarios históricos la posibilidad de adquirir los derechos de uso de agua a un precio preferencial y subastando las disponibilidades de agua que resultasen excedentes entre el resto de usuarios potenciales (Lee y Jouravlev, 1998).

<sup>134</sup> La acumulación de derechos de agua en determinados usuarios puede otorgarles un poder de mercado que impida el funcionamiento eficiente del mercado (Thobani, 1997) y puede incentivar a que estos usuarios históricos consuman más agua de la habitual en el periodo previo al inicio del mercado, con el objetivo hacerse acreedores de una mayor dotación inicial de derechos de uso de agua (Garrido, 2000). No obstante, el hecho de reducir el número de agentes participantes en el mercado de agua también puede considerarse positivo, ya que se facilitarán las negociaciones y se reducirán los costes de transacción frente a situaciones en que la atomización de la demanda y la oferta hiciesen más dificultosas las negociaciones para reasignar el agua, abaratándose así el coste de la acción pública (Ramos, 2002).

<sup>135</sup> El artículo 60 del Real Decreto 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas establece que cuando no se establezca un orden de preferencia en el Plan Hidrológico de una cuenca, regirá con carácter general el siguiente: 1) abastecimiento de población; 2) regadíos y usos agrarios; 3) usos industriales para producción de energía eléctrica; 4) otros usos industriales; 5) acuicultura; 6) usos recreativos; 7) navegación y transporte acuático; 8) otros aprovechamientos. El artículo 59 de la misma ley establece que los caudales ecológicos o demandas ambientales no tendrán el carácter de uso, debiendo considerarse como una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación y prohibiéndose en todo caso que los titulares de usos no consuntivos cedan sus derechos para utilizaciones consuntivas.

La razón que se aduce para establecer este orden de prelación es impedir que criterios de rentabilidad económica lleven a reducir el caudal destinado a usos socialmente preferentes. Pero el establecimiento de este sistema de prioridades de usos plantea grandes interrogantes sobre la efectividad final que pueden tener los mercados de agua, ya que:

- El orden de prelación no está justificado por criterios de eficiencia económica y tiende a perpetuar los ineficientes patrones de uso actuales. La asignación en un mercado de agua debería basarse en la disposición relativa a pagar por el recurso y los usos históricos del agua no tienen por que ser necesariamente los de mayor valor.<sup>136</sup>
- Produce una fragmentación del mercado del agua, ya que se impiden las transferencias de derechos entre usuarios de distinta prelación siempre que el comprador sea de menor prioridad que el vendedor (Embid, 2001; Garrido, 2000).
- Dificulta la posibilidad de que los regantes, como agentes con mayor potencialidad de transferir recursos, vendan libremente en el mercado los caudales que no utilizan. Se reduce así la capacidad del mercado para localizar el agua en función de los cambios económicos y los nuevos valores sociales, disminuyendo con ello el potencial de mejora de la eficiencia asignativa (Riesgo y Gómez-Limón, 2001).

#### 2.3.2.3. Limitación de volumen y tiempo

El legislador ha establecido que en ningún caso se puede ceder un caudal superior al concedido, siendo el caudal máximo susceptible de cesión el caudal medio realmente utilizado durante el período que se considere representativo y la dotación objetivo que fije el plan hidrológico de cuenca. Es decir, aunque el límite máximo teórico es el total del caudal concedido, se halla restringido al volumen realmente utilizado por el cedente, por lo que es necesario determinar cuál es éste.

---

<sup>136</sup> Establecer administrativamente un ordenamiento de preferencias es algo habitual en el funcionamiento de los mercados de agua, pero el orden de prelación varía. Así, en México y Chile se otorga la prioridad a los usos urbanos, mientras que en EE.UU. los usos agrícolas han sido históricamente la primera prioridad (Livingston, 1993).

No obstante, la obligación de determinar el caudal histórico utilizado puede generar unos efectos perversos, ya que los usuarios pueden tener reticencias a vender sus derechos de uso. La razón es que estarían poniendo de manifiesto que no necesitan toda el agua estipulada en su concesión, por lo que puede existir un cierto temor a que la Administración Pública les retirara parte de esa concesión sin compensación alguna. Una falta de seguridad jurídica que fomenta la continuidad del uso del agua en actividades con grandes costes de oportunidad. Pero además, dado que los derechos de uso histórico suelen ser muy generosos, se debilitarán los incentivos de los usuarios a realizar aquellos cambios tecnológicos que les posibilitarían ahorrar agua (Garrido, 2000).

Además de la limitación en el volumen transferible, también existen restricciones en cuanto al período de cesión de los derechos de uso de agua. La Ley de Aguas de 1985 preveía que la duración de los derechos de uso se prolongara durante 75 años, lo que implicaba que prácticamente fueran de carácter permanente. Los derechos de uso permanentes tienen una ventaja fundamental: la homogeneización que representa el hecho de que tengan la misma duración. Cuando el bien intercambiado es homogéneo, el tamaño y los beneficios asociados al mercado son mayores, ya que se reducen los costes de transacción y aumenta la seguridad jurídica, proporcionando mayores incentivos para una inversión a largo plazo (Lee y Jouravlev, 1998). No obstante, esta variable sólo es importante en aquellos mercados de agua donde las transferencias de derechos se pueden realizar mediante la venta definitiva de los mismos. La legislación española, sin embargo, no contempla esta opción.

La Ley de Aguas de 2001 establece que la cesión de derechos de uso de agua debe ser temporal, determinándose el período a voluntad de las partes con el límite máximo de la duración del derecho que se cede.<sup>137</sup> La opción que ha tomado el legislador ha sido limitar las transacciones a arrendamientos, dejando la puerta abierta a las transacciones a cambio de inversiones y al establecimiento de

---

<sup>137</sup> En realidad no es la concesión lo que se transmite, sino el contenido total o parcial de los derechos de uso contenidos en esas concesiones, perviviendo en todo caso esas concesiones (Embid, 2001). En cualquier caso, permitir que la duración de la cesión de los derechos sea distinta implica un mayor grado de heterogeneidad de los derechos de uso, un aumento de los costes de transacción y un fraccionamiento del mercado (Garrido, 2000).

contratos de opción.<sup>138</sup> Si bien el arrendamiento resulta eficaz en situaciones coyunturales de necesidad de agua, en situaciones de cambios permanentes en la demanda de recursos hídricos o de carencia estructural de agua parece insuficiente frente a las ventajas que proporciona la venta de derechos de forma definitiva (Howitt, 1997).<sup>139</sup>

#### 2.3.2.4. Autorización administrativa

Aunque el mercado de agua puede proporcionar una mayor flexibilidad, seguridad, previsibilidad,... no necesariamente implicará una mayor eficiencia en el uso del agua. La razón se encuentra en las múltiples interdependencias y externalidades que se generan entre los usuarios a lo largo del ciclo hidrológico: la simple utilización del derecho de uso de agua altera necesariamente la calidad y la cuantía de los flujos de retorno, elementos fundamentales en la posible utilización posterior del recurso y en la conservación del ecosistema. Las externalidades que se generan con el uso del agua pueden sintetizarse en tres grandes grupos (Howe *et al.*, 1992; Easter y Feder, 1997):

---

<sup>138</sup> El mercado de agua se puede establecer a distintos niveles, siendo el primero de ellos el mercado al contado. Sin embargo, también existen instrumentos que permiten cubrir riesgos en este mercado. El contrato de opción es un acuerdo para arrendar un derecho de agua en presencia de una determinada contingencia, como puede ser una sequía. La posibilidad de establecer mercados de opción o de futuros permite así redistribuir mejor el riesgo entre los agentes del mercado del agua con distinta aversión al riesgo (Maestu, 1997; Garrido, 1999; Iranzo, 2000). Otra opción que no está contemplada sería aquella en la que los titulares de derechos de uso de agua con posibilidad de regulación hiperanual puedan voluntariamente gestionar el uso de sus reservas con el objetivo de asignarlos intertemporalmente. Una opción que permitiría ir más allá de la eficiencia asignativa en un período que considera la Reforma de la Ley de Aguas de 1999, alcanzando una eficiencia asignativa de carácter intertemporal: cuando el agua fuera abundante y su valor marginal muy reducido se emplearía en menor cantidad, reservando caudales para los años de escasez en los que el valor marginal fuera mucho mayor (Garrido, 2000). Los resultados que obtienen Iglesias *et al.* (2003) al analizar el funcionamiento de tres comunidades de regantes del Guadalquivir corroboran esta tesis: gestionar las sequías a través de la regulación hiperanual de los derechos de uso de agua produce incluso mejores resultados que hacerlo a través de mercados de agua.

<sup>139</sup> La transferencia de derechos de agua permanentes parece requerir la certeza que es proporcionada por un mercado formal basado en que los derechos son registrados y pueden ser defendidos en los tribunales. En cambio, si las ventas son temporales y no afectan al caudal de retorno, los mercados informales que se basan simplemente en la reputación, la moralidad y la confianza personal pueden ser suficientes (Easter *et al.*, 1998).

- Efectos sobre el caudal de retorno: sólo una parte del agua extraída de una corriente se consume, por lo que cuando se produce una transferencia de derechos de uso se deben proteger los intereses del resto de usuarios de la cuenca hidrológica.<sup>140</sup>
- Efectos en el propio caudal: en las transferencias de agua se deben tener en cuenta los efectos sobre la calidad ambiental y el mantenimiento de una reserva de caudales mínimos o ecológicos en el cauce, independientemente de la demanda de agua en otros usos.<sup>141</sup>
- Efectos sobre la zona de origen: las transferencias de agua tienen un impacto en la cuenca cedente, ya sea en términos económicos, sociales, culturales o ambientales.<sup>142</sup>

Si bien las externalidades sobre usuarios consuntivos suelen ser consideradas, los efectos indirectos no suelen ser tenidos en cuenta por los agentes privados cuando operan en el mercado. Cómo conseguir internalizar estos efectos externos es el mayor problema que se plantea a los mercados de agua para ser eficientes.<sup>143</sup>

---

<sup>140</sup> Las opciones que tiene el Estado para regular los efectos sobre el caudal de retorno se basan en los derechos consuntivos históricos (restringir la cantidad de agua que puede transferirse a fin de que corresponda al uso consuntivo histórico y no a la cantidad desviada), en los derechos proporcionales (los tenedores de derechos de agua de una determinada zona geográfica traspasan sus derechos volumétricos individuales a un proveedor centralizado a cambio de acciones que les dan derecho a recibir un porcentaje del caudal disponible) o en los derechos dobles (se establecerían dos derechos separados: el derecho a desviar una cantidad fija de agua y el derecho a consumir una cantidad fija de agua).

<sup>141</sup> Una posible solución sería la creación de un organismo regulador que pueda rechazar o modificar las transferencias de derechos de usos de agua si afectan los usos protegidos del caudal original (Dourojeanni y Jouravlev, 2002).

<sup>142</sup> Las condiciones desde el punto de vista económico que debe satisfacer un trasvase de agua entre cuencas para que sea eficiente es que sea la alternativa de menor coste para suministrar la misma cantidad de agua a los usuarios; que los beneficios en la cuenca cedente superen a los costes económicos, sociales y ambientales causados; y, finalmente, que ninguna de las partes afectadas quede en peor situación después del trasvase (MacDonell y Howe, 1992).

<sup>143</sup> La importancia de las externalidades, junto a la sobreexplotación del recurso que han permitido los derechos formales de agua, explica por qué habitualmente los mercados de agua son estrechos (Saleth *et al.*, 1991). Dado que la magnitud de las posibles externalidades es más reducido cuando los mercados de agua se definen a nivel local, aumenta su viabilidad (Ramos, 2002). Pero este reducido tamaño disminuye las ganancias económicas que genera un mercado de agua: la ganancia total de bienestar no será mayor de un 10% sobre la asignación actual de agua si sólo se permite el

Para atenuar estas externalidades negativas, la reforma de la Ley de Aguas de 1999 establece que todos los intercambios de derechos de uso de agua deben ser aprobados por la confederación hidrográfica a la que pertenezcan transmisores y receptores del derecho de uso de agua que se cede.<sup>144</sup> Un procedimiento que incrementa los costes de transacción a los que deberán hacer frente los agentes y, por tanto, una limitación al desarrollo de las operaciones (Jordan, 1999).<sup>145</sup>

### 2.3.2.5. Recuperación de costes

La situación de madurez de la economía del agua en España es compartida por otros países europeos, motivo por el cual la Unión Europea ha decidido desarrollar una política común en materia de gestión de aguas. La Directiva Marco del Agua establece que "*los Estados miembros deberán considerar el principio de recuperación de los costes del servicio de agua, incluyendo los costes ambientales (...) y en concordancia con el principio de quien contamina, paga*".<sup>146</sup> Aunque el texto aprobado finalmente excluye la obligatoriedad de recuperar íntegramente los costes, impone la introducción de medidas de tarificación del agua antes de 2010 con el objetivo de incentivar el uso eficiente del recurso.

---

comercio dentro de una comunidad de regantes; en cambio, si se permite el comercio entre comunidades las ganancias estimadas alcanzarían hasta el 50% (Garrido, 1998).

<sup>144</sup> El procedimiento que ha establecido el legislador español consiste en que cualquier intercambio de derechos de uso de agua debe formalizarse por escrito y remitirse tanto al Organismo de Cuenca como a la Comunidad de Usuarios correspondiente. Una vez hecho esto, se fijan unos plazos para que el Organismo de Cuenca verifique si existen daños a terceros o sobre el medio ambiente, que serán de un mes si el acuerdo se realiza entre usuarios de la misma cuenca y de dos meses en otro caso. Un procedimiento *ex-ante* que contrasta con el utilizado en ocasiones en EE.UU., donde utilizan un procedimiento judicial *ex-post* para internalizar las externalidades: cuando un particular se ve afectado por las operaciones de compra-venta de determinados usuarios, aquél puede acudir a los tribunales de justicia para reclamar una compensación por los costes que éstos le producen.

<sup>145</sup> Desarrollar un mercado de agua no sólo requiere de nuevas inversiones en infraestructuras que los posibiliten, sino también establecer unas reglas del juego que sean aceptadas por los participantes (Garrido, 1998). Los costes de transacción van ligados al establecimiento, la gestión y la aplicación de un sistema regulador en la asignación del agua. Unos costes de transacción que incluyen "*los costes de obtención de información (sobre las necesidades y actitudes de otros participantes), los costes de negociación (recursos requeridos para llegar a acuerdos) y los costes de vigilancia (costes de aplicación de las normas)*" (Young, 1992:205).

<sup>146</sup> Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre.

Una de las mayores dificultades metodológicas de la economía del agua es conocer su valor, entendiendo éste como el coste de oportunidad del recurso. La obtención de esta información, clave para la asignación eficiente del agua, es prácticamente imposible en un sistema de concesión administrativa sin posibilidad de intercambios. Sin embargo, un mercado de agua proporciona la información relativa al coste de oportunidad del agua de forma gratuita a través de su propio funcionamiento. El mercado del agua, por tanto, puede ayudar a paliar estas posibles deficiencias al permitir mejorar el acceso a esta información: permite transmitir información de forma generalizada sobre el coste de oportunidad a todos los usuarios, sobre su escasez temporal y espacial, sirviendo de indicador a la hora de tomar decisiones como la adopción de tecnologías, la elección de cultivos de riego u otras medidas que inciden en la eficiencia técnica y económica de la utilización del recurso.<sup>147</sup> Es decir, proporcionará incentivos a los propietarios de los derechos a conservar el agua y vender los excedentes, y a los potenciales compradores de agua para conservarla y minimizar sus costes.

### **2.3.3. Otras experiencias de aplicación de mercados de agua**

Aunque el funcionamiento de mercados informales de agua ha sido una práctica habitual en muchas comunidades de regantes, no ha sido hasta las últimas décadas cuando varios países han optado por la introducción de mercados formales de agua o han estudiado la posibilidad de implementarlos.<sup>148</sup>

---

<sup>147</sup> En una economía del agua como la española, tan carente de señales de escasez, la función del mercado como proveedor de información puede generar más beneficios a la sociedad que los que se derivan de las ganancias alcanzables a través de los meros intercambios (Garrido, 2000). Pero en los mercados de agua españoles la calidad de esta información será limitada, ya que aspectos como el sistema de prioridades de uso, la duración de los derechos y la obligación de ser concesionario para poder participar en el mercado establecen una diferenciación entre los derechos de uso de agua e impiden homogeneizar la información que transmite el mercado de agua.

<sup>148</sup> Se pueden encontrar muchas experiencias relacionadas con mercados de agua a lo largo de la Historia. En aquellos momentos en que ha existido escasez de agua, ha sido una práctica habitual resolverlas mediante la venta de agua. La espontaneidad de estos mercados de agua y los conflictos que generaban han hecho que con el tiempo se corrigieran estas situaciones mediante el Derecho Público (Martín Mateo, 2000).

### 2.3.3.1. Mercados informales de agua

Muchos sistemas informales de asignación han sido desarrollados en ausencia de mecanismos de precios o mercados formales para afrontar el problema de la escasez de agua. Allí donde la Administración Pública no ha dado una respuesta rápida a los cambios en la demanda de agua, han aparecido de forma espontánea mercados de agua informales, de carácter normalmente local y que en algunos casos han operado satisfactoriamente durante años.<sup>149</sup>

En España se han desarrollado también diversos mercados informales de agua, de los cuales describiremos a modo de ejemplo el que se ha desarrollado en Alicante. En la Huerta de Alicante la propiedad del agua y de la tierra están separadas. El agua se distribuye por turnos, variando la proporción de agua disponible para cada usuario en función de los derechos de agua que haya adquirido en cada ocasión. Antes de cada rotación o turno, los tenedores de derechos de agua deben retirar sus *albalas* o billetes para participar en ella. Una vez asignados éstos, se intercambian libremente en una subasta pública y en un mercado informal, donde se permite la venta y arrendamiento del *agua vieja*.<sup>150</sup> Los usuarios pujan en cada período por el agua necesaria para regar sus cultivos, siendo asignada el agua a quienes estén dispuestos a pagar más por ésta.

Cuando se compara el mercado informal de Alicante con otros sistemas en los que no se permiten las transacciones, como en Valencia o Murcia, los resultados indican que el enfoque de mercado adoptado en Alicante es el más eficiente al gestionar unas disponibilidades de agua inciertas.<sup>151</sup> Es decir, se produce una ganancia de

---

<sup>149</sup> Vid. Mariño y Kemper (1999).

<sup>150</sup> Existen dos tipos de derechos de uso en la Huerta de Alicante: por una parte, aquellos asociados al *agua nueva*, vinculados a los derechos que se otorgaron tras la construcción del pantano de Tibi; y, por otra parte, aquellos otros derechos que ya existían previamente llamados *agua vieja*. Sólo se permiten las transacciones de agua relacionadas con este último tipo de derechos.

<sup>151</sup> En el sistema de turnos de Valencia, los agricultores son servidos en orden a su localización en el canal, de modo que cuando el agua llega a un agricultor, él toma toda el agua que necesita durante un período, antes de que el próximo agricultor sea servido. En el sistema de rotación de Murcia cada agricultor tiene reservado un tiempo para regar en cada período, pero el agua suministrada en cada momento varía en cada rotación en función del caudal de agua disponible. Los resultados en términos de eficiencia respecto al sistema de turnos de Alicante son similares cuando la escasez de agua es moderada, pero las diferencias son significativas cuando es severa (Maass y Anderson, 1978).

eficiencia cuando se asignan porcentajes antes que volúmenes de agua entre los agricultores individuales y se permite que los derechos de uso sean transferibles.

Sin embargo, los mercados informales de agua también pueden generar asignaciones ineficientes (Thobani, 1998): aparecen situaciones de poder de mercado en los sistemas de distribución, la oportunidad de vender hace que se incremente el uso de agua subterránea, no se compensan los cambios en el caudal de retorno que se generan en esos intercambios, son siempre intercambios a corto plazo,...

### 2.3.3.2. Mercados formales de agua

#### *El caso de Chile*

Chile fue uno de los primeros países en instaurar un mercado formal de agua. El marco legal donde se establecieron las reglas que rigen la propiedad, la asignación y el uso del agua es el Código de Aguas de 1981. Su objetivo era posibilitar las transacciones de derechos de agua para maximizar el valor económico obtenido en su uso, así como incentivar a los usuarios a conservarla y utilizarla de una manera más eficiente.

El agua en Chile es considerada un bien nacional de uso público, pero el papel de la Administración Pública en la gestión del agua es reducido. Los derechos de aprovechamiento se otorgan a los particulares de manera gratuita y únicamente cuando existe una competencia simultánea por la misma agua se establece una subasta pública para licitar por ella.<sup>152</sup> Una vez adquirido el derecho de uso, la separación de los derechos de agua de los de la tierra permite a sus titulares determinar libremente cuál será el uso, el destino y la finalidad del agua concedida.

---

<sup>152</sup> Aunque el Código de Aguas establece diferencias en cuanto a derechos de aprovechamiento en función de si son o no consuntivos, de ejercicio permanente o eventual, de carácter continuo o discontinuo o alternado entre varias personas; en la práctica estas diferencias no son respetadas. De hecho, cuando se solicitan nuevos derechos o se regularizan los existentes, todos los usuarios demandan derechos con las mejores condiciones que establece la legislación: de uso consuntivo, continuo y de ejercicio permanente. No obstante, los derechos de agua inscritos en Chile no representan más de un 10% de los usos reales del agua. Dada esta situación, el legislador ha optado por reconocer también el restante 90% de los aprovechamientos de agua que se hacen sin derechos inscritos (Dourojeanni y Jouravlev, 1999).

Es decir, más allá de la subordinación de los derechos no consuntivos a los consuntivos, no existe ningún orden de prelación entre los usos del agua ni normas expresas sobre requerimientos ecológicos o de control de las posibles externalidades negativas que pueden generarse en la constitución de nuevos derechos de uso de agua o en su transmisión.<sup>153</sup> El Código de Aguas de Chile supuso una ruptura con el principio de uso beneficioso en la asignación del agua aplicado en la mayoría de países,<sup>154</sup> ya que aunque recae sobre la administración la responsabilidad de asignar los derechos, controlar y planificar su uso, se deja en manos de la negociación privada la asignación del agua, resolviéndose los conflictos en el ámbito judicial.

Los resultados del mercado de agua chileno presentan luces y sombras. Entre los aspectos positivos cabe citar que se ha producido una reasignación de los derechos de agua hacia usos con una creciente demanda y que en determinadas zonas los beneficios económicos generados por los intercambios de derechos de uso de agua han sido considerables (Hearne y Easter, 1995; Briscoe, 1996). Pero aunque en algunas cuencas del centro y norte del país existen mercados de agua bastante activos, las transacciones han sido en general limitadas y su papel en la mejora de la eficiencia del uso del recurso ha sido restringido (Bauer, 1996).

El escaso dinamismo que ha tenido el mercado del agua en Chile se explica por factores como la disponibilidad de fuentes alternativas de agua de menor coste, por la falta de capacidad de almacenamiento que limita la asignación volumétrica, por los altos costes de transacción y transporte del agua o por la falta de sistemas de

---

<sup>153</sup> La característica fundamental del mercado de aguas chileno es la absoluta negación de prioridades y preferencias públicas o privadas, siendo los derechos transferibles con pocas restricciones o controles de interés público (Solanes y Getches, 1998). Chile se convirtió así en el único país en el mundo cuya legislación permitía disponer libremente del agua que tienen los tenedores de derechos de uso, sin necesidad de autorización alguna (Martín Mateo, 2000).

<sup>154</sup> La doctrina del uso beneficioso trata de subordinar los intereses privados al interés público, prevenir la especulación, el monopolio y el acaparamiento de derechos de agua. Aunque plantea la dificultad de definir qué se entiende por uso efectivo y beneficioso, su formulación típica estipula que el agua otorgada en uso debe ser efectivamente usada y ser compatible con determinados objetivos sociales o ecológicos, revocándose los derechos en caso contrario (Thobani, 1998).

registro adecuados.<sup>155</sup> Otro aspecto negativo se deriva de la no aplicación del principio de uso beneficioso, hecho que ha fomentado la especulación y el acaparamiento de derechos de uso de agua,<sup>156</sup> convirtiéndose en un instrumento de competencia desleal.<sup>157</sup>

### *El caso de México*

De acuerdo con la Constitución de 1917, en México el agua se considera un bien de dominio público, donde los derechos de uso son otorgados en función de las

---

<sup>155</sup> Dourojeanni y Jouravlev (1999) estiman que, incluso en los ríos donde existe una elevada competencia por el uso del agua, no más del 5% de los derechos de agua han sido transferidos de un titular a otro, siendo un 90% de estas transferencias originada por titulares que no utilizaban sus derechos. Esta baja actividad del mercado del agua en Chile no es sorprendente, ya que la literatura sobre mercados de agua predice que éstos serán estrechos si los costes de transacción son elevados, si es difícil establecer un precio unitario común o si pueden ser manipulados con facilidad (Young, 1992).

<sup>156</sup> En un sistema de asignación proporcional como el chileno, en períodos de escasez de agua el caudal debe distribuirse en partes proporcionales, lo que hace que los usuarios que necesitan un suministro estable opten por solicitar derechos adicionales de agua y se genere una dinámica de acaparamiento de estos derechos excedentarios (Howe *et al.*, 1992). Además, dado que no existe ningún cobro monetario directo por la constitución del derecho y tampoco obligación alguna de que el agua se destine a un uso beneficioso, se ha producido un notable aumento en el número de solicitudes sin ninguna relación con las necesidades o los requerimientos previstos para el desarrollo del país en las próximas décadas, y la acumulación de derechos sin uso: *“las compañías de extracción mineras, habiendo conseguido gratuitamente del Estado chileno la casi totalidad de los derechos del agua en el momento de la privatización, controlan hoy en día el mercado del agua del país y han organizado la escasez para hacer subir los precios”* (Petrella, 1998:51), mientras que los derechos de agua no consuntivos se encuentran prácticamente todos solicitados por las principales empresas hidroeléctricas (Bauer, 1996). En realidad, los especuladores no se enfrentan a ningún riesgo, ya que su inversión inicial es cercana a cero y el coste de oportunidad que resulta de mantener los derechos sin utilizarlos y sin venderlos es muy inferior a la rentabilidad derivada del aumento de los precios (Dourojeanni y Jouravlev, 1999).

<sup>157</sup> Desde la reinstauración de la democracia en Chile en 1990, sucesivos gobiernos de centro-izquierda han tratado de reformar infructuosamente el Código de Aguas. Su intención era paliar los excesos que un mercado de agua tan desregulado generaba en términos económicos, sociales y ambientales, pero se han visto obstaculizados por la oposición de los agricultores, los economistas neoliberales y la derecha política (Bauer, 2005).

disponibilidades y de la planificación hidrológica realizada.<sup>158</sup> A diferencia del caso chileno, los derechos de uso del agua están sujetos al principio de uso efectivo y beneficioso, existiendo la posibilidad de revocar las concesiones por parte de la Administración Pública.

Hasta inicios de los años 90, el gobierno mexicano subvencionaba tanto la construcción como el mantenimiento de las infraestructuras hidráulicas.<sup>159</sup> Ante esta situación, el Gobierno Federal decidió tratar de recuperar el coste total de los servicios y dejar en manos de los usuarios el mantenimiento de las infraestructuras, instrumentándolo a través de una paulatina subida del precio del agua y de la introducción de mercados de agua.

La Ley de Aguas Nacionales de 1992 estableció la posibilidad de que los propietarios de derechos de uso de agua vendieran sus concesiones, con el objetivo de impulsar una relocalización del agua hacia aquellos usos más productivos e incrementar así la producción en el país, al tiempo que se creaban incentivos para aumentar la inversión. Pero el mercado de agua mexicano difiere del chileno en su funcionamiento, ya que las transacciones de agua se realizan dentro de un marco regulador más exigente, que vela por los posibles efectos que tengan sobre terceros o sobre el medio ambiente: no se permiten las transferencias intersectoriales; se requiere un permiso administrativo previo en aquellas transacciones que alteren el uso consuntivo de las aguas; y se prohíben expresamente las situaciones de monopolio, acaparamientos y maniobras para generar una subida de los precios del agua. En definitiva, se trata de un mercado de agua regulado.

### *El caso de Estados Unidos*

Los mercados del agua funcionan en muchas zonas de EE.UU., especialmente en la parte occidental, pero sigue siendo el Estado el propietario del agua y, como tal, controla su uso y disposición. El derecho de uso de agua es concedido por el Estado

---

<sup>158</sup> El dominio nacional sobre las aguas es inalienable e imprescriptible, por lo que los derechos sobre las mismas tienen naturaleza de concesiones otorgadas por el Gobierno Federal. Únicamente el uso de las aguas continentales para usos comunes y el de las aguas subterráneas están exentas de la obtención previa de la concesión. Pero se pagan derechos fiscales por el uso de todas las aguas, incluidas las subterráneas.

<sup>159</sup> Unos gastos que alcanzaron un volumen equivalente al 5% de su PIB (Solanes y Getches, 1998).

en base a criterios de uso beneficioso, estando usualmente sometido a condiciones que regulan la cantidad, la velocidad del flujo, la duración, la manera de desviación y el propósito de uso (Saliba, 1992; Solanes y Getches, 1998). Acorde a la doctrina del uso beneficioso, los derechos de agua pueden ser perdidos por no ser utilizados durante un plazo de tiempo.

En las zonas más secas de EE.UU. se ha utilizado el sistema de derechos prioritarios como mecanismo de asignación.<sup>160</sup> Los derechos de agua son concedidos generalmente a la persona que primero propone dedicar el agua a un uso que sea beneficioso, pudiendo posteriormente ser comprados y vendidos en negociaciones privadas, pero los cambios en tiempo, lugar o propósito del uso del agua deben ser normalmente aprobados por una agencia estatal o un juez, de modo que muchos estados han restringido las transferencias para limitar la especulación o para proteger la agricultura.

Los resultados del funcionamiento de los mercados de agua se consideran positivos, ya que han permitido obtener una mejora en la eficiencia en el uso del agua, una reducción de la contaminación y un aumento de la cantidad de agua ahorrada (Vaux y Howitt, 1984; Dinar y Letey, 1991). No obstante, si bien las externalidades del caudal de retorno se reflejan generalmente en las decisiones y precios de mercado porque el regulador ha optado por limitar las transacciones a aquella parte del derecho de agua correspondiente al uso consuntivo histórico (Colby, 1995), el grado de protección frente a las externalidades relacionadas con la calidad del agua o los valores no consuntivos del agua es menor (Saliba, 1992).

## **2.4. EL BANCO DE AGUA**

La búsqueda de un equilibrio entre planificación y mercado en la política del agua es casi más una cuestión de arte que de ciencia. Se trata de encontrar una manera de gestionar el recurso que garantice la eficiencia económica, la equidad interterritorial e intergeneracional, la sostenibilidad,... Un conjunto de objetivos que

---

<sup>160</sup> En aquellas zonas del país donde el agua es más abundante, normalmente se ha utilizado como mecanismo de asignación el sistema de derechos ribereños, donde el uso de agua asociado a un determinado terreno era entendido como un derecho intrínseco a la propiedad de la tierra. Por tanto, los derechos son usualmente transferidos con el título de la tierra que limita con un cuerpo de agua, mientras que en tiempos de escasez hay reducciones comunes proporcionales a los derechos.

no se consiguen plenamente a través del mercado o de la intervención pública, pero que tal vez sean alcanzables si se utiliza una combinación adecuada de ambos.<sup>161</sup> Un diseño eficiente de la política del agua debe incorporar mecanismos de mercado en la gestión del recurso, especialmente en épocas de sequía, pero cuyo funcionamiento esté regulado por el Estado para garantizar que el resultado sea compatible con los valores sociales, ambientales y culturales que cada comunidad otorga al agua.<sup>162</sup>

La clave para mejorar la gestión del agua es conseguir una mezcla adecuada entre las actividades del sector público e incentivos de mercado. En este contexto, es necesario distinguir el mercado de agua del marco institucional bajo el que opera (Aguilera y Sánchez, 2002). El marco institucional debe mantener el dominio público sobre las aguas y la planificación como instrumento para gestionar sus múltiples utilidades y funcionalidades, pero las señales de precios y los intercambios de derechos de uso de agua son necesarios para realizar un uso racional del recurso acorde a los objetivos socioeconómicos.<sup>163</sup> Un cambio institucional que permita actualizar el sistema concesional a las nuevas prioridades socioeconómicas y ambientales, pero también introduzca instrumentos de mercado que incentiven un uso eficiente y sostenible de los recursos disponibles en cada territorio y permitan una solución más flexible en los períodos cíclicos de sequía (Dinar, 1998).

Un instrumento apropiado para desarrollar este marco institucional en el que se combinen elementos de regulación y de mercado son los llamados *centros de*

---

<sup>161</sup> Un mercado de agua constituye un mecanismo potencialmente útil en la gestión del agua, pero no representa una respuesta definitiva a todos los problemas del agua y debe ser complementado con otros instrumentos de gestión (Dourojeanni y Jouravlev, 2002).

<sup>162</sup> Hay importantes valores asociados al agua que pueden ser minusvalorados por el mercado, por lo que es necesaria la intervención del sector público para adquirir determinados derechos de uso de agua o reservarlos en la asignación inicial (Easter y Feder, 1997).

<sup>163</sup> "El éxito no vendrá de las políticas que prometen que los ambientalistas triunfarán sobre la industria, ni de las políticas que prometen que la industria triunfará sobre los ecologistas. En realidad, el éxito debe basarse en soluciones basadas en la innovación que promuevan tanto la competitividad industrial como la ambiental" (Porter y van der Linde, 1995:116).

*intercambio de agua o bancos de agua*:<sup>164</sup> una institución pública que compra y vende agua a unos determinados precios, estableciendo las reglas que permiten participar en estas transacciones (Dinar *et al.*, 1997). Es decir, no se limita a ejercer un papel de intermediario, sino que el propio banco de agua tiene la posibilidad de realizar transacciones para alcanzar determinados objetivos que considere convenientes. Una forma de asignación descentralizada, que rompe con las tradicional asignación centralizada realizada a través de la concesión o el otorgamiento (Embid, 2001).

#### **2.4.1. Las características de un banco de agua**

Un banco de agua es una estructura institucional que, a través de un conjunto de normas y de la utilización de mecanismos de mercado, realiza y facilita los intercambios de agua entre usos, usuarios y localizaciones. Un marco institucional a través del cual se puede lograr una asignación eficiente y más equitativa del agua, disminuir la sobreexplotación del recurso, proteger sus valores ecológicos o culturales, pero que al mismo tiempo facilita las transacciones de agua con la difusión de información sobre el funcionamiento del mercado. Es decir, un banco de agua permite desarrollar una estructura de mercado que genera más garantías desde el punto de vista social que un simple contrato entre particulares, lo que le confiere una mayor legitimidad en la gestión del agua (Garrido, 2000).

Un banco de agua puede ser una alternativa a los sistemas tradicionales de asignación pública del agua o a los mercados de agua, ya que satisface las características deseables de un mecanismo de asignación de agua (Howe *et al.*, 1992; Young, 1992; Dinar *et al.*, 1997):

- Seguridad en la tenencia de derechos por parte de los usuarios: ofrece protección contra las incertidumbres físicas y jurídicas, lo que estimula a los usuarios a realizar inversiones potencialmente rentables a largo plazo. Las

---

<sup>164</sup> Desde la Reforma de la Ley de Aguas de 1999, la legislación española contempla la posibilidad de crear centros de intercambio en épocas de sequía: los Organismos de Cuenca, previa autorización del Consejo de Ministros, podrán realizar ofertas públicas de adquisición de derechos de agua, para venderlos a otros usuarios al precio que el propio Organismo de Cuenca determine. El programa A.G.U.A. elaborado en 2004 por el gobierno socialista da un paso más allá y establece que antes del año 2008 "en cada cuenca hidrográfica se creará un Banco Público de Agua, que permitirá reasignar los derechos históricos del agua con criterios de equidad, eficiencia y sostenibilidad".

reglas de funcionamiento del banco deben ser accesibles y transparentes, de manera que se establezca a priori el alcance de la reasignación, especialmente entre usos agrícolas y urbanos.

- Flexibilidad en la asignación de las disponibilidades de agua: facilita que el recurso pueda ser desplazado de un uso o lugar a otro, permitiendo reasignar el agua hacia aquellos usos de más valor en cada momento, al tiempo que el papel de intermediación del banco de agua permite reducir los costes de transacción asociados a la búsqueda de información, negociación entre las partes o vigilancia de los acuerdos alcanzados. La seguridad de la posesión no debe ser incompatible con la flexibilidad, ya que los usuarios responden voluntariamente a los incentivos de reasignación que se les plantean.
- Enfrenta a los usuarios al coste de oportunidad en que incurren por utilizar el agua, lo que incentiva la revelación de sus verdaderas preferencias y su reasignación entre usos alternativos.
- Permite minimizar e internalizar las externalidades generadas a terceros en los intercambios: el banco debe garantizar que ningún otro titular de derechos sufra una reducción de sus disponibilidades de agua, permitiendo transferirse sólo el uso consuntivo histórico.
- Es compatible con la defensa de los valores públicos asociados al agua, ya que permite reasignar determinados caudales a usos no consuntivos que quizás son ignorados por los usuarios individuales, lo que redundará en un mayor nivel agregado de bienestar social.

Es decir, la creación de bancos de agua lleva aparejada toda una serie de ventajas, que reducen los resultados indeseados de los instrumentos de mercado (Livingston, 1993), si bien es cierto que impone otros costes adicionales asociados a los objetivos sociales que permitan su viabilidad política.<sup>165</sup>

---

<sup>165</sup> Algunos autores estiman que los bancos obtienen mejores resultados que los mercados descentralizados, tanto en términos de reducción de los costes de transacción o de las externalidades negativas (MacDonell *et al.*, 1994) como en mejorar la eficiencia asignativa en un contexto de incertidumbre sobre las dotaciones futuras de agua (Calatrava y Garrido, 2005).

#### 2.4.1.1. El papel de reasignación

Uno de los mayores problemas de los países desarrollados es la gran cantidad de agua que se utiliza para fines agrícolas, que aportan un escaso valor añadido a la riqueza del país y que supone implícitamente una restricción para otros sectores donde la disposición a pagar por el agua es más elevada, como son los usuarios domésticos o el sector industrial.

Pese a los problemas que la asignación tradicional de los recursos hídricos presenta, el mercado regulado de agua en España establece un orden de prioridad en el uso: los contratos de cesión de derechos de agua entre concesionarios sólo serán permitidos cuando el comprador sea de mayor o igual prelación que el vendedor. Una condición que reduce el número de intercambios de derechos de agua entre particulares y limita las ganancias potenciales de eficiencia asociadas a los mercados de agua. Pero esta restricción puede ser relajada a través de un banco de agua, ya que el romper la relación directa entre comprador y vendedor impide determinar cuál es el origen de las disponibilidades que se venden a cada uso.

La única limitación de un banco de agua será respetar el orden de prelación en la venta de agua, pero sólo será efectiva cuando al precio de venta fijado por el banco se genere un exceso de demanda donde compitan por la adquisición del agua distintos usos. En cambio, en situaciones donde el precio del agua fijado por el banco genere un exceso de oferta, los excedentes en las disponibilidades de agua se convierten en una oportunidad para mejorar los usos recreativos y el medio ambiente (Fadali y Shaw, 1998; Garrido, 2000).

#### 2.4.1.2. El papel de intermediación

La gestión de los intercambios de agua a través de un banco permitirá generar economías de escala en su funcionamiento, ya que se podrán movilizar mayores cantidades de caudales y reducir los costes unitarios de transacción. Pero un banco de agua no se limita a actuar como un agente más, comprando y vendiendo derechos de uso del agua, sino que también tiene un papel en las transacciones de agua que se produzcan en el mercado.

En función del origen y del sujeto sobre el que recae, los costes de transacción asociados a los intercambios de agua pueden clasificarse del siguiente modo:<sup>166</sup>

Cuadro 3. *Los costes de transacción en los intercambios de agua*

Tipo de coste de transacción	Incidencia en el vendedor	Incidencia en el comprador
<i>Inducido administrativamente</i>		
• Búsqueda de vendedor-comprador	X	X
• Términos de negociación		
. Establecer precio, cantidad y calidad	X	X
. Negociación términos de pago	X	X
. Establecer fechas de intercambio	X	X
. Negociación transferencia física	X	X
<i>Inducido políticamente</i>		
• Identificar características legales del agua	X	
• Identificar características de los derechos	X	
• Cumplimiento legislación sobre transferencias	X	
• Ajuste de los costes a terceras partes	X	X

Fuente: Renwick y Archibald (1998)

La falta de información sobre los costes de transacción genera una incertidumbre que impide analizar las verdaderas ganancias que podrían obtenerse por los intercambios de derechos de usos de agua. Estos costes de transacción juegan, pues, un papel relevante en el número de intercambios de derechos de uso de agua: si su cuantía hace que desaparezcan las diferencias en el valor marginal del agua entre usos y localizaciones, menor será el volumen de transacciones realizadas y más reducida la mejora en la eficiencia asignativa.<sup>167</sup>

En este sentido, el mero funcionamiento de un banco de agua puede proporcionar información sobre las pautas de uso del recurso, potenciar la comunicación entre

<sup>166</sup> Más allá de los costes de transportar, recoger y almacenar agua, en los intercambios de agua también se generan unos costes de transacción asociados a los costes de obtener información en el mercado, los costes de negociación de los intercambios y los costes de vigilancia, seguimiento y ejecución de los contratos (Young, 1992). Es decir, los costes de transacción surgen tanto de las necesidades de las partes negociadoras (o "*costos de transacción no inducidos por políticas*"), como de las políticas públicas que rigen las transferencias de agua (o "*costos de transacción inducidos por políticas*") (Colby, 1990).

<sup>167</sup> Tsur y Dinar (1997) señalan que los efectos de los costes de implementación sobre la actuación de diferentes sistemas de precios son significativos, en el sentido que pequeños cambios en los costes puede variar el orden de optimalidad de estos métodos.

los agentes, incentivar un control efectivo del uso del agua,...<sup>168</sup> ya que la fijación de precios de compra y venta de agua por parte del banco proporciona información a los agentes, reduciendo los costes de información entre las partes. Es decir, un banco de agua puede contribuir a mejorar el funcionamiento del mercado no sólo reduciendo los costes de transporte por la posible mejora de las redes de distribución, sino también disminuyendo los costes de transacción para que los contactos entre compradores y vendedores potenciales se materialicen. Unos elementos que facilitan los intercambios de derechos de uso de agua, con independencia de cuál sea el mecanismo utilizado para realizarlas.

#### 2.4.1.3. La determinación del precio del agua

Los problemas de información incompleta y asimétrica que existen en unos mercados de agua estrechos y fragmentados hacen que el precio del agua pueda oscilar sensiblemente en cada una de las transacciones. Un banco de agua permite reducir la segmentación del mercado y homogeneizar los precios en el mercado de agua, ya que fija unilateralmente el precio de compra y venta de agua que servirá de referencia en el mercado.<sup>169</sup>

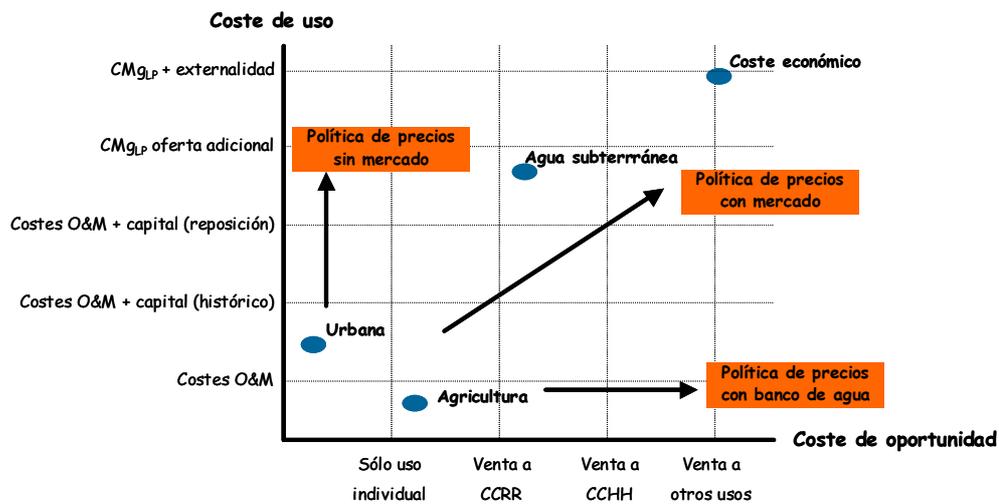
Desde la perspectiva de tratar el agua como un bien económico, el gran desafío en la agricultura de regadío es cómo conseguir que los agricultores tomen en cuenta los costes de oportunidad del recurso. En función de cuál es el grado de recuperación de costes que se consigue con el precio del agua y del ámbito en el que se permiten las transacciones de agua entre usuarios, podemos comparar las distintas opciones que hemos propuesto para mejorar la gestión del agua:

---

<sup>168</sup> En un escenario de escasez de agua, de competencia y conflictos entre usos y usuarios, de problemas relacionados con la calidad del agua, de daños ambientales generados por su uso,... es imprescindible desarrollar un sistema de información sobre el agua y su gestión (Dinar, 1998). Este papel de intermediación es más difícil que lo realice el sector privado en España, ya que sus incentivos para hacerlo serán reducidos en unos mercados de agua que se prevén de escaso tamaño por las restricciones impuestas a los intercambios de agua en la legislación (Garrido, 2000).

<sup>169</sup> Establecer una política de precios centralizada es una materia compleja, debido a las necesidades de información que los reguladores requieren para fijar unos precios adecuados y se convierte en ocasiones en un sistema muy rígido para responder con celeridad a cambios en las condiciones ambientales o de mercado (Simon, 1998). Por tanto, parece más apropiado que los reguladores se limiten a fijar los límites de estos precios, pero no a establecerlos (Beato, 2000).

Gráfica 2. La recuperación de costes en las políticas de precios del agua



Fuente: Elaboración propia a partir de Briscoe (1997)

Es decir, aunque a través de una política de precios instrumentada por medio de un banco de agua no se recuperan íntegramente los costes de uso del agua, el mero hecho de posibilitar las transacciones entre distintos usos hará que los agricultores tomen en consideración el coste de oportunidad en que incurren por el uso del agua. Una propuesta que permite mejorar la eficiencia asignativa del agua, pero que al mismo tiempo genera un menor rechazo social y, por tanto, aumenta su viabilidad política.<sup>170</sup>

A pesar de la posibilidad de error en la fijación del precio del agua por parte del banco de agua, esta equivocación sería parcialmente compensada por los efectos dinámicos que genera.<sup>171</sup> Además, el mecanismo de formación de precios podría sofisticarse introduciendo instrumentos como las subastas o los mercados de

<sup>170</sup> Unas de las condiciones que deben darse para que una reforma en la política del agua tenga éxito es que sea percibida como una manera de proteger el medio ambiente y garantizar una cierta equidad (Briscoe, 1997), implementándose de una manera gradual y transparente (Dinar, 2000).

<sup>171</sup> Si el precio del agua fijado por el banco es superior al de equilibrio de mercado, el exceso de oferta provocará que se acumulen unas reservas que podrán utilizarse para la mejora ambiental o para aumentar las disponibilidades futuras. En cambio, si el precio de agua fijado por el banco es inferior al de equilibrio, se generará un exceso de demanda que impedirá cubrir las necesidades de los demandantes, pero que estimulará un uso más eficiente del recurso por el aumento de su coste de oportunidad, ya que "para estimular la innovación, una buena sequía es más eficaz que 1000 discursos de economistas" (Colby, 2001).

opciones,<sup>172</sup> de modo que paulatinamente obtenga una mayor eficiencia en los sistemas de gestión del agua y se realice un mejor ajuste a los cambios de valor del recurso que se generen en la sociedad.

#### 2.4.1.4. El tratamiento de las externalidades

Para asegurar que los intercambios de agua produzcan realmente unos beneficios sociales netos, se deben realizar dentro de un marco institucional que obligue a compradores y vendedores a tomar en cuenta los impactos sobre terceros. La determinación de las externalidades asociadas a las transacciones de agua requiere una normativa pública, un período de información y de análisis,... lo que inevitablemente genera mayores costes de transacción. A pesar de ello, el control de las posibles externalidades negativas que se originen en los intercambios de agua es un coste de transacción ineludible para la sostenibilidad de un sistema de asignación del agua (Easter *et al.*, 1998).

Dada esta restricción, se deben buscar diseños institucionales que tiendan a reducir los costes de transacción al máximo y que permitan limitar los potenciales defectos que a priori presentan los mercados de agua no regulados, pero sin que ello suponga una elevación tal de los costes de transacción que haga perder todo atractivo a la realización de intercambios. La creación de un banco de agua aparece de nuevo como una posible solución, ya que permite implementar un proceso administrativo eficiente para regular, hacer cumplir y registrar las transferencias, así como un foro que congregue a todas las partes interesadas para negociar compromisos e indemnizaciones.<sup>173</sup>

Es decir, un banco de agua puede ejercer el papel de supervisión del funcionamiento del mercado, y aunque no elimine totalmente los costes de

---

<sup>172</sup> Existen experiencias de mercados de opciones de agua. Cuando a finales de 1994 los niveles de precipitación y el caudal de los ríos en el Estado de California eran muy reducidos, el *Department of Water Resources* (DWR) creó un mercado de opciones para incrementar la seguridad y la flexibilidad de los derechos de agua. Se vendieron opciones por un total de 36 millones de metros cúbicos de agua, con fecha de caducidad en Mayo de 1995, pero la mejoría de las disponibilidades de agua hizo innecesario ejercer estos derechos de opciones en su mayor parte (Howitt, 1997).

<sup>173</sup> A diferencia de un mercado de agua sin restricciones, un banco de agua vela por los intereses de terceros. "Ningún otro mecanismo de mercado podría contar con más garantías de equidad, información pública y de respeto a la Ley" (Garrido, 2000:19).

transacción, puede garantizar que las restricciones de tipo económico, social o ambiental sean tenidas en cuenta y estén implícitas en el precio del agua.<sup>174</sup>

#### 2.4.2. Otras experiencias de aplicación de bancos de agua

El caso del banco de agua de California, creado a principios de los años 90, es el caso más comentado en la literatura económica. Desde 1987 a 1991, California sufrió una severa sequía que redujo el nivel de precipitación anual medio en un 72%, lo que llevó a que el caudal de los ríos apenas llegara al 25% y la capacidad de los embalses al 32% (Arrojo, 1997). En este contexto de emergencia por el progresivo agotamiento de los caudales disponibles, el gobierno del Estado de California dispuso que el *Department of Water Resources (DWR)* estableciera transitoriamente un banco de agua, con la finalidad de reasignar el agua hacia aquellos usos con unas necesidades críticas a corto plazo y preservar el medio ambiente.<sup>175</sup>

El *Drought Water Bank* era una entidad pública, que realizaba sus operaciones en un marco institucional caracterizado por (Israel y Lund, 1995; Arrojo, 1997; Lee y Jouravlev, 1998):

- Los precios de compra eran articulados de forma relativamente homogénea para los vendedores de análoga situación, mientras los precios de venta

---

<sup>174</sup> En realidad, la capacidad de imponer costes de transacción significa capacidad de tomar parte en las decisiones de uso del recurso, esto es, posibilidad de participar en la negociación (Ramos, 2002).

<sup>175</sup> El banco de agua de California realizaba compras temporales de derechos de uso de agua que posteriormente eran reasignados a otros compradores, con el objetivo de atender las necesidades más críticas, siendo el *DWR* quien marcaba los criterios de definición de tales necesidades. Su objetivo prioritario era cubrir las necesidades de salud y seguridad, abastecer usuarios urbanos que recibían menos del 75% del suministro habitual, abastecer a los usuarios agrícolas que necesitaban agua para asegurar la supervivencia de cultivos permanentes o de elevado valor, garantizar la pesca y la vida salvaje, así como proporcionar agua a las entidades que ya la recibían por tener necesidades críticas y que necesitaban cantidades adicionales para reducir los impactos económicos negativos derivados del menor suministro (Dinar *et al.*, 1997).

incorporaban no sólo los costes de la compra, sino también los gastos de gestión, transporte y cesión de parte de los caudales para usos ambientales.<sup>176</sup>

- Las cantidades comprables quedaban estrictamente reguladas en función de cubrir estrictas necesidades; debiendo garantizar los potenciales compradores un uso eficiente del agua, que aplicaban de manera satisfactoria los programas de ahorro de agua y que podían pagar por el agua solicitada.
- Se trataba de fórmulas de compra-venta temporales, sujetas a un control público, tratando de garantizar los derechos de terceras partes afectadas y paliar impactos ambientales negativos. Para poder vender agua, los agricultores tenían que demostrar que habían cultivado en años anteriores y sólo se les autorizaba a vender el agua que efectivamente era aplicada al riego de cultivos. En todo caso, se garantizaba que las transferencias no afectarían a la condición jurídica de los derechos de agua ni se utilizarían para fundamentar la pérdida o caducidad de los mismos.

Cuando empezó a funcionar en abril de 1991, el banco fijó el precio de las transacciones de agua:<sup>177</sup> el precio de adquisición de agua por parte del banco sería de 0,1\$/m<sup>3</sup>, mientras que el precio de venta era de 0,14\$/m<sup>3</sup>. El banco de agua compró unos 1.012 hm<sup>3</sup>, de los cuales al final sólo se vendieron 481 hm<sup>3</sup>,<sup>178</sup> lo que representa un 1,5% del consumo total de agua en el Estado de California. A pesar

---

<sup>176</sup> "En California el agua de uso agrícola está fuertemente subvencionada, siendo el precio del agua para los usuarios urbanos de 10 a 20 veces superior al de la mayoría de los agricultores" (Schmidt y Plaut, 1995:314).

<sup>177</sup> Dado que al inicio del funcionamiento del banco las compras se centraron en el agua proveniente de tierras en barbecho, se estableció un precio de adquisición inicial en base a permitir un ingreso neto a los agricultores similar al que habrían obtenido de trabajar la tierra más un monto adicional para alentarlos a suscribir un contrato con el banco. Una vez que se intensificaron las transacciones, resultó difícil modificar este precio. En consecuencia, el banco pagó los mismos precios por el agua de todos los vendedores (Lee y Jouravlev, 1998). El precio de venta se estableció que fuera mayor para obtener un margen que permitiera cubrir los costes de transporte, negociación y administración, así como la necesidad de financiar los requerimientos de caudal ecológico de aproximadamente un 30% requerida para mitigar el problema de salinidad en el Delta del río Sacramento (Howitt y Lund, 1999). Un precio al cual el 22% de quienes habían hecho previamente una apremiante demanda de agua no quisieron comprar (Dinar *et al.*, 1997).

<sup>178</sup> Aproximadamente un 50% se adquirió a los agricultores, que aceptaron dejar de cultivar; un 35% por contratos de sustitución de agua superficial por subterránea y el resto procedía de embalses locales (Ramos, 2002). Un agua que se destinó a usos urbanos e industriales (32%), a usos agrícolas (16%), siendo el resto adquirida por el DWR o dedicada a usos ambientales (Dinar *et al.*, 1997).

del escaso porcentaje de agua que gestionó, el funcionamiento del banco permitió transferir agua hacia los sectores económicamente más sensibles.

La sequía de California continuó durante 1992, por lo que se acordó que el banco de agua siguiese funcionando. Pero dado el incremento de disponibilidades, el precio de compra de agua fijado por el banco disminuyó a  $0,04\$/m^3$ , lo que significó que se redujese en un 56% la cantidad de agua que se ofreció al banco. Aunque en 1993 las lluvias mejoraron la situación hídrica en California, 1994 volvió a ser un año seco donde se reanudaron las operaciones del banco de agua y el precio de adquisición fijado administrativamente fue  $0,035\$/m^3$ , siendo el volumen de agua reasignado a través del banco similar al del año 1993.<sup>179</sup>

Las lecciones que se pueden extraer del establecimiento de este banco de agua para gestionar un período de sequía son (Howitt *et al.*, 1992; Israel y Lund, 1995; Arrojo, 1997; Fernández de Castro, 1997; Lee y Jouravlev, 1998; Parker, 1997):

- El banco de agua contribuyó a aliviar las condiciones de extrema sequía en California, generando tanto en términos físicos como financieros el mayor conjunto anual de transacciones de agua a nivel regional habidas hasta entonces en EE.UU. No obstante, los intercambios reales de agua fueron menores de lo esperado y no tuvieron un carácter meramente intersectorial, sino que las transacciones dentro del sector agrícola también fueron importantes.<sup>180</sup>
- La mera existencia de un precio más ajustado a la escasez real de agua incentivó que se economizara su empleo, aun en períodos de sequía. Se corroboraba así la idea de que la demanda y la oferta de agua en California son elásticas a las variaciones en los precios, especialmente en la agricultura, y que gran parte de las demandas que se habían estimado previamente a la implantación del banco eran más bien necesidades.
- Los bancos de agua pueden reducir sustancialmente los costos y riesgos de las transacciones, ya que aunque el número de compradores fue mucho menor que

---

<sup>179</sup> Un factor que limitó la cuantía de intercambios fue, frente a la posibilidad de adquirir agua en el banco, el bajo coste de obtener agua subterránea (Renwick y Archibald, 1998).

<sup>180</sup> La posibilidad de vender agua al banco llevó a los agricultores a renunciar voluntariamente al cultivo de arroz y pastos para poder vender el agua, mientras que los cultivos permanentes y los de alto valor optaron por mantenerlos (Schmidt y Plaut, 1995).

el número de vendedores, la fijación de precios eliminó todo poder monopólico potencial que podrían haber tenido los compradores.

- Los beneficios en términos netos fueron positivos, ya que las pérdidas derivadas del no cultivo en las zonas cedentes fueron compensadas con creces por las ganancias derivadas de la venta de agua, del excedente de los consumidores urbanos y de los regadíos de las áreas importadoras.

Por tanto, entre la opción de considerar el agua como un bien económico que debe estar sujeto a las fuerzas del libre mercado y la de considerarlo un bien social que debe quedar al margen del mercado, aparece una vía intermedia: considerar el agua como un bien escaso, donde los incentivos de mercado pueden ser muy útiles para asignarla entre usos y usuarios alternativos, pero que deben ser diseñados tanto en función de criterios de eficiencia económica como de preservación de los valores sociales y ambientales del agua. Un diseño institucional en el que la creación de bancos de agua puede ser potencialmente más beneficiosa, pero también más viable política y socialmente, que los controvertidos mercados de agua.

## **Capítulo 3**

# **El ahorro de agua y el problema de información asimétrica en la agricultura**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

### 3.1. INTRODUCCIÓN

Uno de los objetivos prioritarios de la política del agua tradicional ha sido desarrollar las obras hidráulicas que permitieran garantizar el abastecimiento y el incremento de la producción agrícola. Pese a la rápida expansión de estas infraestructuras en España durante la segunda mitad del siglo XX, ha existido un cierto fracaso en el intento de proveer unas instituciones y unos incentivos que hicieran que funcionasen correctamente. La asignación del agua la ha realizado el Estado, atendiendo más a criterios políticos o sociales que económicos, lo que le llevaba normalmente a fijar un precio del agua inferior a su coste.<sup>181</sup>

El resultado de esta política de expansión de la oferta de agua a precios subvencionados ha sido un sustancial incremento de su consumo para regadío, pero también ha reducido los incentivos de los agricultores a utilizarla de una manera eficiente. Es decir, de alguna manera se ha cumplido la ley de Say: la oferta de agua ha hecho que la demanda se incremente.<sup>182</sup> Pero con el paso del tiempo esta política hidráulica tradicional ha muerto de éxito, convirtiéndose en un problema. En un escenario de rápido crecimiento de la demanda de agua para usos no agrícolas, de ralentización y encarecimiento de las inversiones para ampliar la oferta y de escasa mejora en la eficiencia de uso, la política tradicional del agua ha generado un creciente déficit de agua (Rosegrant y Cai, 2002).

Si analizamos el uso que se hace en la actualidad del agua, observamos que la agricultura es el principal destinatario del agua disponible en Europa. En el caso de España, cerca de un 80% del agua disponible se destina al regadío de 3,3 millones de hectáreas, mientras que el restante 20% se destina a usos urbanos e

---

<sup>181</sup> En los países del Norte de la Unión Europea, donde el estrés hídrico y el consumo de agua per cápita son relativamente reducidos, los precios del agua son significativamente altos y estructurados en tarifas progresivas. En cambio, la ausencia de criterios económicos en la asignación del agua en España ha provocado que, a pesar de nuestro mayor estrés hídrico y consumo per cápita, el precio del agua es hasta diez veces inferior (MIMAM, 2001).

<sup>182</sup> El crecimiento de la demanda de agua para regadío no sólo ha sido impulsado por las instituciones públicas construyendo unas redes de agua financiadas con fondos públicos, sino también por la política de precios y las subvenciones a ciertos productos agrícolas desarrollada por la Política Agrícola Comunitaria. Es decir, los agricultores han disfrutado de un agua barata para obtener unos productos vendidos a precios superiores a los de mercado (Gómez-Limón *et al.*, 2002).

industriales.<sup>183</sup> Los datos muestran que el agua no es utilizada técnica ni económicamente de una manera eficiente, ya sea por las pérdidas excesivas de agua en los canales de distribución<sup>184</sup> o por el hecho de destinar gran parte del agua disponible a producciones de bajo valor añadido.<sup>185</sup>

Cuadro 4. *El uso del agua en la agricultura española y europea, 2003*

	Superficie de regadío <sup>a</sup>						Extracción de agua en el regadío <sup>b</sup>	Eficiencia <sup>c</sup>
	1960	1970	1980	1990	2000	2003		
España	1.959	2.379	3.029	3.199	3.407	3.479	24.109	6,92
UE	6.539	7.680	9.557	11.256	12.357	12.357	62.308	5,04

<sup>a</sup> Expresado en miles de hectáreas

<sup>b</sup> Expresado en hm<sup>3</sup> anuales

<sup>c</sup> Expresado en hm<sup>3</sup> anuales por miles de hectáreas

Fuente: MAPA (2004) y Massarutto (2003)

Tanto la cantidad absoluta de agua que consume la agricultura como la dinámica de crecimiento de las últimas décadas han hecho que se abra en Europa un debate sobre cuál debe ser el papel que desempeñen los regadíos en el futuro.<sup>186</sup> Se trata

<sup>183</sup> La cifra del 80% en relación al total de los recursos hídricos usados es normalmente la referencia en la mayor parte de las regiones españolas. Un dato que implica que un ahorro del 10% del agua consumida en el regadío equivaldría a toda la demanda residencial del país (Garrido, 1998; Varela-Ortega *et al.*, 1998). Un porcentaje que conlleva que, inevitablemente, cualquier cambio en la política del agua incida especialmente en el sector agrícola.

<sup>184</sup> Las pérdidas de agua en las redes de distribución representan un elevado coste de oportunidad. En España, las pérdidas urbanas oscilan entre un 25% y un 50%, mientras que en las redes agrícolas se sitúan entre el 40% y el 50%, alcanzando en algunos casos el 80% (Aguilera, 1993). Unos resultados similares a los de Francia, donde se estima que en promedio se pierde un 25% del volumen de agua distribuida en las redes urbanas, alcanzando en algunas zonas el 50% (García y Thomas, 2002).

<sup>185</sup> El agua de regadío presenta unas características que la diferencian de su utilización en otros usos. El agua para regadío implica un gran volumen de agua, que tiene escaso valor de uso y unos costes de uso reducidos, pero que cuando entra en competencia con los usos urbanos presenta un elevado coste de oportunidad. En cambio, el agua urbana representa un volumen pequeño, de alto valor de uso, con unos costes de uso relativamente altos derivados de la financiación y mantenimiento de las redes de suministro y los tratamientos de potabilización, pero con un coste de oportunidad más reducido (Briscoe, 1996).

<sup>186</sup> Detrás del crecimiento de los regadíos en las últimas décadas subyacen razones económicas, ya que el regadío permite un sustancial incremento de la productividad del suelo y reduce la vulnerabilidad de la producción a los cambios climáticos. Las estimaciones de Berbel *et al.* (1999) indican que el regadío puede incrementar la rentabilidad de la agricultura en un 700%, lo que mejora su capacidad para competir en los mercados internacionales. Por tanto, la demanda de regadíos se origina en el mercado, más allá del control de las instituciones públicas (Massarutto, 2003).

de flexibilizar la asignación del agua e incentivar una utilización más eficiente,<sup>187</sup> pero también tratar de garantizar una cierta equidad territorial, proteger los valores no consuntivos del agua<sup>188</sup> y mejorar su calidad.

La solución a los problemas hídricos pasa por un nuevo diseño de la política hidráulica, que permita satisfacer tanto las nuevas necesidades actuales como las de las generaciones futuras. En la exposición de motivos de la Ley 46/1999 de Aguas se argumenta que ante un recurso escaso como el agua, las alternativas para satisfacer las nuevas demandas pasan por la obtención de nuevos recursos (contemplado a través del nuevo régimen jurídico de la desalación o de la reutilización), la reasignación de los ya disponibles (modificando el sistema concesional) o la mejora de la eficiencia en el uso (estableciendo incentivos para el ahorro de agua).

De entre todos estos aspectos, en este capítulo nos centraremos en diseñar una estructura de incentivos que impulse el cambio tecnológico en el uso del agua en la agricultura y permita relocalizar la oferta existente.<sup>189</sup> Una política del agua que fomente el ahorro y la eficiencia en el uso del agua, pero que al mismo tiempo reduzca los costes políticos y sociales de su implementación.<sup>190</sup>

---

<sup>187</sup> La eficiencia del regadío en los países subdesarrollados va desde un 25-40% en India, México, Pakistán, Filipinas y Tailandia, a un 40-45% en Malasia y Marruecos. Unas cifras relativamente bajas comparadas con el 50-60% en Israel, Japón y Taiwán (Rosegrant y Shelty, 1994).

<sup>188</sup> Si bien la reforma de la Política Agrícola Comunitaria y la aplicación de la Directiva Marco del Agua pueden comportar una reducción en la renta de los agricultores, su magnitud dependerá de las oportunidades de gestión alternativas de la tierra y de la mejora en la eficiencia del uso del agua (Massarutto, 2003).

<sup>189</sup> *"La política de riegos en España no puede limitarse a la dotación y control del agua para hacer de ella un uso anacrónico. Si nuestro país se ha de lanzar en el futuro a la ingente operación de las redistribución más uniforme posible del recurso, mediante la regulación del mismo y la conexión de las cuencas por sucesivos trasvases, justo es pensar que el esfuerzo público necesario para ellos se vea justificado por el esfuerzo, en gran medida privado, de armonización del consumo a la técnica contemporánea"* (Benet, 1989:5).

<sup>190</sup> Aunque la recomendación habitual es apelar a la recuperación de costes en el precio del agua como instrumento para promover un uso más eficiente del agua y reducir la demanda, las dificultades de implementarlo se han puesto de manifiesto en la elaboración de la Directiva Marco del Agua, cuyo redactado final incluye excepciones a la aplicación de la recuperación de costes en el precio del agua.

## **3.2. INSTRUMENTOS PARA EL AHORRO DE AGUA EN LA AGRICULTURA**

El impulso para modificar el diseño de la política del agua no sólo surge de la necesidad de reasignar el agua hacia nuevos usos, sino también de la aparente mala gestión del agua en los regadíos españoles: grandes pérdidas de agua, aplicación a cultivos de baja rentabilidad,... Unas ideas que justifican la aplicación de políticas de demanda propias de una economía madura del agua: reasignación de recursos en base a su interés social, tarificación del agua en función de las cantidades consumidas, creación de mercados de agua,... (Gómez-Limón *et al.*, 2002).

Todas estas medidas tratan de fomentar un uso del agua más eficiente, pero también liberar agua desde la agricultura hacia otras actividades de mayor valor económico o social (Easter *et al.*, 1998). Por tanto, si aceptamos que éstos son los nuevos objetivos de la política del agua, debemos plantearlos qué mecanismos debemos utilizar para alcanzarlos. En realidad, la elección es compleja, ya que los posibles instrumentos no sólo difieren en su impacto ambiental o en sus efectos sobre la productividad, sino que también se diferencian en su viabilidad política o el grado de aceptación social.

A continuación analizaremos más detalladamente algunos de estos instrumentos, a través de los cuales podremos implementar una política del agua que genere un ahorro de agua en la agricultura y permita satisfacer la demanda de agua para nuevos usos.<sup>191</sup>

---

<sup>191</sup> En nuestra investigación no abordaremos aspectos relacionados con la calidad del agua o la contaminación. No obstante, dado el vínculo existente entre cantidad y calidad del recurso, los esfuerzos de conservación del agua son fundamentales para reducir la contaminación ambiental (Dinar, 1998).

Cuadro 5. Instrumentos y objetivos en la política del agua

<b>Instrumento</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Necesidades información</b>	<b>Necesidades coordinación</b>	<b>Problemas potenciales</b>
<i>Reasignación de derechos</i>	Equidad, eficiencia económica	Demandas de agua, externalidades negativas	Intra e Inter. Cuencas; grupos de usuarios	Costes de gestión y cumplimiento elevado; problemas de medición
<i>Mercado de agua</i>	Uso eficiente del agua	Demandas de agua, externalidades negativas	Intra e Inter. Cuencas; grupos de usuarios	Altos costes de transacción, externalidades negativas, problemas de equidad
<i>Recuperación de costes</i>	Uso eficiente del agua	Precio actual para cada usuario		Costes de gestión y cumplimiento elevado; problemas de medición
<i>Subvención a la tecnología</i>	Uso eficiente del agua	Adopción apropiada de las tecnologías, situación actual		Uso inapropiado tecnología, inversión costosa, altos costes de gestión
<i>Impuesto sobre contaminación</i>	Controlar la contaminación ambiental	Cantidad y calidad del agua retornada por cada usuario	Agencia de coordinación intersectorial	Identificación de los contaminadores
<i>Permisos de contaminación negociables</i>	Controlar la contaminación ambiental	Identificación de los propietarios de los derechos y cantidad de contaminación	Asignación intersectorial de agua	
<i>Impuesto sobre input</i>	Controlar nivel uso input y de contaminación	Uso del input tecnología productiva	Agencias ambientales y regulatorias	Información asimétrica y problemas de gestión
<i>Impuesto sobre output</i>	Controlar nivel uso input y de contaminación	Nivel de producción, tecnología usada	Agencias ambientales y regulatorias	Información asimétrica y problemas de gestión
<i>Regulación input</i>	Control del nivel de contaminación	Niveles uso input		Dificultades de cumplimiento

Fuente: Elaboración propia a partir de Dinar (1998)

### 3.2.1. La reasignación de derechos de uso de agua

Desde la ley de Aguas de 1879, en España se ha atribuido al Estado la función de cuidar y vigilar el aprovechamiento de unas aguas que son de dominio público, estableciendo un rígido sistema de concesiones administrativas para acceder a la utilización privada del agua. Por tanto, el Estado podría imponer una reasignación de los derechos de uso de agua desde la agricultura hacia nuevos usos o sectores, ya sea en base a criterios de eficiencia económica o de equidad.

No obstante, la reasignación de derechos de uso de agua por parte del Estado presenta tanto problemas de viabilidad política en su instrumentación como dificultades para alcanzar una mayor eficiencia en el uso del agua.

Los problemas de tipo político derivan de la impopularidad de una medida de reasignación, que sería percibida por los actuales propietarios de los derechos de uso de agua como una expropiación que les generaría una pérdida de capital, ya que el valor de usufructo de estos derechos ha sido capitalizado en el valor de las tierras. Pero además de las resistencias políticas que generaría un proceso de reasignación de los derechos de uso de agua, este método no garantiza una mayor eficiencia en el uso. La razón es que el precio del agua que tradicionalmente ha establecido el sector público no ha reflejado su verdadero coste ni su valor de uso, sino que tenía el carácter de una subvención implícita.

Este marco institucional hace que los incentivos a invertir en nuevas tecnologías para conservar y usar de una manera más eficiente el agua se vean reducidos. Además, genera una reducción en los ingresos que se obtienen por la gestión del agua, limitando la capacidad de mejorar las redes de distribución y reducir las pérdidas de agua (Zilberman *et al.*, 1997).

### **3.2.2. La flexibilización a través del mercado**

En la literatura económica se sugiere que existe un gran potencial para ganar eficiencia por la conservación y relocalización de agua entre usuarios, y que la creación de mercados de agua es un instrumento que facilita una mayor flexibilidad en la localización, disponibilidad y accesibilidad del agua (Thobani, 1997; Easter *et al.*, 1998). Así, cuando los sistemas de derechos de propiedad permiten las transacciones de agua, la inversión en tecnología se ve incrementada y se genera un uso más eficiente del recurso (Zilberman *et al.*, 1997).

La posibilidad de vender los derechos de uso de agua presenta una ventaja adicional. El sector agrícola en España se halla inmerso en un proceso de progresiva liberalización, impulsada desde la Unión Europea con la reforma de la Política Agrícola Comunitaria. En este escenario, la creación de mercados de agua no sólo puede contribuir a mejorar la eficiencia económica en el uso del agua, sino que también favorece la viabilidad política de ese proceso de reforma, ya que permitiría

compensar la potencial reducción de los ingresos por ventas de los agricultores con la renta obtenida por vender parte de sus derechos de uso de agua.<sup>192</sup>

No obstante, aun cuando aceptemos los beneficios potenciales que puede generar un mercado de agua, su aplicación plantea toda una serie de dudas, ya que se alcanzará una asignación eficiente siempre y cuando se cumplan una serie de condiciones: existan múltiples compradores y vendedores con información perfecta, los costes de transacción sean reducidos,... (Hearne y Easter, 1995). Además, en ausencia de unos derechos de propiedad del agua bien definidos, transparentes y libremente transferibles, los mercados también pueden fomentar un incremento del uso del agua en lugar de su conservación (Ahmad, 2000).

Esta incertidumbre asociada al funcionamiento de los mercados de agua ha generado una cierta resistencia social a su implementación. Unos temores sobre la falta de equidad, las externalidades negativas,... que puede generar el funcionamiento del libre mercado. Y más aún en un bien como el agua, donde la tradición ha hecho arraigar la idea de que sólo existe un problema de distribución y, en cualquier caso, su precio debe ser simbólico.

### **3.2.3. La recuperación de costes**

El instrumento clásico por el que se aboga para incentivar el ahorro de agua en la agricultura es la fijación de un precio que permita la recuperación de costes y que

---

<sup>192</sup> Diao y Roe (2003) analizan la incidencia del proceso de apertura comercial sobre la agricultura de Marruecos. Mientras exista una situación de proteccionismo económico, el uso del agua se concentrará en la producción de cultivos protegidos. Pero tras un proceso de apertura comercial, los agricultores protegidos se ven sometidos a una doble merma: se produce una caída en los precios de los productos agrícolas y el valor marginal del agua asignada decrece. Unos factores que explicarían la resistencia al cambio de los agricultores, pero que puede ser mitigada con la creación de mercados de agua basados en las concesiones de derechos de uso históricas, ya que permite que los agricultores obtengan una renta por la venta de agua.

transmita a los usuarios señales de escasez.<sup>193</sup>

La justificación para hacer pagar al usuario el coste de la captación y regulación del agua es que proporciona incentivos a que se tomen las decisiones de consumo de agua de un modo más racional. De este modo, una elevación suficiente del precio del agua conllevará que los usuarios disminuyan su consumo, generándose así unos excedentes que pueden ser redistribuidos hacia otros usos y unos ingresos fiscales que pueden utilizarse en la mejora de las infraestructuras hidráulicas (Iranzo, 2000).

Aunque se han hecho avances para repercutir los costes íntegros del suministro de agua en los precios del agua para usos urbanos e industriales, son pocos países los que han aplicado este principio en la agricultura (Dinar y Subramanian, 1997).<sup>194</sup> En España, el nivel de recuperación de costes difiere en función de cuál es la fuente de suministro de agua. Así, mientras en la agricultura continental las subvenciones implícitas al uso de agua alcanzan al 90% del coste de las obras de regadío

---

<sup>193</sup> Existen distintos sistemas de precios que pueden aplicarse en la gestión del agua, tales como los volumétricos o los basados en el nivel de *input*, de *output* o en la superficie regada. Tanto los sistemas de precios volumétricos como los obtenidos a través del mercado permiten maximizar el beneficio neto que puede generarse por la disponibilidad de agua. En cambio, los sistemas de precios basados en el nivel de *input*, de *output* o en la superficie regada son más ineficientes. No obstante, los resultados pueden invertirse cuando ponderamos las ganancias de eficiencia con los costes de implementación (Tsur y Dinar, 1995): aunque los sistemas de precios basados en los costes marginales generan una asignación del agua eficiente, plantean problemas de implementación como son las dificultades de determinar el coste marginal, la necesidad de medir el volumen de agua consumido por cada usuario o la consideración de cuestiones de equidad. Además, el coste marginal del agua es un concepto multidimensional, donde deben tenerse en cuenta tanto aspectos de cantidad como de la calidad, y que puede variar en el tiempo en función del carácter temporal o permanente de las alteraciones de la demanda (Spulber y Sabbaghi, 1994).

<sup>194</sup> Los costes del agua pueden dividirse en dos categorías. En primer lugar, el coste de uso, que incluye no sólo la construcción y mantenimiento de las infraestructuras hidráulicas necesarias para almacenar, tratar y distribuir el agua, sino también el coste del capital, el coste de reposición o el coste marginal de generar una oferta adicional de agua. Y, en segundo lugar, el coste de oportunidad en que se incurre cuando un usuario utiliza agua. Por tanto, las reticencias a aceptar el principio de recuperación de costes en el precio del agua variarán en función de cuál sea el concepto de coste que se considere relevante (Briscoe, 1996).

financiadas con fondos públicos, los costes de utilización de agua subterránea en la agricultura mediterránea recaen totalmente sobre los usuarios.<sup>195</sup>

Las dificultades que explican por qué ningún país ha conseguido que el precio del agua refleje su coste de oportunidad administrativamente son:

- En primer lugar, porque un requisito previo para alcanzar la eficiencia en distintos sistemas de precios pasa por tener información desagregada de la elasticidad precio de la demanda de agua. Si bien la política de precios puede ser relativamente ineficaz para generar ahorro de agua en los usos urbanos,<sup>196</sup> la demanda de agua de regadío tiende a ser inelástica a precios bajos<sup>197</sup> y más

---

<sup>195</sup> Según las estimaciones de Naredo y Gascó (1995), el agua suministrada a las comunidades de regantes en España tiene en promedio un precio de 0,004 €/m<sup>3</sup>, muy inferior a su coste de 0,034 €/m<sup>3</sup>. En cualquier caso, existen diferencias significativas en el precio que pagan por el agua superficial la agricultura continental y la mediterránea (Massarutto, 2003): en la agricultura continental se paga un 80-100% de los costes de operación/mantenimiento, pero sólo un 10-20% de los costes totales; en cambio, en la agricultura mediterránea se paga un precio superior por el agua, cubriéndose el 100% de los costes de operación/mantenimiento y entre un 70-80% de los costes totales. Estos datos indican que el objetivo prioritario del establecimiento de un sistema de precios públicos ha sido cubrir los costes de suministro y, de manera secundaria, proporcionar señales de escasez. Un resultado que difiere del que se obtendría a través de un mercado de agua, donde el precio del agua reflejaría su coste de oportunidad (Iglesias *et al.*, 1998).

<sup>196</sup> La teoría económica sugiere que la demanda de agua urbana debería ser inelástica por dos motivos: no existen sustitutos cercanos al agua en la mayoría de usos y la renta gastada en este recurso representa una pequeña proporción del gasto doméstico. Pero estas hipótesis deben matizarse, ya que la reducida elasticidad-precio de la demanda de agua residencial no implica que con el aumento del precio del agua no se reduzca su consumo, sino que este varía en una proporción menor que el precio. Además, una curva de demanda es elástica o inelástica en determinados tramos de precios, por lo que se debe contextualizar en función del nivel de precios existente. Así, al analizar la demanda de agua para uso residencial en California entre 1985 y 1992, Renwick y Green (2000) señalan la importancia de combinar una política de precios con otros instrumentos para conseguir reducir la demanda de agua: pequeñas reducciones en la demanda de agua (5-15%) pueden alcanzarse con modestos incrementos de precios e instrumentos como las campañas de información; sin embargo, para alcanzar reducciones en la demanda superiores al 15% son necesarios grandes incrementos en los precios.

<sup>197</sup> El motivo de esta reducida elasticidad precio de la demanda de agua para la agricultura de regadío no es tanto que los agricultores no respondan a variaciones en los precios del agua, sino a que la reacción depende del precio inicial; y porque el precio del agua para regadío ha sido artificialmente reducido, por lo que se genera una renta económica en su utilización (Briscoe, 1996).

elástica a precios altos.<sup>198</sup> Por tanto, la política de recuperación de costes en la agricultura sólo será efectiva cuando los precios se eleven por encima de un determinado precio umbral, ya que por debajo de éste la demanda de agua es completamente inelástica y no conseguiría modificar el patrón de consumo de agua ni el tipo de cultivo.<sup>199</sup> La falta de información precisa sobre cuál es el nivel del precio umbral que provoca cambios en la respuesta a los precios limita la capacidad para iniciar una reforma del precio del agua (Iglesias *et al.*, 1998).

- En segundo lugar, porque aunque la administración encontrara un sistema de medir y gestionar el agua que fuese viable económicamente, existirían muchas dificultades para calibrar un coste de oportunidad que varía con el tiempo, con la calidad del agua, con la localización, etc. Además, la respuesta de los agricultores depende también de las condiciones estructurales o institucionales que enmarcan su actividad, lo que explica que una misma política de precios pueda generar efectos dispares incluso en un mismo territorio.<sup>200</sup>

---

<sup>198</sup> Gómez-Limón *et al.* (2002) sostienen que las curvas de demanda de regadío cuentan con dos tramos completamente diferenciados: un tramo inelástico (ante niveles de precios bajos, los aumentos de precios del agua hacen que el agricultor se resista a cambiar de planes de consumo para reducir su consumo de agua) y un tramo elástico (con precios mayores, el agricultor altera sus planes de cultivo introduciendo progresivamente aquellos con menor consumo de agua). A medida que los problemas de escasez y calidad conlleven una elevación de los costes del agua, la demanda de agua en la agricultura se hará más elástica. El valor de la elasticidad estará también determinado por el grado de aversión de los agricultores (Azqueta y Ferreiro, 1994): el agente averso al riesgo será menos sensible a la limitación de su demanda y menos propicio a avanzar en nuevas tecnologías economizadoras del recurso tradicionalmente barato. En la medida que esta actitud de aversión sea predominante en el sector, puede reducir significativamente el valor de la elasticidad de la demanda.

<sup>199</sup> El precio umbral representa el precio por debajo del cual la demanda de agua es inelástica, es decir, el nivel mínimo de compensación que debería ofrecerse a los agricultores tenedores de derechos de agua para persuadirlos de ahorrarla o cederla (Iglesias *et al.*, 1998).

<sup>200</sup> Fernández y Arias (2003) señalan que, ante un incremento del precio del agua, los agricultores con mayor elasticidad precio en la demanda de agua decidirán orientarse hacia producciones menos intensivas, consumiendo una menor cantidad de agua y reduciendo su voluntad de pago para adoptar nuevas tecnologías. Varela-Ortega *et al.* (1998) demuestran que las curvas de demanda son más elásticas en aquellas comunidades de regantes que tienen unos sistemas de transporte más anticuados o en aquellos agricultores que tienen acceso a agua subterránea. Por tanto, aunque la elevación de los precios del agua puede inducir a la adopción de tecnologías ahorradoras de agua (Caswell y Zilberman, 1985; Caswell y Lichtenberg, 1990), existen otras variables relevantes en este proceso de cambio tecnológico, como el grado potencial de diversificación de los cultivos, la magnitud de la asignación de agua, el riesgo implícito en el suministro o la calidad del agua (Varela-Ortega *et al.*, 1998).

- En tercer lugar, porque un incremento del precio del agua para recuperar los costes tiene un efecto ambiguo sobre el ahorro agregado de agua. Es decir, aunque la superficie de regadío decrezca, puede ser compensada por el uso más intensivo del agua en el regadío que se mantiene (Massarutto, 2003). La explicación estriba en que las modificaciones que se producen en los mercados agrícolas modifican la elasticidad precio del agua: si como consecuencia del encarecimiento del agua se reduce la oferta del producto, la presumible elevación en el precio de este último puede revertir la caída en la demanda de agua de regadío y reducir su elasticidad a variaciones en el precio. Además, aunque el precio del agua se situara por encima del precio umbral de elasticidad, la respuesta de los agricultores variaría en el tiempo en función de su capacidad de financiación.
- En cuarto lugar, porque dado que el precio del agua de regadío ha sido tradicionalmente inferior a su coste,<sup>201</sup> política y socialmente es difícil generar un cambio. El impacto de la tarificación sobre sistemas de regadíos puede producir efectos colaterales no deseados (Iglesias *et al.*, 1998; Sumpsi *et al.*, 1998; Berbel *et al.*, 1999): además de los posibles efectos directos del aumento del precio del agua sobre las explotaciones agrícolas,<sup>202</sup> existe el riesgo de que si se fija el precio por encima del umbral crítico de elasticidad, los agricultores modifiquen su modelo de cultivo hacia producciones de secano menos intensivas en agua, pero que generan una menor renta agraria y una menor ocupación, lo que puede afectar negativamente a determinadas áreas rurales.<sup>203</sup>

---

<sup>201</sup> El argumento que se daba para mantener el precio del agua más elevado en los usos domésticos era que constituía una vía recaudatoria para los municipios; en cambio, el precio más bajo en la agricultura se justificaba por ser un input para producir bienes de primera necesidad (Just *et al.*, 1997). En la actualidad, en muchos países la subida del precio del agua puede resultar inviable no sólo por la presión de determinados grupos de usuarios, sino también por el creciente deterioro de la calidad de los servicios relacionados con la gestión del agua (Beato, 1997).

<sup>202</sup> Según Gómez-Limón *et al.* (2002), para que el precio del agua genere una disminución significativa en el consumo de agua, el margen bruto del agricultor tiene que reducirse en torno a un 15-25%. Si a esto le sumamos los efectos de la reforma liberalizadora de la PAC, esta disminución podría alcanzar hasta un 50% en algunas explotaciones de regadío.

<sup>203</sup> Una cuestión relevante es, por tanto, determinar si el precio de recuperación de costes del agua (que depende de problemas locales de disponibilidad) será mayor o menor que el precio de salida de los agricultores del mercado (que depende del coste del agua y del precio del cultivo que determina su valor marginal). Massarutto (2003) señala que probablemente sólo cesarían en su actividad aquellas explotaciones de bajo valor añadido y siempre que el precio de recuperación de costes fuera elevado.

- En quinto lugar, porque las diferencias en el precio del agua y la subvención encubierta para ciertos usos se han justificado en base a criterios políticos como la seguridad alimenticia o la búsqueda de equidad entre unos agricultores con desigual capacidad de pago.<sup>204</sup> Pero también por criterios económicos, basados en los beneficios potenciales de proteger una industria naciente, en la corrección de fallos del mercado,<sup>205</sup> en la necesidad de potenciar el regadío como instrumento para favorecer la generación de empleo y fijar la población en áreas rurales, o en evitar la desertificación en las zonas áridas.

A pesar de todos estos obstáculos para modificar el status quo, en la Unión Europea se ha desarrollado un debate sobre cuál debe ser el papel que desempeñe el sector agrícola en unas economías desarrolladas. La idea fundamental es que ya no deben primar aspectos relacionados con la cantidad, sino con la calidad: desarrollar una agricultura sostenible, que ayude a preservar el medio ambiente, a alcanzar un uso más eficiente del agua, que permita una diferenciación de producto y contribuya a un cierto equilibrio territorial. Este proceso de cambio se ha instrumentado tanto a través de la liberalización del mercado agrícola y la reducción precios de intervención que ha impulsado la reforma de la Política Agrícola Comunitaria,<sup>206</sup>

---

<sup>204</sup> No obstante, Tsur y Dinar (1995) sostienen que la influencia que pueden tener los sistemas de precios sobre la equidad es limitada, ya que las disparidades en las rentas agrícolas se deben principalmente a factores como el tamaño de la explotación, la localización o la calidad del suelo, pero no al precio del agua.

<sup>205</sup> Una asignación eficiente de los recursos no es necesariamente equitativa, ya que puede existir una situación de monopolio intertemporal que genere una asignación de los recursos ineficiente en el tiempo. Para evitar las externalidades negativas que un monopolio intertemporal pudiera ocasionar sería necesario exigir que los derechos de propiedad, además de satisfacer las condiciones de universalidad, exclusividad, transferibilidad y cumplimiento, estén asignados equitativamente a cada par de generaciones sucesivas (Barrón y Remes, 1996).

<sup>206</sup> Son varios los motivos que han impulsado el proceso de reforma de la Política Agrícola Comunitaria (PAC) iniciado en los años 90: disminuir la presión que ejerce sobre el reducido presupuesto comunitario, situación que se ha visto agravada con la ampliación de la Unión Europea a los países del Este; la insatisfacción por el modelo de agricultura intensiva desarrollado y el progresivo deterioro ambiental y de calidad de los alimentos; las presiones internacionales para liberalizar el comercio de productos agrícolas, ya que la PAC no sólo restringe el acceso a los mercados de la Unión Europea, sino que las subvenciones a la exportación fomentan la colocación de excedentes agrarios en los mercados internacionales, presionando a la baja los precios en esos mercados (Muñoz de Bustillo y Bonete, 2002). Las ideas básicas que han guiado el proceso de reforma de la PAC son la tarifación (todas las restricciones arancelarias o no arancelarias deberían convertirse en fijas y reducirlas paulatinamente), y la separación (los países pueden apoyar a sus agricultores y no distorsionar el comercio, una distorsión que surge cuando la oferta excede sus niveles de producción

como por el principio de recuperación de los costes en el precio del agua que inspira la Directiva Marco del Agua.<sup>207</sup>

Como cualquier otro proceso de cambio, esta reforma institucional puede ser percibida como una amenaza o como una oportunidad.<sup>208</sup> Pero si consideramos el hecho de que aún no se ha culminado una reforma de la Política Agrícola Comunitaria iniciada a principios de los años 90 y que el redactado final de la Directiva Marco del Agua admite excepciones al principio de recuperación de costes en el precio del agua por motivos económicos o sociales, se ponen de manifiesto las dificultades y reticencias que han existido y existirán para utilizar este mecanismo como instrumento para generar un ahorro de agua en la agricultura.<sup>209</sup>

---

que existirían en una situación de libre comercio; por tanto, se aboga por que las ayudas estén separadas de los niveles de producción). Es decir, un cambio hacia un modelo donde se reduzcan los precios institucionales y se establezcan compensaciones con ayudas directas desligadas del nivel de producción. La financiación de la PAC se traslada así de los consumidores a los contribuyentes, lo que genera una mayor equidad. A pesar de que los precios agrícolas en la Unión Europea han experimentado una drástica reducción tras la reforma MacSharry de 1992 (una media del 33%) y la Agenda 2000 (un 15%), aún permanecen por encima de los precios mundiales (Gómez-Limón *et al.*, 2002).

<sup>207</sup> Gómez-Limón *et al.* (2002) sostiene que existen efectos contradictorios entre la Política Agrícola Comunitaria y la Directiva Marco del Agua, ya que mientras la primera favorece el comercio y la competitividad de la agricultura de la Unión Europea, la segunda impone costes adicionales sobre la agricultura de regadío, afectando negativamente a su competitividad.

<sup>208</sup> Massarutto (2003) sostiene que este proceso de reforma en la política del agua y en la política agrícola incidirá especialmente en aquellas explotaciones donde la eficiencia en el uso del agua sea menor y hayan tenido tradicionalmente unos mayores niveles de protección. Unas condiciones que en el caso de España se dan especialmente en la agricultura continental, donde se consume un elevado volumen de agua con una reducida productividad y donde se prevé una mayor reducción de las ayudas directas de la Unión Europea. En cambio, Diao y Roe (2003) defienden la tesis de que un proceso de apertura junto al aumento de precios que conllevaría la creación de un mercado de agua es positiva para la agricultura marroquí.

<sup>209</sup> Como señala Dinar (2000), los instrumentos de mercado se basan en una teoría del comportamiento racional de los individuos. En este marco, los economistas nos encontramos cómodos calculando los precios del agua más eficientes. Sin embargo, estos modelos suelen ignorar la información y el conocimiento que se necesitan para implementar las reformas e infravaloran las distorsiones que pueden surgir de la estructura institucional y política.

### 3.2.4. La subvención al cambio tecnológico

Dado que la escasez de agua se ha convertido en una creciente preocupación económica y social para los políticos y los usuarios de agua, la adopción de tecnologías de riego que fomenten la conservación del agua es citada a menudo como una de las claves para resolver la creciente demanda de agua en zonas con estrés hídrico.<sup>210</sup>

Las soluciones tecnológicas para mejorar el uso del agua en el regadío pueden incidir tanto en el sistema de suministro como en su utilización por parte de los agricultores. De este modo, los planes de mejora y modernización pueden plantearse en tres niveles (Sumpsi *et al.*, 1998): en el canal principal que transporta el agua desde el embalse regulador hasta la cabecera de la zona regable; en las conducciones secundarias y terciarias que llevan el agua desde la cabecera de la zona regable hasta la explotación agrícola; o, finalmente, en los equipos e instalaciones de riego que posee cada agricultor en su explotación.

La cuestión es, pues, cómo se puede incentivar la mejora de los sistemas de distribución y/o la adopción de nuevas técnicas de riego. El instrumento que tradicionalmente ha utilizado la administración ha sido conceder subvenciones ligadas al cambio tecnológico. La justificación de esta política se basa en que se asume la relativa incapacidad de la iniciativa privada para emprender los necesarios procesos de modernización en la agricultura, pero también en el beneficio social que genera el ahorro de agua obtenido por la utilización de una tecnología más eficiente. Es decir, las ayudas a la modernización de los abastecimientos y de los

---

<sup>210</sup> Esta política pública de modernización de los regadíos no sólo es un factor clave para ahorrar agua, diversificar los cultivos y aumentar la competitividad, sino que a largo plazo representa uno de los determinantes más significativos del éxito o del fracaso de la protección del medio ambiente (Dinar, 1998; Jaffe y Stavins, 1990). Un planteamiento recogido en el programa A.G.U.A., impulsado por el gobierno socialista en 2004, donde se postula que *"la innovación tecnológica permitirá un mayor ahorro y eficiencia en el uso del agua, una mayor garantía de disponibilidad y de calidad en el suministro, favoreciendo la preservación y la restauración de los ecosistemas asociados al agua"*. Por este motivo, dicho programa establece que antes de 2008 se acometerán actuaciones de mejora de la gestión y del suministro de agua de calidad, en particular las dirigidas a la optimización de las infraestructuras de almacenamiento y distribución existentes tanto para el regadío como para el abastecimiento urbano.

regadíos contribuirían a impulsar un cambio tecnológico que mejora la productividad agrícola y la protección medioambiental.<sup>211</sup>

A pesar de estas ayudas, tradicionalmente en España no se han dado las condiciones suficientes para fomentar el cambio tecnológico en la agricultura.<sup>212</sup> Primero, porque la subvención implícita en el sistema de precios del agua no ha generado incentivos para un uso eficiente del recurso. Segundo, porque las periódicas crisis agrícolas y el escaso rendimiento de muchas de las explotaciones han sido un obstáculo para que la agricultura emprenda de forma autónoma una política de inversiones que permita el ahorro de agua. Por último, porque ha habido una cierta despreocupación en la administración en cuanto a la eficiencia en el uso del agua y no ha existido una política continuada de apoyo económico público para la modernización tecnológica (Embid, 2000; Camdessus, 2003).

### **3.3. EL CAMBIO TECNOLÓGICO Y LA INFORMACIÓN ASIMÉTRICA**

Existe un cierto grado de consenso en que los reducidos precios del agua, las infraestructuras inadecuadas, la gestión interna ineficiente, la interferencia política,... han provocado un despilfarro creciente en el uso y aprovechamiento del agua y un empeoramiento continuo de la calidad de los servicios. Esto significa que la solución no pasa simplemente por ampliar las disponibilidades de agua a través de la desalación o una mayor extracción de los acuíferos, sino que la política del agua debe incentivar la modernización de los sistemas de regadío existentes, que permita mejorar la eficiencia en el uso del agua y genere unos excedentes con los

---

<sup>211</sup> Weinberg (2002) sugiere que la creación de fondos para financiar políticas ambientales de recuperación del estado ecológico es más efectiva que una reforma de precios basada en la recuperación total de costes, ya que esta última puede hacer poco para cambiar el comportamiento o para generar una mayor eficiencia en el uso del agua.

<sup>212</sup> No obstante, a pesar de estas ayudas, en España nunca ha existido una política de apoyo continuado al cambio tecnológico en la agricultura (Embid, 2001).

que satisfacer los nuevos usos del agua (Johansson *et al.*, 2002).<sup>213</sup>

Para instrumentar esta política del agua debemos diseñar un mecanismo de incentivos que tenga en cuenta los costes de transacción, las sensibilidades y los usos ambientales, que promueva la sostenibilidad en la agricultura y facilite la asignación intersectorial del agua (Rosegrant y Meinzen-Dick, 1996; McKinney *et al.*, 1999). Nuestra propuesta para estimular un uso más eficiente del agua en la agricultura que sea viable políticamente consiste en ligar las ayudas a la innovación tecnológica a unos determinados niveles de ahorro de agua,<sup>214</sup> que pueden ser interpretados como una cesión temporal de derechos de uso de agua o como una reducción de la dotación histórica, de modo que la administración pueda destinar esos excedentes a nuevos usos, a usos ambientales o recreativos.<sup>215</sup>

---

<sup>213</sup> La eficiencia de riego se define como la proporción entre el volumen de agua aprovechada en el cultivo y el volumen de agua entregado por el sistema de riego. Las estimaciones sitúan la eficiencia del regadío tradicional sobre el 60%-70%, la de los sistemas de aspersión en un 85% y la del goteo en un 95% (Caswell y Zilberman, 1985; Fernández y Arias, 2003). Unos datos que hacen que la modernización de los sistemas de regadíos juegue un papel clave en la sostenibilidad del uso del agua, tal como señala el Preámbulo del Plan Nacional de Regadíos (2002): "*el estado de las infraestructuras de los actuales regadíos aconseja priorizar las actuaciones para su mejora, modernización y consolidación, en especial las dirigidas a racionalizar el uso del agua*".

<sup>214</sup> Debemos distinguir entre el ahorro de agua a nivel de cuenca hidrográfica y el ahorro individual de cada agricultor. Cuando el agua es transportada desde el embalse hasta la cabecera de la zona regable (canales primarios) y después distribuida desde ésta hasta las parcelas de riego (conducciones secundarias y terciarias), se producen una serie de pérdidas de modo que a pie de parcela solo llega una fracción del agua que se deriva del embalse. Las pérdidas en el primer nivel sólo afectan a los agricultores en los años de sequía, en los que no se puede desembalsar la cantidad de agua necesaria para que llegue a la cabecera de la zona regable la dotación de agua que figura en la concesión de la comunidad de regantes; en cambio, las pérdidas en el segundo y tercer nivel afectan siempre a los regantes pero no constituyen una pérdida para la cuenca hidrográfica, ya que las pérdidas suponen en gran medida un retorno al sistema. Así, un plan de mejora y modernización puede reducir las pérdidas en los canales de distribución, pero el consumo individual de agua puede incrementarse. El concepto de ahorro que utilizamos en este trabajo es a nivel de cuenca, es decir, desde la perspectiva del sistema hidrológico en su conjunto.

<sup>215</sup> Sumpsi *et al.* (1998) concluyen que la política de modernización de regadíos no debe aplicarse aisladamente, sino que para garantizar que el plan de mejora genere un ahorro de agua para el conjunto del sistema, debe combinarse con una revisión de la concesión de agua. En cualquier caso, con esta política se obtienen mejores resultados que mediante la opción de revisar las concesiones históricas mediante indemnizaciones.

Más allá de los argumentos tradicionales a favor de la intervención en el sector agrícola,<sup>216</sup> nuestra propuesta puede justificarse por diversas razones. En primer lugar, porque condicionamos las subvenciones al regadío a la reducción en la dotación de agua de los agricultores,<sup>217</sup> lo que implica que existe una contraprestación que contribuirá a reducir el impacto sobre las arcas públicas de esta política de gasto.<sup>218</sup>

En segundo lugar, porque la adopción de medidas de ahorro de agua repercute en los costes de las explotaciones agrícolas, pero las externalidades positivas que generan tienen naturaleza de bien público. La subvención al cambio tecnológico puede entenderse como una compensación a los agricultores por esas externalidades positivas que ayudan a conservar el medio ambiente, es decir, como una ayuda asociada a medidas de mejora agroambientales (Frisvold y Caswell,

---

<sup>216</sup> La intervención del sector público en la agricultura ha sido y es una práctica habitual en los países desarrollados. El porqué hay que buscarlo en las características especiales del sector agrícola, expresadas en tres leyes: la Ley de Turgot (la existencia de un factor fijo e inamovible como la tierra hace que se cumpla con especial rapidez la ley de rendimientos marginales decrecientes), la Ley de Engel (la reducida elasticidad-renta de los productos agrícolas hace que tengan una demanda más rígida, limitada por la saturación de las necesidades) y la Ley de King (un crecimiento de la producción agrícola deriva, en un mercado libre, en una disminución más que proporcional del precio). Estas características del sector agrícola generan un progresivo empeoramiento de la relación real de intercambio entre la producción agrícola y la industrial, justificándose así la necesidad de intervenir para garantizar un determinado nivel de renta a los agricultores (Artis y Nixon, 2001). Aunque en la actualidad la filosofía que inspira la reforma de la Política Agrícola Comunitaria es limitar las subvenciones en el sector, las ayudas se orientarán a conseguir la adecuación ecológica de los cultivos al territorio y a fomentar una mejor administración del agua.

<sup>217</sup> El motivo por el cual condicionamos la concesión de una subvención a que se alcance un determinado ahorro de agua es evitar la *paradoja de Jevons*, que afirma que a medida que el perfeccionamiento tecnológico aumenta la eficiencia con la que se usa un recurso, lo más probable es que aumente el consumo de dicho recurso, tal como demuestran Sumpsi *et al.* (1998) para determinadas comunidades de regantes en España.

<sup>218</sup> Uno de los problemas que se ha achacado a la subvención implícita que hay en el precio del agua es que *"imposibilita que los organismos públicos puedan llevar a cabo adecuados programas de mantenimiento, ocasionándose pérdidas en las conducciones que suelen terminar generando pérdidas en la garantía de suministro"* (Sumpsi *et al.*, 1998:70). En nuestra propuesta, esta situación se ve paliada en parte porque la administración puede volver a vender los excedentes de agua que adquiera y obtener así unos ingresos.

1997; Dinar, 1998; AEMA, 2001).<sup>219</sup>

En tercer lugar, porque para garantizar la aceptación social de una nueva política del agua no sólo es necesaria una racionalidad económica en su diseño, sino también una sensibilidad política en su implementación en torno a los condicionantes sociales e institucionales (Dinar, 2000). Es decir, es necesario utilizar instrumentos sobre los cuales exista un cierto grado de consenso entre aquellos que creen que el agua debe ser tratada como una mercancía más y aquellos que consideran el agua como una necesidad humana básica que debería asignarse al margen del mercado.

Finalmente, en cuarto lugar, porque existen dudas sobre la posibilidad de fomentar el cambio tecnológico a través de los mercados de agua,<sup>220</sup> y porque el principio de recuperación de costes en el precio del agua es difícilmente trasladable a los

---

<sup>219</sup> La introducción de políticas de ahorro requieren de una profunda modernización de los regadíos que permita un notable incremento de la eficiencia técnica de los mismos. Y este parece ser el principal escollo del cambio institucional: la financiación. Tradicionalmente, los incentivos que han tenido los regantes para acometer voluntariamente una mejora ha sido reducida, ya que no pagan el agua en función del consumo real sino de la superficie regada y a un precio inferior al de mercado (Sumpsi *et al.*, 1998). Los regantes se oponen a financiar unilateralmente unas inversiones que no se justifican desde el punto de vista privado y que sólo parecen financieramente viables con la intervención directa de la Administración.

<sup>220</sup> En situaciones en las que no existen problemas de escasez de agua, la posibilidad de vender parte de los derechos de uso puede aumentar los incentivos que tienen los agricultores para invertir en nueva tecnología. En cambio, en situaciones de escasez de agua, el efecto que tiene la creación de un mercado sobre el cambio tecnológico no es tan claro. Dinar y Letey (1991) sostienen que la competencia por el recurso en situaciones de escasez haría incrementar el precio del agua e impulsaría la adopción de prácticas de conservación de agua por parte de los agricultores. Por contra, Carey y Zilberman (2002) defienden que la introducción de mercados de agua puede hacer disminuir los incentivos para adoptar nuevas tecnologías en algunos agricultores, ya que la posibilidad de adquirir agua en el mercado puede hacer que pospongan la inversión en nuevas tecnologías. Es decir, dada la incertidumbre asociada al abastecimiento de agua y a la evolución de los precios en un mercado de agua, los distintos riesgos que esta incertidumbre impone en los agricultores y las distintas preferencias de riesgo que caracterizan a cada agricultor, el valor del producto marginal del agua puede convertirse en una medida inadecuada del valor del agua en la agricultura (Hadjigeorgalis, 2004) y puede llevar a retrasar una inversión en nuevas tecnologías con elevados costes hundidos.

agricultores. Las razones que nos llevan a apostar por un sistema de cuotas en vez de un aumento de precios son:<sup>221</sup>

- Las presiones de los agricultores que hacen difícil la implementación de un sistema de precios que permita la recuperación total de costes.
- La minimización de los efectos locacionales: con un sistema de precios, las explotaciones más eficientes serán las que seguirán produciendo. Pero la PAC no sólo tiene como objetivo la competitividad, sino el equilibrio territorial. Para evitar que se produzca una distribución territorial desigual en la reducción del consumo de agua, un sistema de cuotas permite distribuir de una manera más equitativa la reducción del agua que un sistema de precios.
- El incremento de precio del agua no garantiza a largo plazo una reducción del consumo de agua, ya que incrementa los costes pero tal vez no cambie el nivel de consumo de agua. Las ganancias de eficiencia podrían provocar incluso un incremento del consumo de agua.

El marco institucional a través del cual puede instrumentarse esta política puede ser

---

<sup>221</sup> Aunque el sistema de cuotas presenta desventajas bajo información asimétrica respecto a un sistema de precios, en muchos países se ha optado por el primer sistema. La razón es que bajo el sistema de cuotas, los precios pueden ser más bajos y tener efectos redistributivos; en cambio, en un sistema de precios, los precios son instrumentos de política que persiguen la eficiencia y no sirven entonces para cuestiones de redistribución (Zusman, 1997). Por tanto, como señalaban Buchanan y Tullock (1975) las cuotas son preferidas porque implican una reducción de la producción en el conjunto del sector y pueden incrementar sus beneficios; la elevación de precios, en cambio, reduce los beneficios del sector y puede obligar a algunas explotaciones a tener que abandonar su actividad. En el caso del agua, la utilización de un sistema de cuotas presenta algunas ventajas respecto al precio, ya que en presencia de externalidades positivas, el régimen de precios genera una mayor utilización del recurso que con un sistema de cuotas; mientras que en términos de eficiencia no se puede concluir ventaja de uno sobre otro (Finkelshtain y Kislev, 1997). Además, los sistemas de precios de agua que no implican cuotas de cantidad no pueden ser usadas en políticas que persiguen efectos redistributivos. Para afectar a la distribución de la renta, un sistema de precios de agua debería incluir algún tipo de restricciones a la cantidad de agua (Tsur y Dinar, 1995). En general, podemos decir que el mecanismo de precios permite descentralizar las decisiones de cantidad, eliminando ineficiencias espaciales debidas a las incertidumbres asociadas a la demanda u oferta de agua. Decisiones centralizadas de cantidad tratan efectivamente problemas de incerteza en la oferta, pero a costa de aumentar las ineficiencias espaciales e intertemporales (Roumasset, 1997).

tanto un banco de agua,<sup>222</sup> en el que se establezca que la posibilidad de vender derechos de uso de agua está condicionada a una mejora en la eficiencia de uso;<sup>223</sup> como un acuerdo voluntario entre distintas cuencas hidrográficas, por las cuales el comprador se compromete a financiar las inversiones necesarias para mejorar las infraestructuras hidráulicas de la parte cedente, a cambio de que ésta le ceda un porcentaje de los caudales ahorrados debido a estas mejoras.<sup>224</sup>

En cualquier caso, se trata de instrumentos desarrollados en el marco de las confederaciones hidrográficas,<sup>225</sup> reconocidas en la Agenda 21 como la unidad

---

<sup>222</sup> La creación de un banco de agua de cuenca permitiría que la opción de ahorro de agua por parte de los titulares de los derechos de uso de agua estuviera debidamente contemplada. No obstante, los ingresos que se puedan obtener por la venta del agua se deberían reinvertir en mejorar la explotación, porque el ahorro no es sinónimo de eficiencia. Una cuestión que es solventada si se condiciona la posibilidad de vender agua al banco a cambio de la mejora en la eficiencia de uso.

<sup>223</sup> La Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de Reforma de la Ley de Aguas introdujo en la legislación española la posibilidad de crear centros de intercambio en épocas de sequía. El desarrollo reglamentario de esta ley se encuentra en el Real Decreto 606/2003 sobre el Dominio Público Hidráulico, en cuyo artículo 355.3.b) se especifica que en la oferta pública de adquisición de derechos que realicen estos centros de intercambio se concretarán "*los requisitos técnicos necesarios para poder acudir a la oferta pública de adquisición*". Un banco de agua que, según el programa A.G.U.A. elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente en 2004, se creará antes del año 2008 en cada cuenca hidrográfica.

<sup>224</sup> Este tipo de actuaciones tiene un precedente en la Ley 18/1981, de 1 de Julio, sobre actuaciones en materia de aguas en Tarragona. En ella se establece que "*se ejecutará un Plan de obras de acondicionamiento y mejora de la infraestructura hidráulica del Delta del Ebro, que permita una mayor eficacia en la distribución del agua y en su aprovechamiento agrícola, recuperando las pérdidas que en la actualidad se producen en dicha zona. (...) Podrá destinarse al abastecimiento urbano e industrial de Municipios de la provincia de Tarragona un caudal equivalente al recuperado, con el límite máximo de cuatro metros cúbicos por segundo*". Howitt (1998) explica el caso de experiencias similares en EE.UU.

<sup>225</sup> Cuando se habla de organismos de cuenca deben diferenciarse las funciones de asignación de los recursos de las de gestión de los aprovechamientos. Así, la asignación del agua es una típica función administrativa que desde 1879 ha correspondido a órganos de naturaleza burocrática dependientes de la Administración del Estado (Gobernadores Civiles, Jefes Provinciales de Obras Públicas, Jefes de Aguas, Comisarios de Aguas, Presidentes de las Confederaciones Hidrográficas). Ésta es la Administración del agua en sentido estricto. En cambio, las formas organizativas creadas para la gestión de los aprovechamientos son Administración del agua en sentido amplio, no en sentido estricto, aunque sus titulares sean entes públicos (caso de los municipios, titulares de los servicios de abastecimiento) o hayan sido administrativizadas, como es el caso de las Comunidades de Usuarios (Fanlo, 2001).

apropiada para la gestión de los recursos del agua.<sup>226</sup>

En cualquier caso, la ventaja de utilizar un organismo público como intermediario es que el ahorro de agua que se genere no estaría sometido a ningún tipo de orden de prelación de usos, por lo que éstos podrían ser gestionados por esta institución bajo criterios ambientales, de eficiencia y/o de equidad. Una institución que contribuiría a reducir e internalizar los costes de transacción, que posibilitaría la reasignación intersectorial del agua y la recuperación del buen estado ecológico de los recursos hídricos.<sup>227</sup>

En el resto de este capítulo abordaremos la cuestión del cambio tecnológico y el diseño del contrato óptimo en un contexto de información asimétrica, mientras que en el capítulo 4 analizaremos el papel que pueden jugar estos centros de intercambio de derechos y qué otros instrumentos complementarios pueden contribuir a mejorar la eficiencia en el uso del agua.<sup>228</sup>

### 3.3.1. Los problemas de información

Aunque consideraremos que el objetivo del cambio tecnológico es generar un determinado ahorro de agua que pueda ser utilizado en otros usos, el agricultor puede considerar que no es beneficioso minimizar las pérdidas de agua.<sup>229</sup> Nuestro objetivo es diseñar un mecanismo de incentivos para optimizar y regular la

---

<sup>226</sup> Una cuestión relevante en el momento de estructurar la institución pública que tendrá las responsabilidades de gestionar el agua es plantearse si estas funciones deben estar integradas en una agencia o descentralizadas entre varias. Según la Agenda 21 (Naciones Unidas, 1994:sección II, capítulo 18), *“la ordenación integrada de los recursos hídricos, incluida la integración de los aspectos relativos a las tierras y a las aguas, tendría que hacerse a nivel de cuenca o subcuenca de captación”*

<sup>227</sup> Un análisis detallado de las ventajas e inconvenientes de estas instituciones de intermediación se halla en el capítulo 2.

<sup>228</sup> La política del agua no debe basarse exclusivamente en un único instrumento, sino que debe incorporar una amplia gama de incentivos de diversa índole para lograr alcanzar una mejor eficiencia económica, ecológica y social en el uso del agua (Dourojeanni y Jouravlev, 1999).

<sup>229</sup> Nuestra investigación se inscribe en un marco teórico en aras de una mayor generalización. No obstante, los efectos de la política del agua deberían estudiarse caso por caso, ya que está influida por el coste del agua y por la renta de los agricultores (que dependen del precio de los productos cultivados, de las condiciones de mercado y de las posibles subvenciones), factores que son muy específicos de una zona e influenciados por la política (Massarutto, 2003). Aunque existan grandes similitudes en la calidad del suelo, el clima, el mercado o las condiciones tecnológicas, los agricultores muestran una gran heterogeneidad en sus respuestas (Gómez-Limón y Riesgo, 2004).

conducta del agricultor,<sup>230</sup> que le induzca al cambio tecnológico. Si bien es cierto que el posible ahorro de agua que se pueda obtener no siempre justifica la inversión, la hipótesis que subyace en nuestra investigación es que el agua ahorrado por el esfuerzo de los agricultores puede ser puesta a disposición de usos alternativos, convirtiéndose en un juego de suma positiva para el conjunto de la economía.<sup>231</sup>

El diseño de este mecanismo de incentivos está condicionado por la existencia de un problema de información asimétrica: la autoridad hidrográfica posee información sobre variables estratégicas que describen el conjunto del sistema, pero desconoce

---

<sup>230</sup> Stigler (1962) cuestionó la existencia de dictadores benevolentes, ya que éstos pueden ser capturados, razón por la que es necesaria contrastar los beneficios de cualquier regulación. Unas ideas que hicieron que a finales de los años 70 se iniciara un proceso de desregulación, con el objetivo de generar mayor competitividad y evitar algunas de las ineficiencias de los monopolios, los costes de transacción y otras ineficiencias asociadas a la regulación. Pero este proceso de desregulación no implicó simplemente abolir la regulación, sino que en realidad consistió más en un cambio de regulación (Crew y Kleindorfer, 2002). En los años 80, a partir del trabajo de Littlechild, surge la teoría de la regulación a través de incentivos: el regulador delega decisiones de precios en la empresa y la empresa se beneficia de la reducción de costes; es decir, el regulador controla menos el comportamiento y más los resultados. La teoría de la agencia analiza aquellas situaciones en las que un principal delega ciertos derechos en un agente que está obligado por contrato, formal o informal, a defender los intereses del principal como contrapartida al cobro de una retribución bajo cualquier forma. Pero en una relación de agencia, el agente tiene por regla general más información que el principal sobre los detalles de sus cometidos específicos y sobre sus propias actuaciones. Por todo ello, existe una tendencia en el agente a comportarse de forma oportunista, lo que genera unos costes para un principal que deberá controlar al agente y diseñar un contrato para reducir el coste de agencia. Pero dado que las funciones de utilidad de los principales y de los agentes no coinciden, es probable que las decisiones de estos últimos sean subóptimas desde el punto de vista del principal, salvo que estén sujetas a restricciones efectivas.

<sup>231</sup> Una condición necesaria para que el cambio tecnológico sea un juego de suma positiva es que para los potenciales nuevos usuarios el valor de la productividad marginal del agua sea positiva y difiera ampliamente respecto al valor en su uso actual. En el caso de España, las disparidades en la valoración marginal del agua parecen ser lo suficientemente grandes como para posibilitar la existencia de intercambios de agua, pero la inexistencia de infraestructuras de transporte para realizar estas transacciones imposibilita considerar un único mercado de agua a nivel nacional (Rico y Gómez-Limón, 2002).

los costes y beneficios que genera en los usuarios.<sup>232</sup> Es decir, el contrato entre los agricultores y la administración es incompleto, ya que ésta última no tiene la técnica, la organización o las capacidades financieras para controlar perfectamente y a un coste cero la actuación de los agricultores.

Para analizar el problema de agencia que se le plantea a la autoridad hidrográfica (o principal) partiremos de la hipótesis de que sólo existen dos tipos de agricultores (o agentes): los que ya utilizan el agua de manera eficiente y los que no. Supondremos que tanto el principal como ambos tipos de agentes son aversos al riesgo, pudiendo medirse el nivel de esfuerzo que realizan los agricultores a través de una variable unidimensional que determina el ahorro de agua ( $s$ ):  $s \in [0, \infty)$ .

### 3.3.1.1. Hipótesis sobre la institución hidrográfica

La utilidad que obtiene la administración ( $\pi$ ) viene determinada por el nivel de ahorro de agua ( $s$ ), por la utilidad que obtenga el agricultor ( $U$ ), por la transferencia monetaria que le concede ( $t$ ) y por el coste implícito de ésta ( $\lambda$ ).<sup>233</sup> La función de utilidad queda definida como  $\pi = V(s) - (1 + \lambda)t + \beta U$ , donde el valor marginal del ahorro de agua es positivo y estrictamente decreciente, con  $V(0) = 0$ ,  $V'(s) > 0$  y  $V''(s) < 0$  para cualquier ( $s$ ).

---

<sup>232</sup> Un problema que también aparece cuando se trata de implementar una política de precios del agua: el usuario del agua tiene información completa sobre su valor marginal del agua, pero parte de esta información es privada y no disponible para la administración hidrográfica. Si el regulador tiene información completa sobre los parámetros relevantes de la tecnología productiva del agricultor, esa información podría ser utilizada para inferir el uso de agua de cada agricultor como una función de la producción observada, con lo que equivaldría a una situación en la que se observara el consumo de agua. Pero si se carece de la información acerca de la tecnología de producción de los agricultores, las acciones del regulador pueden implementarse por medio de un sistema apropiado de impuestos no lineales sobre la producción (Smith y Tsur, 1997). De hecho, estos problemas de información asimétrica también explican el porqué de la práctica habitual de no medir el consumo de agua y la adopción de mecanismos de precios basados en la superficie regada (Johansson *et al.*, 2002).

<sup>233</sup> La inclusión de esta distorsión  $\lambda > 0$  es usual en los problemas de regulación, interpretándose bien como la distorsión que genera en una economía la necesidad de incrementar los fondos públicos para dotar de recursos a la política de ayuda al cambio tecnológico, o bien como los costes de transacción que surgen por la implementación de esta política. Según Jones *et al.* (1990), el valor medio de  $\lambda$  en los países desarrollados es de 0,3.

El parámetro  $\beta$  nos permite distinguir tres tipos de funciones de utilidad, según cuáles sean los objetivos o quién posea el control en el órgano administrativo que gestiona el cambio.<sup>234</sup> En concreto, supondremos que  $\beta_{(eco)} = 0$  cuando la prioridad de la administración o del grupo social que controla la institución sea preservar el medio ambiente; si  $0 < \beta_{(ben)} < 1$  significará que la administración tiene como objetivo tanto la preservación del recurso natural como la maximización de la utilidad de los agricultores; y, por último, si  $\beta_{(agr)} = 1$  implicará que la administración pondera por igual ambos objetivos.

### 3.3.1.2. Hipótesis sobre el agricultor

Las preferencias de los agricultores están recogidas en una función de utilidad que incluye como variables la transferencia monetaria que reciben ( $t$ ) y los costes que les acarrea realizar un determinado ahorro de agua ( $s$ ), que diferirán para cada tipo de agricultor ( $\theta$ ):  $U(t,s,\theta) = t - g(s,\theta)$ .

#### □ Sobre el parámetro $\theta$

El tipo de innovación necesaria para alcanzar un determinado ahorro de agua, la habilidad para realizar el cambio tecnológico o el coste de oportunidad que esta acción supone son características que sólo son conocidas a priori por cada agricultor.

El parámetro  $\theta$  nos permitirá distinguir entre dos tipos de agricultores. Con el parámetro  $\theta_H$  identificaremos a aquéllos que están más próximos a la frontera de eficiencia en el uso del agua, por lo que su capacidad para ahorrar agua sin

---

<sup>234</sup> Lentamente, la política del agua en España apuesta por la participación social, tal como recoge el programa A.G.U.A.: "la concertación de nuevas actuaciones está abierta a las sugerencias de los ciudadanos, pudiendo modificarse o ampliarse el Programa con las aportaciones que se introduzcan en el debate parlamentario". Pero cualquier reforma de la política del agua comporta un coste social que puede afectar a las relaciones de poder (Tsur, 2000), más aún en un contexto de configuración de una nueva red de intereses, donde los actores tienen objetivos contradictorios y un poder de presión dividido: los usuarios domésticos e industriales tienen el dinero, la agricultura de regadío tiene los derechos de uso y los ecologistas tienen un importante peso político (Howitt y Lund, 1999). Siguiendo a Boyer y Laffont (1999), la introducción del parámetro  $\beta$  en la función de utilidad nos permitirá recoger estas motivaciones políticas.

sacrificar parte de su producción es reducida. Una situación que eleva los costes marginales asociados al ahorro de agua, aun cuando los costes fijos en que incurre al realizarlo sean pequeños. En cambio, el parámetro  $\theta_L$  representa a aquel tipo de agricultor que inicialmente utiliza unos métodos de riego más obsoletos, con una menor eficiencia en la gestión del agua. Este agricultor  $\theta_L$  deberá soportar unos costes fijos superiores para realizar el cambio tecnológico, pero su capacidad para ahorrar agua será mayor, lo que hará que sus costes marginales sean más reducidos.

Por tanto, el valor que tomará  $\theta$  será  $\theta_H$  o  $\theta_L$ , con  $\theta_H > \theta_L$ , siendo  $Prob(\theta = \theta_H) = \alpha \in (0,1)$  y  $Prob(\theta = \theta_L) = (1 - \alpha) \in (0,1)$ .

#### □ Sobre los costes de los agricultores

El cambio tecnológico que se requiere para ahorrar una cantidad adicional de agua hace que los agricultores deban soportar una serie de costes. Supondremos que los costes fijos asociados al ahorro de agua, que denominaremos  $F(\theta)$ , son mayores para aquellos agricultores que inicialmente son menos eficientes en el uso del agua, es decir,  $F(\theta_L) > F(\theta_H)$ . Los costes variables estarán recogidos en la función  $g(s, \theta)$  bajo estas premisas:

- El coste marginal de ahorrar agua es positivo ( $g_s > 0$ ) y creciente ( $g_{ss} > 0$ ).
- El ahorro de agua representa un mayor coste marginal para aquel tipo de agricultor que inicialmente la usa de manera más eficiente; es decir,  $g_{s\theta} > 0$ .

Denotaremos  $\Phi(s)$  a la diferencia de costes variables entre ambos tipos de agricultores para alcanzar un determinado ahorro de agua:  $\Phi(s) = g(s, \theta_H) - g(s, \theta_L) > 0$ , con  $\Phi'(s) > 0$  y  $\Phi''(s) = 0$ .

Por tanto, el coste total en que incurre cada tipo de agricultor por ahorrar agua dependerá tanto de su coste fijo como de sus costes marginales, que están inversamente relacionados.

#### □ Sobre la utilidad de reserva

La utilidad mínima que debe percibir cada tipo de agricultor para aceptar el contrato que le ofrece la administración es su utilidad de reserva, que viene determinada por el coste de oportunidad o rentabilidad que podría obtener en la mejor inversión

alternativa:  $U_i^R = (1+r_i)F(\theta_i)$ , con  $i = H, L$ . La diferencia entre las utilidades de reserva de ambos tipos de agricultores la denominaremos  $\Delta U^R$ , con  $\Delta U^R = U_L^R - U_H^R = (1+r_L)F(\theta_L) - (1+r_H)F(\theta_H)$ .<sup>235</sup>

### 3.3.2. El ahorro de agua con información simétrica

Si la administración dispone a priori de la información necesaria para discernir cuáles son las características de cada agricultor, el problema que se le plantea consistirá en diseñar un contrato  $(t_H, s_H)$  para el tipo  $\theta_H$  y un contrato  $(t_L, s_L)$  para el tipo  $\theta_L$  que solucione el siguiente programa de maximización, donde  $i = H, L$ :

$$\text{Max}_{(t_i, s_i)} [V(s_i) - (1+\lambda)t_i + \beta U_i], \text{ sujeto a } t_i - g(s_i, \theta_i) \geq U_i^R.$$

Sea  $\gamma_i$  el multiplicador de la restricción y sabiendo que  $U_i = t_i - g(s_i, \theta_i)$ , el lagrangiano del programa con información simétrica será:

$$L = V(s_i) - (1+\lambda)g(s_i, \theta_i) - (1+\lambda - \beta)U_i + \gamma_i(U_i - U_i^R).$$

La solución de este programa debe satisfacer las siguientes condiciones de primer orden:

$$\frac{\partial L}{\partial U_i} = -(1+\lambda - \beta) + \gamma = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_i} = V'(s_i) - (1+\lambda)g_s(s_i, \theta_i) = 0. \quad (2)$$

La condición (2) nos indica que el nivel de ahorro ( $s_i^*$ ) vendrá determinado por  $V'(s_i^*) = (1+\lambda)g_s(s_i^*, \theta_i)$ , con  $i = H, L$ . Un resultado que nos permite deducir que el ahorro de agua que realiza el agricultor ineficiente es superior al del eficiente ( $s_L^* > s_H^*$ ).<sup>236</sup>

<sup>235</sup>  $\Delta U^R$  puede tomar tanto valores positivos como negativos, ya que aunque suponemos que  $F(\theta_L) > F(\theta_H)$ , también puede suceder que  $r_H > r_L$  y compense esa diferencia.

<sup>236</sup> Si el valor marginal del ahorro de agua es decreciente ( $V''(s_i) < 0$ ), el coste marginal es creciente ( $g_{ss} > 0$ ) y mayor para el agricultor  $H$  ( $g_{s\theta} > 0$ ), entonces debe suceder que  $s_L^* > s_H^*$ .

Además, por la condición (1) sabemos que la restricción de participación está saturada ( $\gamma_i = 1 + \lambda - \beta > 0$ ), razón por la cual cada agricultor alcanza exactamente su utilidad de reserva:  $U_i^* = U_i^R = (1 + r_i)F(\theta_i)$ , con  $i = H, L$ . No obstante, no podemos deducir a priori qué tipo de agricultor obtendrá una mayor utilidad, ya que como hemos comentado anteriormente, aunque sabemos que  $F(\theta_L) > F(\theta_H)$ , desconocemos a priori si  $r_H$  es mayor o menor que  $r_L$ . Del mismo modo, tampoco sabemos qué tipo de agricultor recibirá una mayor transferencia, ya que desconocemos tanto el nivel de su utilidad de reserva como el de costes variables de cada agricultor.<sup>237</sup>

Cuadro 6. Resultados cuando existe información simétrica

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Producción	$V'(s_L^*) = (1 + \lambda)g_S(s_L^*, \theta_L)$ $s_L^*$	$V'(s_H^*) = (1 + \lambda)g_S(s_H^*, \theta_H)$ $s_H^*$
Utilidad	$U_L^* = U_L^R = (1 + r_L)F(\theta_L)$	$U_H^* = U_H^R = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	-----	-----
Transferencia	$t_L^* = g(s_L^*, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L)$	$t_H^* = g(s_H^*, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

### 3.3.3. El ahorro de agua con información asimétrica

Si en la relación de agencia que se establece entre la institución hidrográfica y los agricultores existe información asimétrica, donde la información sobre el parámetro  $\theta$  es conocida ex-ante únicamente por el propio agricultor, el contrato que ofrecerá la administración se verá modificado. En esta nueva situación, el problema de maximización de la institución hidrográfica consiste en diseñar el contrato  $(t_H, s_H)$  para el tipo  $\theta_H$  y el contrato  $(t_L, s_L)$  para el tipo  $\theta_L$  que solucione el siguiente

<sup>237</sup> Aunque el agricultor  $H$  presente unos costes marginales superiores en el ahorro de agua, el hecho que ahorre una menor cantidad ( $s_L^* > s_H^*$ ) hace que no podamos establecer una comparación entre los costes variables.

programa:

$$\underset{\substack{(t_H, s_H) \\ (t_L, s_L)}}}{Max} \quad \alpha[V(s_H) - (1 + \lambda)t_H + \beta U_H] + (1 - \alpha)[V(s_L) - (1 + \lambda)t_L + \beta U_L],$$

sujeito a las siguientes restricciones:

- [RCI<sub>L</sub>] Restricción de compatibilidad de incentivos del agricultor ineficiente ( $\theta_L$ ):  
 $t_L - g(s_L, \theta_L) \geq t_H - g(s_H, \theta_L)$ . Dado que  $U_i = t_i - g(s_i, \theta_i)$ , con  $i = H, L$ , RCI<sub>L</sub> puede describirse como  $U_L \geq t_H - g(s_H, \theta_L) \pm g(s_H, \theta_H)$ , de donde obtenemos que  $U_L \geq U_H + \Phi(s_H)$ , con  $\Phi(s_H) = g(s_H, \theta_H) - g(s_H, \theta_L) > 0$  siempre que  $s_H > 0$ .
- [RCI<sub>H</sub>] Restricción de compatibilidad de incentivos del agricultor eficiente ( $\theta_H$ ):  
 $t_H - g(s_H, \theta_H) \geq t_L - g(s_L, \theta_H)$ . Dado que  $U_i = t_i - g(s_i, \theta_i)$ , con  $i = H, L$ , RCI<sub>H</sub> puede describirse como  $U_H \geq t_L - g(s_L, \theta_H) \pm g(s_L, \theta_L)$ , de donde obtenemos que  $U_H \geq U_L - \Phi(s_L)$ , con  $\Phi(s_L) = g(s_L, \theta_H) - g(s_L, \theta_L) > 0$  siempre que  $s_L > 0$ .
- [RP<sub>L</sub>] Restricción de participación del agricultor ineficiente ( $\theta_L$ ):  
 $t_L - g(s_L, \theta_L) \geq (1 + r_L)F(\theta_L)$ . Una expresión que se puede describir como  $U_L \geq (1 + r_L)F(\theta_L) \pm (1 + r_H)F(\theta_H)$ , es decir,  $U_L \geq U_H^R + \Delta U^R$  con  $\Delta U^R = U_L^R - U_H^R$ .
- [RP<sub>H</sub>] Restricción de participación del agricultor eficiente ( $\theta_H$ ):  
 $t_H - g(s_H, \theta_H) \geq (1 + r_H)F(\theta_H)$ , es decir,  $U_H \geq U_H^R$ .

Si denotamos  $\phi_H$  al multiplicador de RCI<sub>H</sub>,  $\phi_L$  al de RCI<sub>L</sub>,  $\gamma_H$  al de RP<sub>H</sub> y  $\gamma_L$  al de RP<sub>L</sub>, sabiendo que  $t_i = U_i + g(s_i, \theta_i)$ , el lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica en una situación con información asimétrica será:

$$L = \alpha[V(s_H) - (1 + \lambda)g(s_H, \theta_H) - (1 + \lambda - \beta)U_H] + (1 - \alpha)[V(s_L) - (1 + \lambda)g(s_L, \theta_L) - (1 + \lambda - \beta)U_L] + \phi_L[U_L - U_H - \Phi(s_H)] + \phi_H[U_H - U_L + \Phi(s_L)] + \gamma_L[U_L - U_H^R - \Delta U^R] + \gamma_H[U_H - U_H^R]. \quad (3)$$

La solución de este programa debe satisfacer las siguientes condiciones de primer orden:

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1 + \lambda - \beta) - \phi_L + \phi_H + \gamma_H = 0, \quad (4)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) + \phi_L - \phi_H + \gamma_L = 0, \quad (5)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) - \phi_L \Phi'(s_H) = 0, \quad (6)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1 - \alpha)V'(s_L) - (1 - \alpha)(1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0. \quad (7)$$

Un primer resultado que obtenemos es que el ahorro de agua del agricultor  $L$  nunca será inferior al efectuado por el agricultor  $H$ , ya que si por  $RCI_L$  sabemos que  $U_L \geq U_H + \Phi(s_H)$  y por  $RCI_H$  que  $U_H \geq U_L - \Phi(s_L)$ , entonces podemos concluir que  $\Phi(s_L) \geq U_L - U_H \geq \Phi(s_H)$ . Dado que  $\Phi'(s) > 0$ , deducimos que  $s_L \geq s_H$ .

El problema de agencia que analizamos plantea una cuestión adicional sobre el comportamiento de los agricultores, en torno a quién y cuándo tendrá incentivos a revelar su verdadero tipo o a engañar. Unos resultados que variarán en función de las hipótesis que efectuemos sobre qué agricultor tiene una mayor utilidad de reserva y cuál es la magnitud de esta diferencia, así como su relación con los costes asociados a cada nivel de ahorro.<sup>238</sup> En base a estos criterios, en las siguientes subsecciones analizaremos siete posibles escenarios.

### 3.3.3.1. Caso 1: $U_L^R - U_H^R = 0$

Iniciamos este análisis suponiendo que la utilidad de reserva de ambos tipos de agricultores es idéntica, es decir,  $U^R = U_H^R = U_L^R$  o, de manera equivalente,  $\Delta U^R = 0$ .

Los resultados que obtengamos en este escenario nos servirán como *benchmark* para analizar los casos posteriores.

Dado que  $RP_L$  está implicada por  $RCI_L$  y  $RP_H$ ,<sup>239</sup> el problema que se le plantea a la institución hidrográfica es el siguiente:

$$L = \alpha[V(s_H) - (1 + \lambda)g(s_H, \theta_H) - (1 + \lambda - \beta)U_H] + (1 - \alpha)[V(s_L) - (1 + \lambda)g(s_L, \theta_L) - (1 + \lambda - \beta)U_L] + \phi_L[U_L - U_H - \Phi(s_H)] + \phi_H[U_H - U_L + \Phi(s_L)] + \gamma_H[U_H - U_H^R]. \quad (8)$$

La solución de este programa debe satisfacer las siguientes condiciones de primer orden:

<sup>238</sup> Vid. Lewis y Sappington (1989), Maggi y Rodríguez-Clare (1995), Laffont (1999) y Julien (2000).

<sup>239</sup> Si sabemos por  $RCI_L$  que  $U_L \geq U_H + \Phi(s_H)$  y por  $RP_H$  que  $U_H \geq U^R$ , entonces también se cumplirá que  $U_L \geq U^R + \Phi(s_H)$ . Utilizando la hipótesis  $U_L \geq U_H + \Phi(s_H)$ , deducimos que  $\Phi(s_H) > 0$ , por lo que  $U_L \geq U^R$ .

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1 + \lambda - \beta) + \phi_H - \phi_L + \gamma_H = 0, \quad (9)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) + \phi_L - \phi_H = 0, \quad (10)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) - \phi_L \Phi'(s_H) = 0, \quad (11)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1 - \alpha)V'(s_L) - (1 - \alpha)(1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0. \quad (12)$$

A partir de estas condiciones, en el Anexo I se demuestra que tanto  $RCI_L$  como  $RP_H$  estarán saturadas ( $\phi_L > 0$  y  $\gamma_H > 0$ ), mientras que  $RCI_H$  no lo estará. Teniendo en cuenta que  $\phi_H = 0$ , las ecuaciones (10) a (12) implican que:

$$V'(s_L^1) = (1 + \lambda)g_s(s_L^1, \theta_L), \text{ y}$$

$$V'(s_H^1) = (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_H) + \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^1).$$

La comparación de estas dos expresiones permite concluir que el agricultor  $L$  realiza un mayor ahorro de agua ( $s_L^1 > s_H^1$ ).

Si comparamos los niveles de ahorro que se alcanzan en esta situación con los que se obtenían con información simétrica, vemos que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $L$  sigue siendo el mismo ( $s_L^1 = s_L^*$ ). En cambio, el ahorro del agricultor  $H$  dependerá del valor que adopte el parámetro  $\beta$ , aunque siempre será inferior al que alcanzaba con información simétrica:  $s_H^* > s_H^1 \quad \forall \beta$ . Además, sabiendo que

$$V'(s_H^1) - (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_H) - \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^1) = 0, \text{ por el teorema de la función}$$

implícita obtenemos que  $\frac{\partial s_H^1}{\partial \beta} > 0$ , es decir, para  $\beta(agr) = 1$ ,  $0 < \beta(ben) < 1$ , y  $\beta(eco) = 0$

deducimos que  $s_H^1(agr) > s_H^1(ben) > s_H^1(eco)$ .

Además, dado que  $RP_H$  está saturada ( $\gamma_H > 0$ ), el agricultor  $H$  recibe su utilidad de reserva; mientras que la saturación de  $RCI_L$  ( $\phi_L > 0$ ) nos indica que el agricultor  $L$  obtiene  $U_L > U^R$ , ya que  $\Phi(s_H^1) > 0$ . Es decir, dados los menores costes variables que tiene el agricultor  $L$ , la administración debe concederle unas rentas de información para conseguir que revele su verdadero tipo.

Por tanto, observamos que cuando la institución hidrográfica trata de maximizar su utilidad en una situación con información asimétrica, donde  $\Delta U^R = 0$ , la estrategia que sigue al diseñar los contratos es fijar un menor nivel de ahorro de agua para el agricultor  $H$ , ya que así consigue reducir el volumen de rentas de información que debe pagar al agricultor  $L$  para que revele su verdadero tipo.

Cuadro 7. Resultados con información asimétrica cuando  $\Delta U^R = 0$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro de agua	$V'(s_L^1) = (1 + \lambda)g_S(s_L^1, \theta_L)$ $s_L^* = s_L^1$	$V'(s_H^1) = (1 + \lambda)g_S(s_H^1, \theta_H) + \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^1)$ $s_H^* > s_H^1$
Utilidad	$U_L^1 = (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^1)$	$U_H^1 = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	$\Phi(s_H^1)$	-----
Transferencia	$t_L^1 = g(s_L^1, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^1)$	$t_H^1 = g(s_H^1, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

### 3.3.3.2. Caso 2: $U_L^R - U_H^R < 0$

Cuando nos encontramos en una situación donde la utilidad de reserva del agricultor  $H$  es superior a la del agricultor  $L$ , la única variación que se produce respecto al caso 1 es que ahora  $RP_L$  se expresa como  $U_L \geq U^R + \Delta U^R = U_L^R$ , con  $\Delta U^R < 0$ .

En el caso 1 establecimos cuál era la distorsión óptima en el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  para evitar que el agricultor  $L$  engañase sobre su tipo. Dado que las RCI de ambos agricultores no han variado, la distorsión que maximizará la utilidad de la institución hidrográfica en esta nueva situación será la misma que antaño. La única diferencia es que en este caso 2 la administración deberá incrementar las rentas de información que debe pagar al agricultor  $L$  para que revele su verdadero tipo, ya que engañando no sólo obtiene una ventaja en costes sino que ahora también percibiría una mayor utilidad de reserva. Por tanto, la solución del caso 1 sigue siendo válida si  $\Delta U^R < 0$ , ya que la utilidad que alcanzaba

entonces el agricultor  $L$  es mayor que su utilidad de reserva en este caso 2 ( $U_L^1 = U^R > U_L^2 = U_L^R$ ).<sup>240</sup>

Por tanto, tal como demostramos para el caso 1, el nivel de ahorro de agua del agricultor  $L$  sigue siendo el que alcanzaba con información simétrica ( $s_L^2 = s_L^*$ ), pero el del agricultor  $H$  es inferior ( $s_H^2 < s_H^*$ ) y depende del valor del parámetro  $\beta$ :  $s_H^2(agr) > s_H^2(ben) > s_H^2(eco)$ . La única diferencia respecto a la solución del caso 1 es que el agricultor  $L$  obtiene en este caso 2 unas rentas de información de mayor cuantía.<sup>241</sup>

Cuadro 8. Resultados con información asimétrica cuando  $\Delta U^R < 0$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro de agua	$V'(s_L^2) = (1 + \lambda)g_s(s_L^2, \theta_L)$ $s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^2) = (1 + \lambda)g_s(s_H^2, \theta_H) + \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^2)$ $s_H^* > s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^2 = (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^2) - \Delta U^R$	$U_H^2 = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	$\Phi(s_H^2) - \Delta U^R$	-----
Transferencia	$t_L^2 = g(s_L^2, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^2) - \Delta U^R$	$t_H^2 = g(s_H^2, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

<sup>240</sup> En el caso 1, cuando suponíamos que  $\Delta U^R = 0$ , por RCI<sub>L</sub> sabíamos que  $U_L^1 \geq U_H^1 + \Phi(s_H^1)$ . Una expresión que puede describirse como  $U_L^1 \geq U_H^1 + \Phi(s_H^1) \pm U^R \pm U_L^R$ , de donde deducimos que  $U_L^1 \geq U_H^1 - U^R + \Phi(s_H^1) + U^R - U_L^R + U_L^R$ . Dado que  $U_H^1 \geq U^R$ ,  $\Phi(s_H^1) > 0$  y  $U^R \geq U_L^R$  podemos concluir que  $U_L^1 \geq U_L^R$ .

<sup>241</sup> Si RCI<sub>L</sub> está saturada significa que  $U_L^2 = U_H^2 + \Phi(s_H^2)$ , que puede describirse  $U_L^2 = (1 + r_H)F(\theta_H) + \Phi(s_H^2) \pm (1 + r_L)F(\theta_L)$  o, de manera equivalente,  $U_L^2 = (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^2) - \Delta U^R$ . Si suponemos que  $\Phi(s_H^2) > 0$  y  $\Delta U^R < 0$ , concluimos que  $U_L^2 > U_L^R$ . Por tanto, el agricultor  $L$  obtiene en el caso 2 unas rentas de información superiores a las que obtenía en el caso 1, ya que si  $s_L^1 = s_L^2$  y  $\Delta U^R < 0$ , entonces  $\Phi(s_H^2) - \Delta U^R > \Phi(s_H^1)$ .

### 3.3.3.3. Caso 3: $\Phi(s_H^1) > U_L^R - U_H^R > 0$

Cuando nos encontramos en una situación donde las diferencias de costes variables asociadas a  $s_H^1$  son superiores a las que existen entre las utilidades de reserva de ambos agricultores, el programa de maximización de la institución hidrográfica será similar al del caso 1. Así, en este caso 3 el agricultor  $L$  sigue teniendo incentivos a no revelar su verdadero tipo: si intentase hacerse pasar por un agricultor del tipo  $H$ , la menor utilidad de reserva que percibiría se vería compensada por sus menores costes variables asociados a  $s_H$ . Para paliar esta situación, la administración le concederá ciertas rentas de información y distorsionará el ahorro de agua del agricultor  $H$ .

En este caso 3, como  $U_L^R > U_H^R$ , el conjunto factible determinado a partir de las restricciones está incluido en el correspondiente al caso 1. Además, la condición  $\Phi(s_H^1) > U_L^R - U_H^R$  implica que la solución del problema de maximización del caso 1 pertenece al conjunto factible del caso 3. Por tanto, podemos concluir que la solución del problema de maximización del caso 1 es también la del caso 3.

Cuadro 9. Resultados con información asimétrica cuando  $\Phi(s_H^1) > \Delta U^R > 0$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro de agua	$V'(s_L^3) = (1 + \lambda)g_s(s_L^3, \theta_L)$ $s_L^3 = s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^3) = (1 + \lambda)g_s(s_H^3, \theta_H) + \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^3)$ $s_H^* > s_H^3 = s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^3 = (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_L^3) - \Delta U^R$	$U_H^3 = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	$\Phi(s_L^3) - \Delta U^R$	-----
Transferencia	$t_L^3 = g(s_L^3, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_L^3) - \Delta U^R$	$t_H^3 = g(s_H^3, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

Como en los casos 1 y 2, el agricultor  $H$  sigue percibiendo únicamente su utilidad de reserva, pero el agricultor  $L$  obtiene unas rentas de información.<sup>242</sup> La diferencia es que en este caso 3, dado que el agricultor  $L$  percibiría una menor utilidad si intentase hacerse pasar por un agricultor  $H$ , sus incentivos a engañar disminuyen y, en consecuencia, las rentas de información que debe pagarle la institución hidrográfica para que revele su verdadero tipo son menores que en el caso 1 y 2.<sup>243</sup>

### 3.3.3.4. Caso 4: $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$

En esta situación, donde la diferencia entre la utilidad de reserva del agricultor  $H$  y del agricultor  $L$  es de mayor cuantía que la que existe entre sus costes variables asociados a  $s_H^1$ , otorgar unas rentas de información al agricultor  $L$  con el objetivo de que revele su verdadero tipo no es suficiente para que acepte el contrato. Por tanto, a diferencia de lo que sucedía en los casos anteriores, en este caso 4  $RP_L$  será una restricción relevante que no estará implicada por las demás.

El lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica está descrito en la ecuación (3). En el Anexo II se demuestra que en este caso las restricciones que están saturadas son  $RCI_L$ ,  $RP_L$  y  $RP_H$  ( $\gamma_H > 0$ ,  $\gamma_L > 0$  y  $\phi_L > 0$ , respectivamente). Sabiendo que  $\phi_H = 0$ , las condiciones de primer orden del programa dadas en las ecuaciones (4) a (7) pueden describirse como:

<sup>242</sup> Si  $\phi_L > 0$ ,  $RCI_L$  se expresa como  $U_L^3 = U_H + \Phi(s_H^3)$  o, de manera equivalente, como  $U_L^3 = (1+r_H)F(\theta_H) + \Phi(s_H^3) \pm (1+r_L)F(\theta_L) = (1+r_L)F(\theta_L) + \Phi(s_H^3) - \Delta U^R$ . Dado que  $s_H^3 = s_H^1$  y  $\Phi(s_H^1) > \Delta U^R$ , entonces concluimos que  $U_L^3 > U_L^R$ .

<sup>243</sup> En el caso 2, donde suponíamos que  $U_H^R > U_L^R$ , para conseguir que el agricultor  $L$  revelara su verdadero tipo era necesario concederle unas rentas de información que le compensaran tanto sus menores costes variables en  $s_H$  como la mayor utilidad de reserva que obtendría si engañase sobre su tipo. En el caso 1, donde  $\Delta U^R = 0$ , para conseguir que el agricultor  $L$  revele su verdadero tipo era suficiente con concederle unas rentas de información del agricultor  $L$  equivalentes a su ventaja comparativa en costes variables por ahorrar  $s_H$ . En cambio, en el caso 3, donde suponemos que  $U_L^R > U_H^R$ , el agricultor  $L$  tendrá menores incentivos a engañar sobre su tipo, ya que aunque mantiene una ventaja en costes por ahorrar  $s_H$ , hacerse pasar por el agricultor  $H$  implicaría renunciar a una mayor utilidad de reserva. Por todo ello, y dado que en este caso 3 suponemos que  $\Phi(s_H) > \Delta U^R$ , la institución hidrográfica deberá seguir concediendo unas rentas de información al agricultor para que  $L$  revele su verdadero tipo, pero de menor cuantía que en los casos 1 y 2.

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1+\lambda-\beta) - \phi_L + \gamma_H = 0, \quad (13)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1-\alpha)(1+\lambda-\beta) + \phi_L + \gamma_L = 0, \quad (14)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1+\lambda)g_s(s_H, \theta_H) - \phi_L \Phi'(s_H) = 0, \quad (15)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1-\alpha)V'(s_L) - (1-\alpha)(1+\lambda)g_s(s_L, \theta_L) = 0. \quad (16)$$

La condición (16) nos permite deducir que el ahorro de agua del agricultor  $L$  viene determinado por  $V'(s_L^4) = (1+\lambda)g_s(s_L^4, \theta_L)$ , el mismo nivel que obtendría en una situación con información simétrica ( $s_L^4 = s_L^*$ ). Como  $RCI_L$ ,  $RP_L$  y  $RP_H$  están saturadas, la combinación de estas tres igualdades nos indica que  $s_H^4$  es tal que  $U_L^R - U_H^R = \Phi(s_H^4)$ . Por tanto, el parámetro  $\beta$  no incide en el nivel de ahorro que se le exige a ninguno de los agricultores.

A partir de la condición (15), sabiendo por (14) que  $\phi_L = (1-\alpha)(1+\lambda-\beta) - \gamma_L$ , deducimos que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  vendrá determinado por  $V'(s_H^4) = (1+\lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) + \left[ \frac{(1-\alpha)}{\alpha}(1+\lambda-\beta) - \frac{\gamma_L}{\alpha} \right] \Phi'(s_H^4)$ . Comparando esta condición de equilibrio del agricultor  $H$  con la del caso 1 y la de información simétrica, en el Anexo II deducimos que  $s_H^* > s_H^4 > s_H^1$ .

Comparando el ahorro de agua que realizan ambos tipos de agricultores, comprobamos que el agricultor que inicialmente es más ineficiente realiza un mayor ahorro de agua ( $s_L^4 > s_H^4$ ).<sup>244</sup>

Finalmente, dado que las restricciones de participación de ambos tipos de agricultores están saturadas, cada uno de ellos obtendrá únicamente su utilidad de

<sup>244</sup> Por (15) sabemos que  $V'(s_H^4) - (1+\lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) = \frac{\phi_L}{\alpha} \Phi'(s_H^4)$  y por (16) que  $V'(s_L^4) - (1+\lambda)g_s(s_L^4, \theta_L) = 0$ . Dado que las probabilidad  $\alpha$  es positiva, que  $\phi_L > 0$  y que  $\Phi'(s) > 0$ , comparando ambas ecuaciones concluimos que  $V'(s_H^4) - (1+\lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) > V'(s_L^4) - (1+\lambda)g_s(s_L^4, \theta_L)$ . Combinando esta desigualdad y la propiedad  $g_{s\theta} > 0$ , se obtiene  $V'(s_H^4) - (1+\lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) > V'(s_L^4) - (1+\lambda)g_s(s_L^4, \theta_H)$ , lo que implica que  $s_L^4 > s_H^4$ , ya que  $V(s_L) - (1+\lambda)g(s, \theta_H)$  es cóncava en  $s$ .

reserva. Es decir, a diferencia de lo que sucedía en los casos 1, 2 y 3, el agricultor  $L$  ya no obtiene ninguna renta de información, ya que ahora es suficiente con garantizarle su utilidad de reserva para que revele su verdadero tipo.

Cuadro 10. Resultados con información asimétrica cuando  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro De agua	$V'(s_L^4) = (1 + \lambda)g_s(s_L^4, \theta_L)$ $s_L^4 = s_L^3 = s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^4) = (1 + \lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) + \left[ \frac{(1 - \alpha)}{\alpha} (1 + \lambda - \beta) - \frac{\gamma_L}{\alpha} \right] \Phi'(s_H^4)$ $s_H^* > s_H^4 > s_H^3 = s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^4 = (1 + r_L)F(\theta_L)$	$U_H^4 = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	-----	-----
Transferencia	$t_L^4 = g(s_L^4, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L)$	$t_H^4 = g(s_H^4, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

### 3.3.3.5. Caso 5: $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$

En una situación en la que  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ , la institución hidrográfica puede ofrecer de nuevo el menú de contratos de información simétrica ya que cualquier agricultor tendrá incentivos a revelar su verdadero tipo. Es decir, al agricultor  $H$  no le compensa la mayor utilidad de reserva que percibiría si engañase ( $U_L$ ) porque los costes asociados a  $s_L$  son mucho mayores. El agricultor  $L$ , a pesar de tener unos menores costes en  $s_H$ , se vería perjudicado si engañara sobre su tipo por la menor utilidad de reserva asociada ( $U_H$ ). Por tanto, ésta es una situación donde la administración no tiene motivos para distorsionar  $s_H$  o  $s_L$ , ya que garantizar la utilidad de reserva es una condición suficiente para que acepten el contrato y revelen su verdadero tipo.

El lagrangiano del programa que debe afrontar la institución hidrográfica en esta situación viene dado en la ecuación (3). En el Anexo III se muestra que la solución del programa nos lleva a deducir que las únicas restricciones que están saturadas son  $RP_L$  y  $RP_H$  ( $\gamma_L > 0$  y  $\gamma_H > 0$ ), mientras que  $RCI_L$  y  $RCI_H$  se cumplen con desigualdad ( $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ ). Sabiendo que  $\phi_L = \phi_H = 0$ , las condiciones de primer orden del programa se pueden escribir como:

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1 + \lambda - \beta) + \gamma_H = 0, \quad (17)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) + \gamma_L = 0, \quad (18)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) = 0, \quad (19)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1 - \alpha)V'(s_L) - (1 - \alpha)(1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) = 0. \quad (20)$$

A partir de las condiciones (19) y (20) deducimos que los niveles de producción asociados a cada tipo de agricultor son  $V'(s_L) = (1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L)$  y  $V'(s_H) = (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H)$ . Es decir, el ahorro de agua de cada tipo de agricultor se corresponde con el nivel que obtenían en una situación con información simétrica:  $s_H^5 = s_H^*$  y  $s_L^5 = s_L^*$ .

Por tanto, como ya demostramos en el apartado 3.2., el ahorro de agua que realiza el agricultor ineficiente es superior al del agricultor eficiente ( $s_L^5 > s_H^5$ ), sin que el parámetro  $\beta$  condicione el nivel de ahorro de agua de ninguno de ellos.

Además, dado que las restricciones de participación están saturadas, la utilidad que obtiene cada agricultor es equivalente a su utilidad de reserva, sin obtener ninguno de ellos unas rentas de información:  $U_i^5 = U_i^R = (1+r_i)F(\theta_i)$ , con  $i = H, L$ .

Cuadro 11. Resultados con información asimétrica cuando  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro de agua	$V'(s_L^5) = (1+\lambda)g_s(s_L^5, \theta_L)$ $s_L^5 = s_L^4 = s_L^3 = s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^5) = (1+\lambda)g_s(s_H^5, \theta_H)$ $s_H^5 = s_H^* > s_H^4 > s_H^3 = s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^5 = (1+r_L)F(\theta_L)$	$U_H^5 = (1+r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	-----	-----
Transferencia	$t_L^5 = g(s_L^5, \theta_L) + (1+r_L)F(\theta_L)$	$t_H^5 = g(s_H^5, \theta_H) + (1+r_H)F(\theta_H)$

### 3.3.3.6. Caso 6: $\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$

En las situaciones donde  $\Delta U^R > \Phi(s_L^*)$ , es el agricultor  $H$  quien tiene incentivos para no revelar sus verdaderas características, ya que si engañase y declarase que su tipo es  $\theta_L$ , le garantizarían una utilidad superior a  $U_H^R$  que compensaría sus mayores costes asociados a  $s_L^*$ .

Definamos  $s_L^{CI}$  como aquel nivel de ahorro de agua que viene determinado por  $v'(s_L^{CI}) = (1+\lambda)g_s(s_L^{CI}, \theta_L) - \frac{\alpha}{(1-\alpha)}(1+\lambda-\beta)\Phi'(s_L^{CI})$  y supongamos que estamos en un contexto en el que  $\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ . El lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica es equivalente al definido por la ecuación (3). En el Anexo IV se muestra que la solución de dicho programa nos lleva a deducir que  $RCI_{H^*}$ ,  $RP_L$  y  $RP_H$  están saturadas ( $\phi_H > 0$ ,  $\gamma_L > 0$  y  $\gamma_H > 0$ ),

mientras que  $RCI_L$  se cumple con desigualdad ( $\phi_L = 0$ ). Sabiendo que  $\phi_L = 0$ , las condiciones de primer orden del programa se pueden reescribir como:

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1 + \lambda - \beta) + \phi_H + \gamma_H = 0 \quad (21)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) - \phi_H + \gamma_L = 0, \quad (22)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) = 0, \quad (23)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1 - \alpha)V'(s_L) - (1 - \alpha)(1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0. \quad (24)$$

La condición (23) nos permite deducir que el nivel de ahorro del agricultor  $H$  viene determinado por  $V'(s_H^6) = (1 + \lambda)g_s(s_H^6, \theta_H)$ , el mismo nivel de ahorro que obtenía en la situación con información simétrica ( $s_H^6 = s_H^*$ ). Como  $RCI_H$ ,  $RP_L$  y  $RP_H$  están saturadas, la combinación de estas tres igualdades nos indica que  $s_L^6$  es tal que  $U_L^R - U_H^R = \Phi(s_L^6)$ . Por tanto, el parámetro  $\beta$  no incide en el nivel de ahorro que se le exige a ninguno de los agricultores.

A partir de la condición (24), sabiendo por (21) que  $\phi_H = \alpha(1 + \lambda - \beta) - \gamma_H$ , deducimos que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $L$  vendrá determinado por  $V'(s_L) = (1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) - \left[ \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta) - \frac{\gamma_H}{(1 - \alpha)} \right] \Phi'(s_L)$ . La comparación de las condiciones de equilibrio del agricultor  $L$  en el caso de información simétrica y en este caso 6 nos permiten concluir que  $s_L^6 > s_L^*$ .<sup>245</sup>

Comparando el ahorro de agua que realizan ambos tipos de agricultores, comprobamos que el agricultor que inicialmente es más ineficiente realiza un mayor ahorro de agua ( $s_L^6 > s_H^6$ ).<sup>246</sup>

<sup>245</sup> Comparemos las condiciones de equilibrio del agricultor  $L$  en dos situaciones: cuando existe información simétrica y cuando  $\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$  (caso 6). Observamos que  $0 > -\phi_H \Phi'(s_L)$ ; por tanto, sabiendo que  $\phi_H > 0$ ,  $\Phi'(s_L) > 0$  y  $V(s) - (1 + \lambda)g(s, \theta)$  es cóncavo en  $s$ , podemos concluir que  $s_L^6 > s_L^*$ .

<sup>246</sup> Sabemos que  $s_L^6 > s_L^* > s_H^* = s_H^6$ .

Finalmente, dado que las restricciones de participación de ambos tipos de agricultores están saturadas, cada uno de ellos obtendrá únicamente su utilidad de reserva. Es decir, pese a que inicialmente el agricultor  $H$  pueda tener incentivos a no revelar su verdadero tipo en una situación en la que  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ , el hecho de que supongamos que  $g_{s\theta} > 0$  hace que, si la administración distorsiona al alza el ahorro establecido en el contrato del agricultor  $L$  hasta que  $\Delta U^R = \Phi(s_L^6)$ , los incentivos a engañar desaparezcan.

Cuadro 12. Resultados con información asimétrica cuando  $\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro de agua	$v'(s_L^6) = (1 + \lambda)g_s(s_L^6, \theta_L) - \left[ \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta) - \frac{\gamma_H}{(1 - \alpha)} \right] \Phi'(s_L^6)$ $s_L^6 > s_L^5 = s_L^4 = s_L^3 = s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^6) = (1 + \lambda)g_s(s_H^6, \theta_H)$ $s_H^6 = s_H^5 = s_H^* > s_H^4 > s_H^3 = s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^6 = (1 + r_L)F(\theta_L)$	$U_H^6 = (1 + r_H)F(\theta_H)$
Rentas de información	-----	-----
Transferencia	$t_L^6 = g(s_L^6, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L)$	$t_H^6 = g(s_H^6, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H)$

### 3.3.3.7. Caso 7: $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$

Cuando  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$ , la administración deberá diseñar un menú de contratos que garantice su utilidad de reserva al agricultor  $L$ , pero que al mismo tiempo no genere incentivos al agricultor  $H$  a engañar. El lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica está expresado en la ecuación (3). Al resolverlo en el Anexo V encontramos que  $RCI_H$  y  $RP_L$  estarán saturadas ( $\phi_H > 0$  y  $\gamma_L > 0$ ), mientras  $RCI_L$  y  $RP_H$  se cumplirán con desigualdad ( $\phi_L = 0$  y  $\gamma_H = 0$ ). Conociendo estos valores, las condiciones de primer orden del programa se pueden describir como:

$$\frac{\partial L}{\partial U_H} = -\alpha(1 + \lambda - \beta) + \phi_H = 0, \quad (25)$$

$$\frac{\partial L}{\partial U_L} = -(1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) - \phi_H + \gamma_L = 0, \quad (26)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_H} = \alpha V'(s_H) - \alpha(1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) = 0, \quad (27)$$

$$\frac{\partial L}{\partial s_L} = (1 - \alpha)V'(s_L) - (1 - \alpha)(1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0. \quad (28)$$

La condición (27) nos permite deducir que el nivel de ahorro del agricultor  $H$  viene determinado por  $V'(s_H^7) = (1 + \lambda)g_s(s_H^7, \theta_H)$ , el mismo nivel de ahorro que obtenía en una situación con información simétrica ( $s_H^7 = s_H^*$ ).

Por otra parte, a partir de la condición (28) y sabiendo que  $\phi_H = \alpha(1 + \lambda - \beta)$ , deducimos que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $L$  vendrá determinado por  $V'(s_L^7) = (1 + \lambda)g_s(s_L^7, \theta_L) - \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_L^7)$ , de modo que  $s_L^7 = s_L^{CI} > s_L^*$ .<sup>247</sup> Además, el nivel de ahorro de agua del agricultor  $L$  vuelve a depender del valor que adopte el parámetro  $\beta$ , con  $s_L^7(eco) > s_L^7(ben) > s_L^7(agr)$ .<sup>248</sup>

Comparando el ahorro de agua que realizan ambos tipos de agricultores, comprobamos que el agricultor que inicialmente es más ineficiente realiza un mayor ahorro de agua ( $s_L^7 > s_H^7$ ).<sup>249</sup>

<sup>247</sup> Comparemos las condiciones de equilibrio del agricultor  $H$  en dos situaciones: cuando existe información simétrica y cuando  $U_L^k - U_H^k \geq \Phi(s_L^{CI})$  (caso 7). Observamos que  $0 > -\frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_L)$ ; por tanto, sabiendo que  $\Phi'(s_L) > 0$  y que  $V(s) - (1 + \lambda)g(s, \theta_L)$  es cóncavo en  $s$ , podemos concluir que  $s_L^7 > s_L^*$ .

<sup>248</sup> Sabiendo que  $V'(s_L^7) - (1 + \lambda)g_s(s_L^7, \theta_L) + \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_L^7) = 0$ , por el teorema de la función implícita obtenemos que  $\frac{\partial s_L^7}{\partial \beta} < 0$  siempre que  $\frac{g_{ss}}{g_s} > \frac{\Phi''(s)}{\Phi'(s)}$ . Es decir, dado que  $\beta(agr) = 1$ ,  $0 < \beta(ben) < 1$  y  $\beta(eco) = 0$ , deducimos que  $s_L^7(eco) > s_L^7(ben) > s_L^7(agr)$ .

<sup>249</sup> Sabemos que  $s_L^7 > s_L^* > s_H^* = s_H^7$ .

El agricultor  $L$  recibe únicamente su utilidad de reserva, mientras que el agricultor  $H$  obtiene además unas rentas de información equivalentes a  $\Delta U^R - \Phi(s_L)$ . Es decir, dado que la utilidad de reserva del agricultor  $L$  es mucho mayor que la del  $H$ , la administración utilizará dos instrumentos para conseguir que el agricultor  $H$  revele su verdadero tipo: distorsionar hasta  $V'(s_L^{CI}) = (1 + \lambda)g_s(s_L^{CI}, \theta_L) - \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_L^{CI})$  el nivel de ahorro de agua exigido por contrato al agricultor  $L$  y, al mismo tiempo, conceder unas rentas de información al agricultor  $H$ .

Cuadro 13. Resultados con información asimétrica cuando  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$

	Agricultor ineficiente ( $\theta_L$ )	Agricultor eficiente ( $\theta_H$ )
Ahorro De agua	$v'(s_L^7) = (1 + \lambda)g_s(s_L^7, \theta_L) - \frac{\alpha}{(1 - \alpha)}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_L^7)$ $s_L^7 = s_L^{CI} > s_L^6 > s_L^5 = s_L^4 = s_L^3 = s_L^2 = s_L^1 = s_L^*$	$V'(s_H^7) = (1 + \lambda)g_s(s_H^7, \theta_H)$ $s_H^7 = s_H^6 = s_H^5 = s_H^* > s_H^4 > s_H^3 = s_H^2 = s_H^1$
Utilidad	$U_L^7 = (1 + r_L)F(\theta_L)$	$U_H^7 = (1 + r_H)F(\theta_H) + \Delta U^R - \Phi(s_L^7)$
Rentas de información	-----	$\Delta U^R - \Phi(s_L^7)$
Transferencia	$t_L^7 = g(s_L^7, \theta_L) + (1 + r_L)F(\theta_L)$	$t_H^7 = g(s_H^7, \theta_H) + (1 + r_H)F(\theta_H) + \Delta U^R - \Phi(s_L^7)$

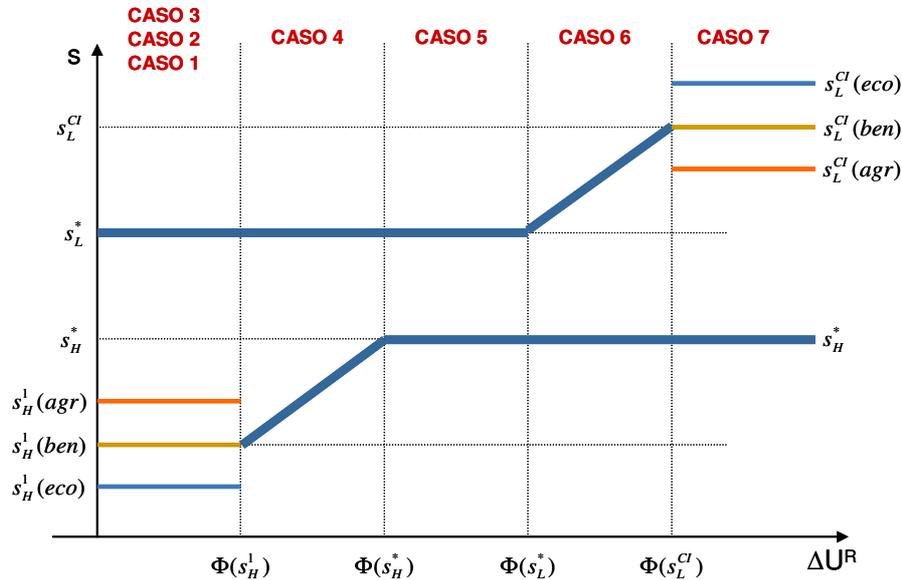
### 3.3.4. Resultados del modelo

La existencia de un problema de información asimétrica puede introducir ineficiencias importantes en el contrato que la institución hidrográfica ofrece al agricultor, ya que debe sopesar el coste marginal que supone la disminución de ahorro en un tipo de agricultor frente al beneficio marginal de incrementar el ahorro en el otro tipo de agricultor. El principal analizará este *trade-off* y diseñará el menú de contratos en función de cuál sea la relación entre la diferencia de utilidades de reserva ( $\Delta U^R$ ) y la de costes variables ( $\Phi(s)$ ).

En cualquier caso, la existencia de un problema de información asimétrica lleva a una ineficiencia asignativa (Laffont y Martimort, 2002). Esta ineficiencia, pero, no debe considerarse un fallo en el uso racional de los recursos, sino que debe entenderse que la eficiencia asignativa de los recursos es sólo una parte del

objetivo del principal<sup>250</sup>. Es decir, el problema de asignación es un problema de optimización restringido.

Gráfica 3. Resultados obtenidos en los casos planteados



Por tanto, podemos concluir que en aquellas situaciones con información asimétrica en que alguno de los agricultores tiene incentivos a no revelar su verdadero tipo, la administración dispone de diversos mecanismos para descubrir las verdaderas características de cada agricultor, ya sea por medio de la concesión de unas rentas de información y/o exigir un mayor o menor nivel de ahorro de agua a algún tipo de agricultor. En concreto, observamos que:

- Si  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R$ , la institución hidrográfica establecerá por contrato que el ahorro del agricultor  $H$  se sitúe por debajo del que se le requería con información simétrica ( $s_H^*$ ). Esta distorsión se convierte en una condición necesaria para maximizar su utilidad, al tiempo que consigue que el agricultor  $L$  tenga incentivos a revelar su verdadero tipo. Aunque modificar el ahorro del agricultor  $H$  es en ocasiones una condición suficiente (caso 4), en otras es preferible implementarlo junto a la concesión de unas rentas de información al

<sup>250</sup> Garcia y Thomas (2002) analizan la relación contractual entre una comunidad local y un operador privado para suministrar servicios de agua. Una característica del modelo de regulación es la existencia de pérdidas de agua en la red que pueden reducir los costes operativos. Los resultados muestran que, con información asimétrica, a los operadores privados se les puede permitir mayores ratios de pérdidas de agua como medio para reducir las rentas de información.

agricultor  $L$  (casos 1, 2 y 3). Es en esta última situación, donde la administración debe elegir una combinación óptima entre distorsión del ahorro y concesión de rentas, cuando el valor que adopta el parámetro  $\beta$  es relevante: una institución hidrográfica más sensible a los planteamientos de los agricultores distorsionará lo mínimo posible  $s_H$  a la baja, tratando de incentivar al agricultor  $L$  que revele su verdadero tipo a través de unas mayores rentas de información; en cambio, si en la administración predomina la sensibilidad ambiental, se decantará más hacia la utilización de un instrumento de carácter no monetario como es la reducción de  $s_H$  para descubrir al agricultor  $L$ . Por tanto, demostramos que siempre que  $\Phi(s_H^1) \geq U_L^R - U_H^R$  sucedería que  $s_H(agr) > s_H(ben) > s_H(eco)$ .

- Siempre que  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ , el nivel de ahorro del agricultor  $H$  es idéntico al que realizaba también cuando existía información simétrica ( $s_H^*$ ).
- Siempre que  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R$ , el nivel de ahorro del agricultor  $L$  es idéntico al que realizaba también cuando existía información simétrica ( $s_L^*$ ).
- Si  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ , la institución hidrográfica establecerá por contrato que el ahorro de agua del agricultor  $L$  se sitúe por encima del que se le requería con información simétrica ( $s_L^*$ ). Esta distorsión se convierte en una condición necesaria para maximizar su utilidad, al tiempo que consigue que el agricultor  $H$  revele su verdadero tipo. Aunque modificar el ahorro del agricultor  $L$  es en ocasiones suficiente (caso 6), en otras es preferible implementarlo junto a la concesión de unas rentas de información para el agricultor  $H$  (caso 7). Es en esta última situación, donde la administración debe elegir una combinación óptima entre distorsión del ahorro y de concesión de rentas, cuando el valor que adopta el parámetro  $\beta$  es relevante: si el control de la institución hidrográfica lo ostentan los agricultores, la distorsión al alza en  $s_L$  será menor y su estrategia se basará en dar mayores rentas de información al agricultor  $H$ ; en cambio, si la administración tiene prioridades ambientales, la distorsión al alza en  $s_L$  será mayor y las rentas de información que se deben conceder al agricultor  $H$  para que revele su tipo serán menores. Por tanto, demostramos que siempre que  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^{Cl})$  sucedería que  $s_L(eco) > s_L(ben) > s_L(agr)$ .

Es decir, el parámetro  $\beta$  será relevante en aquellas situaciones en las que la institución hidrográfica deba conceder unas rentas de información a alguno de los agricultores para conseguir que revele su verdadero tipo. En este contexto, una institución reguladora cuyo control recaiga en los agricultores tendrá un sesgo a utilizar más las rentas de información como mecanismo de revelación, ya que el coste de las transferencias es soportado por el conjunto de la sociedad pero los beneficios monetarios recaen exclusivamente sobre ellos mismos. En cambio, si el organismo está controlado por ecologistas, éstos minusvaloran la externalidad positiva que representa conceder una renta de información a los agricultores, por lo que distorsionan más los niveles de ahorro de agua para conseguir minimizar al máximo estas transferencias.

Finalmente, cabe destacar que aunque hemos supuesto que  $r_H$  y  $r_L$  son variables exógenas, la administración puede influir sobre su valor, ya sea estableciendo penalizaciones o concediendo acceso a determinados programas de subvenciones. Es decir, puede diseñar mecanismos que le permitan influir en cuál es la utilidad de reserva de cada tipo de agricultor. En realidad, las medidas que adopte la institución hidrográfica para condicionar  $r_H$  y  $r_L$  no modificarán las restricciones de compatibilidad de incentivos de los agricultores ni las condiciones de equilibrio que hemos determinado en los distintos escenarios analizados anteriormente. El aspecto relevante es que conseguirá alterar los valores que toma la función  $\Delta U^R$  y, de esta manera, establecer en cuál de los escenarios le interesa situar el menú de contratos que ofrece a los agricultores. Es decir, la administración puede influir  $r_H$  y  $r_L$  con el objetivo de maximizar la eficiencia económica, como sucede en el caso 3, cuando ambos tipos de agricultores alcanzan un nivel de ahorro equivalente al que alcanzaban con información simétrica; o bien puede tratar de maximizar el ahorro de agua a nivel agregado de los agricultores, como sucede en el caso 7; o bien minimizar el nivel de transferencias que se conceden a los agricultores, como ocurre en el caso 1; o bien discriminar a favor de algún tipo de agricultor, concediéndole unas mayores rentas de información como sucede en el caso 7 con los agricultores  $\theta_H$  o en el caso 2 con los agricultores  $\theta_L$ .

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## **Capítulo 4**

### **La política del agua y la hipótesis de Porter**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## 4.1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior diseñamos un sistema de incentivos para fomentar el cambio tecnológico en la agricultura y conseguir un uso más eficiente del agua, instrumentado a través de las subvenciones que concedía la administración cuando se alcanzaba un determinado ahorro de agua.<sup>251</sup> No obstante, existen toda una serie de factores que inciden en que este sistema de incentivos no siempre constituya una condición suficiente para que los agricultores inicien ese proceso de cambio. El problema no sólo radica en que los agricultores pueden demorar o no efectuar la inversión requerida para el cambio tecnológico, sino también en la posibilidad de que se realice incorrectamente.

Dado el carácter de bien público del agua, la Administración Pública puede jugar un papel activo para favorecer la adopción del cambio tecnológico por parte de los agricultores y atenuar los riesgos e incertidumbres asociados a la innovación. Para diseñar una política del agua que ayude a contrarrestarlas, debemos analizar cuáles son las restricciones que impiden su realización.<sup>252</sup>

Uno de los dilemas que se le plantea a la administración es si debe tomar las decisiones sobre cuál es el cambio tecnológico adecuado a nivel centralizado o permitir un mayor grado de libertad en la toma de decisión de los agricultores. Cada opción plantea sus ventajas e inconvenientes. En un sistema descentralizado

---

<sup>251</sup> Establecer unos niveles de ahorro de agua a través de una determinada tecnología tiene un inconveniente: no genera incentivos a la innovación continua, por lo que tenderá a paralizarse una vez alcanzado un determinado nivel. Las regulaciones no deben perseguir soluciones tecnológicas uniformes, sino que es importante diseñar políticas de apoyo que fomenten la flexibilidad en la implementación de las tecnologías; que permitan conseguir los objetivos ambientales, pero que dejen en manos de los agricultores las máximas posibilidades para la innovación, en función de cómo perciben su posición competitiva y el funcionamiento del mercado (Karagozoglu y Lindell, 2000). Unos aspectos que sugieren la necesidad de introducir también incentivos de mercado en la gestión del agua, que estimulen la introducción de tecnologías que excedan los estándares actuales y permitan generar unos excedentes de agua que puedan ser vendidos a través de un mercado o de un banco de agua.

<sup>252</sup> "Muy poco se sabe sobre los incentivos que tienen los regantes y sus comunidades para acogerse a programas de mejora que buscan aumentar la eficiencia técnica de sus equipamientos de almacenamiento, distribución y medición del agua" (Sumpsi et al., 1998:96). Por tanto, tan relevante como conceder subvenciones al cambio tecnológico es introducir unos incentivos en la política del agua que ayuden a vencer las reticencias de los agricultores.

existe mayor probabilidad de que se produzca un mejor ajuste a las demandas de los agricultores, se reducen los costes de transacción y se amplían considerablemente los márgenes para experimentar en la política del agua. En cambio, un sistema centralizado permite filtrar mejor la información y mejora el control de las operaciones. Por tanto, cabe discutir cuál es el grado de centralización en la toma de decisiones, ya que existe un *trade-off* entre los beneficios generados por los procesos de decisión estandarizados y el aprovechamiento de la información de que disponen los agricultores.<sup>253</sup>

En este capítulo discutiremos esta cuestión y analizaremos cómo la administración puede fomentar la adopción de una nueva tecnología combinando dos instrumentos: permitir que el agricultor pueda obtener unos ingresos por la venta de los derechos de uso de agua y establecer un sistema de sanciones en base al nivel de consumo y a la eficiencia en el uso del agua.<sup>254</sup> Se trata de una combinación de instrumentos de regulación y de mercado, que pueden ser instrumentados en cada cuenca hidrográfica a través de un banco de agua u otro organismo público,<sup>255</sup> con el objetivo de alcanzar una mayor eficiencia en el uso del recurso, pero también una cierta equidad que haga más viable la reforma de la política del agua.

Otro aspecto que analizaremos es si el establecimiento de mayores sanciones por el uso inadecuado del agua puede inducir a los agricultores a experimentar con

---

<sup>253</sup> Este dilema sobre el nivel de centralización en la gestión del agua no sólo se produce en los usos agrícolas, sino también en los usos urbanos. La centralización de la producción de agua potable presenta economías de escala, pero también se generan deseconomías de escala con la distancia del consumidor al centro de almacenamiento y tratamiento del agua: a mayor distancia, las pérdidas de agua y los costes de bombeo son mayores, al tiempo que se produce una pérdida de calidad del agua (Föllmi y Meister, 2002).

<sup>254</sup> En el capítulo 3 analizamos los problemas que se le planteaban a la administración cuando, en un contexto de información asimétrica, diseñaba un contrato para adquirir derechos de uso de agua de los agricultores a cambio de sufragarles el cambio tecnológico. En este contexto, en este capítulo estudiaremos los efectos de instaurar unas sanciones en función del consumo y la eficiencia en el uso del agua.

<sup>255</sup> Uno de los problemas que se plantean en la gestión del agua en España es que la administración carece de los medios e instrumentos adecuados para conocer quién está usando convenientemente o no un recurso tan escaso y valioso (Cabrera *et al.*, 2002). Otro aspecto relevante es conseguir coordinar a los distintos organismos que participan en la gestión del agua, estableciendo unos objetivos comunes que permitan reducir los costes de implementación de la política del agua (Ambec y Barla, 2002).

nuevas tecnologías y a incrementar sus expectativas de beneficios. Es decir, el establecimiento de sanciones puede desencadenar un proceso de cambio que, más allá del incremento de costes a corto plazo, permita mejorar el resultado de las explotaciones agrícolas.<sup>256</sup> Para ello es necesario que la estructura de incentivos que diseñemos para la política del agua establezca claramente cuales son los objetivos que se persiguen, pero conceda una cierta libertad en la manera de alcanzarlos (Porter y van der Linde, 1995).

## 4.2. LAS RETICENCIAS AL CAMBIO TECNOLÓGICO

La evidencia empírica muestra que la inversión en nueva tecnología en la agricultura es inferior a la que cabría esperar en base a los criterios económicos de racionalidad tradicionales (Carey y Zilberman, 2002).<sup>257</sup> Es decir, aunque la subvención que hemos propuesto al cambio tecnológico cubra los costes de este proceso de innovación y garantice alcanzar como mínimo su utilidad de reserva a los agricultores, éstos pueden optar por no realizar el cambio tecnológico.<sup>258</sup>

Si el diseño de un mecanismo de incentivos como el propuesto en el capítulo anterior no es suficiente para garantizar el cambio tecnológico en la agricultura, lo primero que debemos plantearnos es cuáles son las causas de esta reticencia al cambio por parte de los agricultores. La explicación podemos hallarla en factores

---

<sup>256</sup> Para analizarlo utilizaremos la metodología desarrollada en Gabel y Sinclair-Desgagné (2001), remarcando la inconsistencia que encontramos en sus resultados y proponiendo una explicación alternativa.

<sup>257</sup> Caswell y Lichtenberg (1990) señalan que la adopción de nuevas tecnologías de riego es más probable en los productores menos eficientes (baja calidad de la tierra, capital obsoleto), en los cultivos de más valor añadido, los que soporten costes de los inputs más elevados (alto precio del agua u obtención de agua subterránea muy profunda) y en regiones con mayor sensibilidad ambiental.

<sup>258</sup> En un estudio sobre los regantes de la cuenca del Guadalquivir, Ortiz y Ceña (2001) mostraron que éstos demandan tanto innovaciones técnicas como institucionales que incentiven y velen por un adecuado uso del agua por parte de los demás agricultores. Una opinión matizada en Sumpsi *et al.* (1998), que explican que, a pesar de los problemas de escasez de agua, en algunas comunidades de regantes los agricultores situados en la cola de la zona regable se oponen a que se lleve a cabo ningún plan de modernización. La razón es que éstos agricultores riegan a coste cero mediante los retornos y, al no llegarles agua por el canal, no pagan los cánones y derramas correspondientes. En cualquier caso, como señala Embid (2001), en España nunca ha existido una política de apoyo continuado al cambio tecnológico en la agricultura.

como la racionalidad limitada, el grado de irreversibilidad de las inversiones o su coste de oportunidad.

#### 4.2.1. La racionalidad limitada

En la tradición neoclásica, los agentes económicos han sido considerados como una caja negra que nunca falla en su estrategia maximizadora. Un enfoque donde se acepta que los mercados pueden ser imperfectos, pero no las empresas.<sup>259</sup> Pero estos supuestos no parecen muy realistas, ya que tanto los individuos como las empresas tienen dificultades para ordenar completamente sus preferencias, derivadas de sus limitaciones: unas internas, relacionadas con la estructura cognitiva y la capacidad computacional; otras externas, fruto de las restricciones que plantea el entorno para acceder a toda la información relevante a la hora de tomar una decisión.

Esta complejidad del comportamiento humano y del entorno en el que las empresas operan obliga a replantearse, más allá de la conducta basada en la maximización de

---

<sup>259</sup> La economía neoclásica suele considerar la empresa como una simple función de producción, una relación física y económica entre los inputs y outputs del proceso productivo, donde siempre se toma la decisión óptima. Veblen (1898) criticó el concepto teórico de *homo economicus* y la hipótesis de la elección racional enunciados por la escuela neoclásica: "*La concepción hedonística del hombre es el de un calculador de penas y alegrías tan veloz como el rayo que oscila como un glóbulo homogéneo de deseo de felicidad bajo el impulso de estímulos que lo columpian de un lado a otro, pero que lo dejan intacto... Limitado por sí mismo al espacio elemental, gira simétricamente alrededor de su propio eje espiritual hasta que el paralelogramo de fuerzas cae sobre él siguiendo entonces la línea resultante. Cuando se agota la fuerza del impacto, le invade la calma y vuelve a convertirse en un glóbulo autocontrolado de deseo igual que al principio*". Fruto de estas críticas surgió la economía institucional, un enfoque alternativo donde se considera que la empresa no es una entidad fija e inamovible, sino una multitud de contratos entre propietarios de los factores de producción que tratan de reducir los costes de transacción, que tiene la libertad y la autoridad para tomar decisiones que afecten a la asignación y a la redistribución de los recursos.

beneficios,<sup>260</sup> cuáles son los objetivos que pueden alcanzarse en un contexto de racionalidad limitada o incompleta.<sup>261</sup>

Los agricultores tienen una racionalidad limitada, ya que no están constantemente haciendo un análisis de coste-beneficio, sino que para agilizar la toma de decisiones estandarizan sus procedimientos.<sup>262</sup> Pero estas limitaciones de conocimiento y de capacidad no constituyen necesariamente un obstáculo insalvable. La racionalidad limitada de los agricultores hace que la observación de los resultados obtenidos por otros y la imitación se conviertan en una herramienta heurística, que no exige de complejos cálculos matemáticos, pero que permite tomar buenas decisiones a partir de la información que se genera en el entorno.

En el sistema de incentivos diseñado en el tercer capítulo, hemos supuesto implícitamente que los agricultores tienen información completa sobre cuál es el cambio tecnológico que deben realizar para conseguir un determinado nivel de ahorro. Es decir, existe certeza sobre qué tipo de esfuerzo se debe realizar y cómo ejecutarlo. Pero la realidad es diferente: a los agricultores se les plantea la posibilidad de obtener financiación, pero en un contexto de racionalidad limitada

---

<sup>260</sup> Los nuevos enfoques en el campo de la psicología apuntan a que los seres humanos no sólo se preocupan por su propio éxito o por la adquisición de los recursos necesarios para sobrevivir y reproducirse, sino también por el bienestar de los que les rodean. Estos estudios sugieren que tenemos una inclinación genética a cooperar con otras personas, que nos preocupamos por cómo nos ven los demás y que sentimos hostilidad hacia aquellos que no cooperan recíprocamente. Por tanto, asumir que el bienestar propio es la preocupación exclusiva e inmutable de las personas es erróneo (Ben-Ner y Putterman, 1999). Un enfoque que recupera la idea de benevolencia desarrollada por Adam Smith en su *Teoría de los Sentimientos Morales*, cuando la incluyó como motor de la conducta humana dentro del concepto más amplio de interés propio.

<sup>261</sup> Si los agricultores actuaran siempre racionalmente, los problemas potenciales surgirían por la existencia de fallos de mercado que pueden resolverse mediante una regulación adecuada. Pero si su racionalidad es limitada, la teoría neoclásica se convierte en un instrumento inapropiado para analizar y prescribir políticas que induzcan al desarrollo, ya que su preocupación son las operaciones del mercado, no cómo los mercados se desarrollan (North, 1994). Unas ideas que parten del trabajo de Simon (1957), el cual sugirió que la racionalidad del hombre está acotada y los individuos desarrollan estrategias para lograr una satisfacción. No se trata de elegir la mejor de las alternativas a través de un proceso de optimización como asume la microeconomía tradicional, sino de elegir alguna que resulte simplemente satisfactoria.

<sup>262</sup> La regla habitual no es pensar qué es lo que estamos haciendo en cada momento, sino justo lo contrario: la civilización avanza por la extensión del número de operaciones que realizamos sin pensar acerca de ellas. Si aceptamos esta premisa, la reingeniería de procesos y de mejores rutinas puede permitir obtener oportunidades *win-win* (Sinclair-Desgagné, 1999).

existe la posibilidad de que implementen un cambio tecnológico que no sea el más eficiente y no consigan el nivel de ahorro marcado como objetivo. De este modo, la demora en la adopción de nuevas tecnologías por parte de los agricultores puede entenderse como una respuesta a un entorno incierto, donde la necesidad de acumular experiencia e información sobre qué innovación tecnológica realizar y cómo resolver los posibles problemas que se planteen en su utilización se convierten en factores que desincentivan la aplicación de las innovaciones en una fase inicial.<sup>263</sup>

#### 4.2.2. El coste de oportunidad

La mayoría de las decisiones de inversión en la agricultura se caracterizan por la existencia de costes hundidos que confieren una irreversibilidad a la inversión, por la incertidumbre sobre las ganancias futuras que generará y por la flexibilidad con que puede temporalizarse (Forsyth, 1997).

Aunque la investigación empírica no ofrece resultados concluyentes sobre las variables que inciden en la decisión de los agricultores de invertir en nuevas tecnologías, el riesgo ha sido considerado a menudo como el principal factor que incide en cualquier tipo de innovación. Un riesgo relacionado con la volatilidad de la rentabilidad esperada de la inversión, que depende de factores como el nivel de producción que se alcanzará o cuál será el precio del producto (Koundouri *et al.*, 2003).<sup>264</sup> Esta incertidumbre obliga a los agricultores a tomar sus decisiones más bien en base a sus expectativas. Es decir, la decisión de invertir en tecnologías de ahorro y conservación del agua se toman en base a los beneficios esperados y la disposición a aceptar el riesgo. Unos condicionantes que llevan a los agricultores a

---

<sup>263</sup> Los agricultores difieren en su tolerancia al riesgo. En la medida que aumenta el ingreso del agricultor, estará más dispuesto a tomar decisiones de mayor riesgo pero que le ofrecen unas mayores ganancias potenciales. En cambio, a niveles bajos de ingresos, el agricultor preferirá un ingreso seguro a un ingreso potencial mayor pero incierto (Hadjigeorgalis, 2004).

<sup>264</sup> Otros factores que se han considerado relevantes son el precio del agua y la incertidumbre en torno a las políticas públicas. Así, cuanto más reducido sea el precio del agua, más improbable será que el valor actual neto de la inversión en nuevas tecnologías sea positivo; en cambio, si es suficientemente elevado, la opción de realizar el cambio tecnológico se vuelve más rentable (Caswell y Zilberman, 1985). La política ambiental es también un factor importante en la decisión de inversión en ciertos sectores agrícolas, en función del grado de incertidumbre en torno a cuál será su evolución y su repercusión sobre los costes (Purvis y Boggess, 1995).

exigir un elevado ratio de rentabilidad para realizar la inversión y explica las demoras en la adopción de nuevas tecnologías que se producen en este sector (Carey y Zilberman, 2002).<sup>265</sup>

Dado que la aplicación de una tecnología requiere de una acumulación de experiencia, la opción de retrasar la inversión en nueva tecnología puede ser valiosa para los agricultores: observar qué hacen otros agricultores representa un proceso de aprendizaje donde se adquiere información (Thurow *et al.*, 1997).<sup>266</sup> Como en los modelos de aprendizaje, cada agente querrá utilizar la nueva tecnología si previamente un número significativo lo han hecho previamente. Además, cuando el agricultor decide efectuar la inversión, ejecuta esta opción e incurre en un coste de oportunidad.<sup>267</sup>

La administración puede jugar un papel importante para vencer estas reticencias al cambio tecnológico, diseñando una política del agua que reduzca la incertidumbre

---

<sup>265</sup> Los niveles de inversión que predicen las teorías tradicionales y los modelos que consideran la incertidumbre y la irreversibilidad difieren sustancialmente. Los modelos tradicionales de inversión suponen que los costes y la rentabilidad esperada son conocidos con certeza, adoptándose la decisión de realizar el cambio tecnológico cuando el valor actual neto de la inversión compense los costes hundidos. Pero la evidencia empírica muestra que estos modelos no predicen correctamente el comportamiento inversor de los agricultores. El modelo de Dixit-Pindyck (1994) de inversión bajo irreversibilidad e incertidumbre ofrece mejores resultados, ya que modifica las hipótesis de la teoría tradicional y contempla el valor de la opción de posponerla: es necesaria una rentabilidad esperada de la inversión más alta que la predicha en los modelos tradicionales para que el inversor inicie el proyecto. Este modelo se basa en la teoría de precios de opciones de Black y Scholes para cuantificar el valor de una opción de inversión, haciendo una analogía entre las opciones usadas como instrumentos de gestión de riesgo en los mercados financieros con las opciones para invertir. En vez de modelizar la decisión de adoptar una nueva tecnología como una elección entre ahora o nunca, en el modelo de Dixit-Pindyck la decisión de inversión se convierte en secuencial: invertir ahora o posponerla. Un aspecto especialmente relevante en un sector como la agricultura, donde los problemas de escasez de agua se van percibiendo gradualmente y las regulaciones contemplan la posibilidad de largos períodos de adaptación.

<sup>266</sup> No obstante, Carey y Zilberman (2002) sostienen que los cambios hacia nuevas tecnologías en la agricultura no se producen gradualmente, sino que ocurren normalmente durante breves períodos de tiempo asociados con acontecimientos extremos, como las sequías o las subidas del precio de la energía.

<sup>267</sup> El valor de la opción de invertir depende de la tasa de descuento y de la variabilidad asociada al rendimiento neto esperado de la inversión. Unas altas tasas de descuento o un mayor riesgo harán que la opción de posponer la inversión sea más probable. Por esta razón, los ratios de inversión elaborados usando el criterio del valor actual neto podrían considerarse óptimos sólo si los agricultores usaran tasas de descuento extremadamente altas.

sobre el valor de las inversiones en tecnologías que permitan un uso más eficiente del agua, que incida en las percepciones de riesgo y en su rentabilidad esperada, lo que redundaría en una mejora tanto de la productividad como de la calidad ambiental (Mohr, 2002).<sup>268</sup>

### 4.3. LA HIPÓTESIS DE PORTER

Aunque el objetivo de las regulaciones ambientales ha sido corregir algunas externalidades negativas, tradicionalmente han sido consideradas un obstáculo a la competitividad porque generaban un coste adicional a las empresas contaminantes.<sup>269</sup> Desde esta perspectiva se entiende que muchos países hayan optado por políticas ambientales laxas, como un instrumento para promover la competitividad de la industria nacional.<sup>270</sup>

Pero algunos estudios recientes han cuestionado este *trade-off* entre protección ambiental y competitividad, defendiendo la posibilidad de conseguir ventajas competitivas a través de políticas ambientales más estrictas. Una situación que ha recibido el nombre de *estrategia verde* o *ecoeficiencia*,<sup>271</sup> conceptos que se desarrollan en los años 90 a partir de la formulación de la llamada *hipótesis de*

---

<sup>268</sup> El diseño y la manera en que se perciben las regulaciones es un aspecto determinante para alcanzar determinados resultados. Así, una regulación más estricta, si es clara y estable, puede reducir el riesgo de inversión de los agricultores. En cambio, una regulación más laxa pero compleja, que cambia rápida o impredeciblemente, generará un entorno más incierto para los inversores e incrementará los costes del capital (Feiock y Stream, 2001).

<sup>269</sup> La prohibición del uso de carbón de mar en Londres o la ubicación de los mataderos tras el paso del Sena por la ciudad de París en el siglo XIV ilustran la antigüedad de la controversia sobre las regulaciones ambientales (Sinclair-Desgagné, 1999).

<sup>270</sup> La Organización Mundial de Comercio ha impuesto restricciones a la utilización de ciertos instrumentos tradicionales de la política industrial, como eran las subvenciones a la exportación e incluso a la investigación (Millet, 2001). En este nuevo escenario, la política ambiental adquiere un papel estratégico y ayuda a entender las reticencias de ciertos países a ratificar el Protocolo de Kyoto.

<sup>271</sup> El concepto de *eco-dumping* refleja la concepción de que la política ambiental es un factor que reduce la competitividad de la industria de un país, ya que genera unos costes marginales superiores a los beneficios ambientales. En cambio, el concepto de *estrategia verde* implica la aceptación de que los beneficios ambientales son mayores que los costes marginales asociados a la reducción de la contaminación (Greaker, 2003), lo que entronca con el concepto de *ecoeficiencia* o posibilidad que las empresas obtengan beneficios comerciales si mejoran su actuación ambiental (OCDE, 2001).

Porter (Porter, 1991b; Porter y van der Linde, 1995),<sup>272</sup> donde se postula que las políticas ambientales son potencialmente políticas *win-win*, ya que son capaces de generar simultáneamente beneficios para el medio ambiente y para las empresas. La preocupación medioambiental deja de ser una necesidad exógena al sistema económico, como sucedía en la década de los 70 y 80, y se convierte en una oportunidad para que las empresas obtengan una ventaja competitiva (Faucheux, 2000).

El argumento de Porter consiste en que, si bien las restricciones ambientales imponen algunos gastos inmediatos sobre las empresas, las regulaciones pueden estimular un proceso de innovación, de reingeniería de procesos o de producto, de imagen pública de la empresa,... Unos beneficios indirectos que mejoran la productividad e incrementan los beneficios privados de las empresas, que pueden compensar parcial o totalmente los costes de cumplir la regulación ambiental.<sup>273</sup>

La idea de que una política ambiental más estricta puede generar unos beneficios indirectos, que ayuden a compensar los costes de cumplirla, es generalmente aceptada (Simpson y Bradford, 1996; Ulph, 1996; Heyes y Liston-Heyes, 1999). Además, aunque una política ambiental más estricta no genere una situación *win-win*, en el sentido de reducir las emisiones contaminantes e incrementar los beneficios en la industria simultáneamente, permitirá una cierta modernización de la industria (Xepapadeas y de Zeeuw, 1999). Por tanto, lo que se cuestiona no es la existencia de estos vínculos entre la política ambiental y los beneficios empresariales, sino su importancia.

---

<sup>272</sup> Aunque Porter ya introduce la idea de que las regulaciones ambientales pueden beneficiar a las empresas afectadas en *La ventaja competitiva de las naciones* (1991a), es en Porter y van der Linde (1995) donde clarifican esta hipótesis, analizando varios casos donde una política ambiental más estricta ha llevado a disminuir los costes de producción y/o aumentar el valor de los productos.

<sup>273</sup> Xepapadeas y de Zeeuw (1999) describen el modo en que las empresas ajustan su conducta a una política ambiental más estricta. La política ambiental produce un incremento de los costes de producción, lo que conduce a una reestructuración del stock de capital: se elimina el equipo obsoleto y se introducen nuevas tecnologías. Este proceso de modernización eleva la productividad media del capital, mejora la competitividad de la industria y aumenta y reduce las emisiones contaminantes. Pero aunque las nuevas máquinas son más productivas y menos contaminantes, son más caras, por lo que el resultado sobre los beneficios netos de la empresa es ambiguo. En cambio, Karagozoglou y Lindell (2000) señalan que como más severa sea la regulación ambiental, mayor será el estímulo a la innovación, lo que se traducirá en ventajas competitivas para las empresas por la reducción en sus costes de producción o por un incremento en la calidad del producto que permite diferenciarlo de la competencia, lo que llevará a incrementar su cuota o su poder de mercado.

La controversia en torno a la hipótesis de Porter deriva de la crítica que subyace en ella al modelo neoclásico, ya sea por su carácter estático<sup>274</sup> o por el concepto de racionalidad perfecta que utiliza.<sup>275</sup> La idea que subyace tras la hipótesis de Porter es que las empresas no son eficientes *ex-ante*.<sup>276</sup> Sólo si éstas no están en la frontera de eficiencia, si existe un fallo organizativo que les impida explotar todas las oportunidades que existen en el mercado, es posible reducir simultáneamente sus costes privados y los costes sociales. Por tanto, la regulación no sólo puede mejorar los estándares ambientales, sino que también puede contribuir a derribar los obstáculos a cambios de proceso dentro de la empresa y generar unos beneficios que compensen los costes de cumplimiento de la política ambiental (Gabel y Sinclair-Desgagné, 2001).

Otra condición necesaria para que se cumpla la hipótesis de Porter es que la regulación ambiental, que obliga a internalizar los costes externos, debe estimular mejoras en la eficiencia productiva. De hecho, la mera existencia de una política ambiental no asegura la innovación, ya que ésta depende del comportamiento de la

---

<sup>274</sup> La ley de la población de Malthus (Schumpeter, 1995) y el Informe Meadows del Club de Roma (Meadows *et al.*, 1972) son dos ejemplos de predicciones erróneas derivadas del carácter estático de sus planteamientos, que ignoraban el papel que desempeñan las innovaciones tecnológicas. En cambio, la hipótesis de Porter tiene un carácter dinámico: *"En un mundo estático, donde las empresas ya han realizado su elección de minimización de costes, la regulación ambiental inevitablemente aumenta los costes y tiende a reducir la cuota de mercado de las empresas nacionales en el mercado global. Sin embargo, el paradigma definitorio de la competitividad ha cambiado: el nuevo paradigma de la competitividad internacional es uno dinámico (...) Un diseño apropiado de los estándares ambientales pueden disparar la innovación y así compensar, parcial o totalmente, los costes de cumplirlas"* (Porter y van der Linde, 1995:97).

<sup>275</sup> *"La posibilidad de que la regulación incite a la innovación surge porque las empresas tienen una racionalidad limitada. El actual proceso de competencia dinámica se caracteriza porque las oportunidades de cambio tecnológico van parejas a una elevada información incompleta, donde la inercia de las organizaciones y los problemas de control reflejan la dificultad de alinear los incentivos individuales, de grupo y corporativos"* (Porter y van der Linde, 1995:99).

<sup>276</sup> No obstante, Greaker (2003) señala que una regulación ambiental más estricta puede generar oportunidades para las empresas, ya sea en un marco de racionalidad perfecta o limitada. Heyes y Liston-Heyes, (1999) van más allá y consideran que aunque la hipótesis de Porter fuera errónea, se debería tener en cuenta en el diseño de la política ambiental, ya que la simple creación de unas *"expectativas de Porter"* permite establecer una regulación ambiental más laxa.

empresa: como más ineficiente sea,<sup>277</sup> como más barata sea la innovación o como más expuestas estén a la competencia internacional,<sup>278</sup> mayores incentivos tendrán para innovar y reducir costes.

#### 4.3.1. Argumentos a favor de la hipótesis de Porter

Existe un amplio número de estudios que relacionan el nivel de contaminación y el crecimiento económico, concluyendo que existe una relación en forma de U invertida en la relación entre polución y nivel de desarrollo económico. Es la llamada curva ambiental de Kuznets, que refleja cómo el desarrollo económico produce paulatinamente un movimiento desde la economía agraria hacia la más contaminante actividad industrial, para pasar de nuevo a una actividad limpia como la de servicios (Eriksson y Persson, 2003).

Una explicación de la curva ambiental de Kuznets sería que por debajo de un cierto umbral crítico de producción no existen controles ambientales y la tecnología contaminante es la preferida, por lo que el desarrollo económico está asociado a una creciente degradación ambiental. Pero a partir de cierto nivel de desarrollo, los estándares de emisión son más fuertes y el nivel total de contaminación declina (Stockey, 1998). Pero existe otra explicación plausible: la tecnología reductora de contaminación presenta rendimientos crecientes a escala, por lo que su utilización haría compatible el incremento de la producción con la reducción de la

---

<sup>277</sup> Según Mohr (2002), la hipótesis de Porter es más probable que se cumpla en empresas obsoletas, que generan un mayor nivel de contaminación, ya que tienen más margen para eliminar ineficiencias y aprovecharse de la experiencia acumulada por otras empresas. Una tesis rechazada por las estimaciones de Lanoie *et al.* (2001), donde observan que un incremento de la regulación ambiental genera una disminución de la productividad a largo plazo, especialmente en aquellas empresas que inicialmente eran más contaminantes.

<sup>278</sup> Aunque Porter y van der Linde (1995) sostienen que las empresas mejor preparadas para innovar en respuesta a la regulación ambiental son las que están sometidas a la competencia internacional, la evidencia empírica no es concluyente sobre si existe una relación de causalidad negativa entre la regulación ambiental y la competitividad de las empresas (Jaffe *et al.*, 1995). A pesar de estas críticas, Golombek y Raknerud (1997) sostienen que en Noruega una política ambiental más estricta estimularía el empleo y llevaría a una menor probabilidad de mortalidad empresarial en industrias como la papelera o la siderometalúrgica; mientras que Lanoie *et al.* (2001) concluyen que el libre comercio puede ser bueno para el medio ambiente, ya que aunque el impacto a corto plazo de la regulación ambiental sobre la productividad es negativa, a largo plazo la competencia exterior lleva a las empresas a convertir estas restricciones ambientales en una ventaja competitiva.

contaminación (Andreoni y Levinson, 2001; Osang y Nandy, 2003). Sobre esta base podemos construir una relación con la hipótesis de Porter: aunque los costes totales aumenten con la introducción de una política ambiental más estricta, no es necesario que lo hagan los costes marginales. Si el medio ambiente es un input inferior para algunos niveles de política ambiental, los costes de producción marginales pueden disminuir (Greaker, 2003).

El proteccionismo basado en el argumento de la industria naciente también tiene similitudes con la hipótesis de Porter. Protegiendo una industria subdesarrollada de las presiones de la competencia internacional, el gobierno da una oportunidad a la industria para madurar: adquiere experiencia, innova, reduce sus costes de producción y se vuelve capaz de competir en los mercados mundiales. Un proteccionismo justificado porque los costes iniciales se ven compensados por los potenciales beneficios en el largo plazo derivados de la acumulación de experiencia y de la innovación. Tras el argumento de la industria naciente subyace el mismo interrogante que en la hipótesis de Porter: ¿por qué las empresas no aceptan voluntariamente tener pérdidas durante el período inicial de adquisición de experiencia e innovación, si las ganancias futuras compensan estos costes iniciales? Una explicación de por qué esta inversión no se produce sin barreras proteccionistas sería que la producción se beneficia de economías de escala externas a nivel nacional: cada empresa obtiene ventajas si no mueve primero y permite que otra empresa sea la que incurra en esos costes de aprendizaje a corto plazo.

La hipótesis de Porter utiliza un argumento similar al de la industria naciente (Mohr, 2002). Como en el caso de las barreras comerciales, con las regulaciones ambientales el gobierno puede inducir a las empresas a que experimenten con nuevas tecnologías.<sup>279</sup> Es decir, la política ambiental también puede crear unos costes a corto plazo, pero pueden compensarse con los beneficios a largo plazo de la innovación. Si la nueva tecnología es menos contaminante y existen economías

---

<sup>279</sup> Purvis y Boggess (1995) señalan que cuando la política ambiental se hace más estricta, la innovación tecnológica tiende a ser más rápida. Pero el hecho de que una regulación ambiental adecuada pueda estimular no sólo innovaciones graduales, sino también innovaciones radicales, es probablemente la versión más controvertida de la hipótesis de Porter (Sinclair-Desgagné, 1999).

de escala en la producción, la política ambiental puede incrementar simultáneamente la productividad y el bienestar.<sup>280</sup>

En cualquier caso, podemos concluir que la regulación ambiental juega un papel clave a la hora de explicar cuál es la política ambiental de las empresas, ya que genera una presión externa que ayuda a vencer las posibles reticencias (Ambec y Barla, 2002).<sup>281</sup> La mera evaluación de las amenazas y oportunidades ambientales ya contribuye a la formulación de estrategias ambientales.

#### 4.3.2. Argumentos en contra de la hipótesis de Porter

El interés que genera la hipótesis de Porter deriva del creciente número de casos que corroboran la existencia de situaciones en las que el medio ambiente y los incentivos económicos pueden ser complementarios. Aunque teóricamente las innovaciones que compensen totalmente los costes son posibles, los críticos sostienen que en la práctica se trata de una excepción que no puede ser generalizada.<sup>282</sup>

Diversos estudios empíricos han rechazado la hipótesis de Porter, contrastando la existencia de una relación negativa entre regulación ambiental y productividad

---

<sup>280</sup> Las regulaciones ambientales no sólo pueden mejorar la competitividad de las empresas o la protección de los recursos, sino también la calidad del marco institucional, ya que conllevan incrementar la cantidad y calidad de los gestores y las interacciones entre las instituciones (Weiland, 1998).

<sup>281</sup> La OCDE (2001) ha analizado qué variables inciden en el comportamiento ambiental de las empresas, mostrando que existe una correlación positiva con el tamaño de la empresa (por la mayor visibilidad de las acciones y el aprovechamiento de las economías de escala en las mejoras ambientales), con la renovación del stock de capital (las nuevas tecnologías son más limpias), con la exposición a los mercados internacionales (por la necesidad de cumplir estándares para mercados más exigentes), con la disponibilidad de capital propio o con la proximidad al consumidor (por la importancia de las demandas ambientales de los consumidores y la responsabilidad social de las empresas). Pero por encima de todas ellas, como principal factor desencadenante de cambios en las políticas ambientales de las empresas, aparecen las regulaciones ambientales.

<sup>282</sup> Porter y van der Linde (1995) difieren de esta opinión: a lo largo del ciclo de vida del producto dentro de una empresa existen muchos costes ocultos generados por la utilización ineficiente de los recursos, que se manifiesta en el proceso de control, en la acumulación innecesaria de material, en los residuos,.... Así, la contaminación no es más que la consecuencia final de una utilización inadecuada de los recursos. La oportunidad para reducir costes por una menor contaminación debería ser entonces la regla, no la excepción.

(Jaffe *et al.*, 1995; Palmer *et al.*, 1995), pero también que la regulación ambiental genera una caída en la inversión productiva y en la tasa de crecimiento económico, especialmente cuando se analiza en un contexto de equilibrio general dinámico (Hazilla y Kopp, 1990).<sup>283</sup>

Otra crítica que ha recibido la hipótesis de Porter es que considere necesaria una regulación para que las empresas adopten innovaciones que les permiten aumentar sus beneficios, ya que subyace la idea que el sector privado sistemáticamente desdeña las oportunidades de beneficios que genera la innovación y que los reguladores están en posición de corregir este fallo de mercado. Una idea que choca con los modelos tradicionales neoclásicos, donde las empresas son perfectamente racionales y aciertan en su estrategia de maximizar beneficios, por lo que es innecesaria la implementación de una política ambiental para promover la innovación. Los críticos con la hipótesis de Porter sostienen que las oportunidades raramente existen, debido a que la creciente complejidad de los problemas ambientales también incrementa el gasto ambiental de una manera considerable (Walley y Whitehead, 1994; Palmer *et al.*, 1995). En cualquier caso, si nos situamos en este marco conceptual neoclásico, las aportaciones relevantes de la hipótesis de Porter se limitan a la posibilidad de que se generen externalidades positivas por el aumento del gasto en I+D y a la disminución de la incertidumbre sobre la evolución de la política ambiental en las empresas.

---

<sup>283</sup> La metodología que tradicionalmente han utilizado los economistas para evaluar la política ambiental es el análisis coste-beneficio. Pero Porter (1991b) niega la validez de este método, porque no permite apreciar la capacidad que tienen las regulaciones ambientales estrictas para inducir a la innovación y, por tanto, no calibran correctamente los beneficios sociales de tales regulaciones. Además, si las regulaciones ambientales son menos costosas (o incluso tienen un coste negativo), entonces es innecesario justificar y medir con cuidado los presumibles beneficios sociales de los programas ambientales.

#### 4.4. UNA POLÍTICA WIN-WIN PARA LA AGRICULTURA

Cuando nos imaginamos las explotaciones agrícolas como un conjunto de procedimientos y rutinas, el concepto de eficiencia se aleja del de la visión neoclásica. Las empresas diseñan sus sistemas de incentivos para minimizar sus costes operativos, pero estos sistemas son rígidos, y actúan como una restricción a la hora de maximizar beneficios. Dado que los precios relativos, las regulaciones y la competencia varían en el tiempo, los sistemas de toma de decisiones paulatinamente se vuelven ineficientes.<sup>284</sup>

Por tanto, la política del agua no sólo debe proveer unos adecuados incentivos externos a los agricultores, sino que también tiene un papel que jugar en animarles a reconocer y aprovechar las oportunidades que se les presentan. El problema no es pues la magnitud del incentivo en sí mismo, sino el efecto que los instrumentos tengan sobre el proceso de decisión interno de la empresa. Es decir, cabe preguntarse si en un sector como el agrícola, donde la irreversibilidad y la incertidumbre asociadas al cambio tecnológico hacen que éste no se realice hasta que el valor actual neto de la inversión alcance ciertos valores, la obligación de cumplir con determinados parámetros ambientales puede incentivar la adopción de nuevas tecnologías.

Una cuestión relevante es, pues, analizar cómo la política del agua puede influir en la decisión de los agricultores, reduciendo el riesgo, la incertidumbre o los costes de las inversiones requeridas en el proceso de cambio tecnológico. Si los agricultores perciben la política del agua como una ayuda a reducir sus costes y a mejorar su eficiencia para competir en unos mercados cada vez más abiertos, la probabilidad de que efectúen un cambio tecnológico aumenta.

A continuación analizaremos cómo a través de un sistema de sanciones vinculados al ahorro de agua se puede estimular la innovación, induciendo a los agricultores a experimentar con nuevas tecnologías que, aunque genere unos costes a corto

---

<sup>284</sup> Si los cambios fueran pequeños y frecuentes, no existiría problema, pero esto no sucede: normalmente, en el corto plazo todo es fijo. Pero estos cambios no pueden introducirse independientemente en cada fase productiva, sino que implica un cambio global en la empresa. El problema que existe es que los beneficios de estos cambios puede que no se distribuyan entre todos los agentes, lo que hace que surjan resistencias al cambio (Sinclair-Desgagné, 1999).

plazo, pueden ser compensados con los beneficios a largo plazo de la innovación. Es decir, trataremos de analizar si una política del agua permite señalar a los agricultores las ineficiencias en el uso del agua y se adecua a la hipótesis de Porter.

#### 4.4.1. La política del agua y el cambio tecnológico

Cuando un agricultor se plantea introducir una innovación en su explotación, existe el riesgo de que se equivoque en la elección o en la aplicación de este cambio tecnológico. Una situación de incertidumbre *ex-ante* que induce al agricultor a plantearse si realizar o no el cambio tecnológico. A continuación analizaremos si la administración puede incentivar este proceso de cambio mediante la instauración de un sistema de sanciones que resulte beneficioso para el agricultor.<sup>285</sup>

Supongamos que la administración decide implementar unas sanciones en base al nivel de ahorro de agua y de la eficiencia en su uso.<sup>286</sup> Distinguiremos dos tipos de sanciones: una, cuando no se ha aceptado el contrato propuesto por la administración para ahorrar agua y no se mejora la eficiencia en el uso del agua ( $c_1$ ); y, otra, cuando a pesar de haber realizado el cambio tecnológico y alcanzar un determinado nivel de ahorro de agua en contraprestación a la subvención recibida de la administración, el uso del recurso siga siendo ineficiente ( $c_2$ ). Es decir,  $c_1$  puede interpretarse como un coste de oportunidad que les impide cumplir con los requisitos para acceder a determinados programa de ayuda;<sup>287</sup> mientras que  $c_2$  representaría incumplir uno de los criterios establecidos en el contrato propuesto

---

<sup>285</sup> Las dudas sobre la existencia de estas oportunidades *win-win* se debe a que factores como los costes de información no son siempre tenidos en cuenta cuando se identifican tales políticas. Es decir, la simple comparación de la rentabilidad financiera calculada *ex-ante* para diferentes proyectos (como usualmente hacen los estudios que identifican medidas *win-win*) no es una buena guía para saber si las empresas están o no explotando los recursos de una manera eficiente. Además, el grado de riesgo, incertidumbre e irreversibilidad asociado a ciertas inversiones no siempre es reconocida y comprendida (OCDE, 2001).

<sup>286</sup> Para analizarlo utilizaremos la metodología desarrollada en Gabel y Sinclair-Desgagné (2001), remarcando la inconsistencia que encontramos en sus resultados y proponiendo una explicación alternativa.

<sup>287</sup> La Reforma de la Ley de Aguas de 1999 introdujo diversas políticas de ahorro de agua, como la obligatoriedad de la medición de los consumos o el establecimiento de consumos de referencia acompañados por un sistema de incentivos y penalizaciones.

por la administración, lo que implicaría el retorno parcial de la subvención al cambio tecnológico.

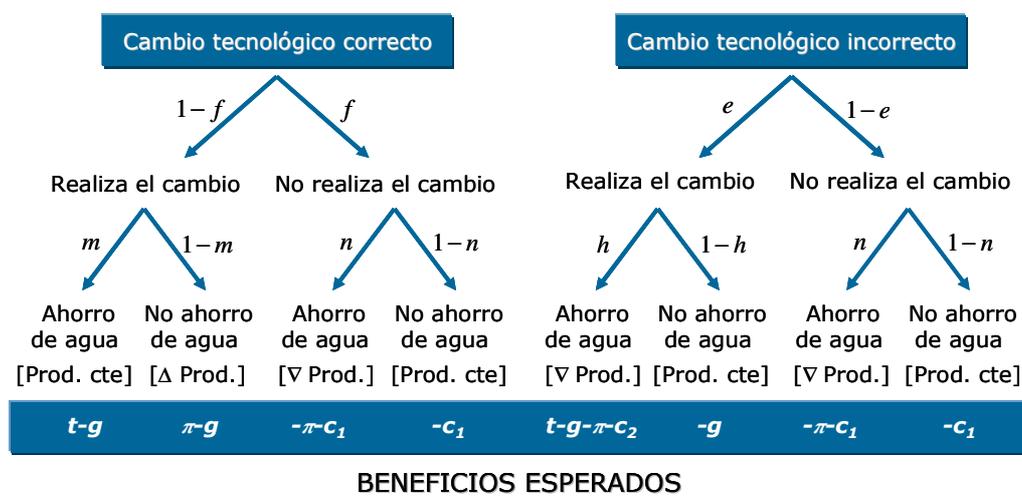
Para analizar si existe una política del agua que genere oportunidades *win-win* es necesario modelizar el proceso de toma de decisiones por parte de los agricultores.<sup>288</sup> Con independencia de si realiza o no el cambio, el agricultor debe tomar la decisión de si desea ahorrar agua para venderla a la administración o a un banco de agua, o utilizarla para mantener o incrementar su producción agrícola.<sup>289</sup> La hipótesis que realizamos es que cuando el agricultor realiza un cambio tecnológico correcto, los excedentes de agua puede utilizarlos para incrementar la producción y los ingresos por su venta ( $\pi$ ); en cambio, cuando el agricultor no realiza el cambio tecnológico o bien realiza un cambio incorrecto, la opción de ahorrar agua conlleva una reducción de la producción y de los ingresos que obtiene por su venta.

---

<sup>288</sup> Como en el capítulo 3, donde diseñamos un sistema de incentivos para que los agricultores revelaran su verdadero tipo y realizaran el cambio tecnológico a cambio de un determinado ahorro de agua, supondremos que los costes en los que incurren los agricultores por innovar son financiados por la Administración Pública. La nomenclatura que utilizaremos será la misma que el capítulo anterior, siendo  $t$  la transferencia que recibe el agricultor por ahorrar una determinada cantidad de agua ( $s$ ), establecida en el contrato diseñado por la administración; y siendo  $g$  los costes en que incurre el agricultor al realizar el cambio tecnológico.

<sup>289</sup> Cualquier decisión que tomen los agricultores en torno al uso de sus derechos de agua está condicionada por diversas incertidumbres: sobre las disponibilidades futuras de agua, sobre el precio de venta de su producción o sobre el precio de adquisición de nuevos derechos de uso en el mercado. Como mayor sea la certeza en el abastecimiento, el producto marginal del agua y la eficiencia en el riego, más alto será el precio de reserva de los derechos de uso de agua de un agricultor. Es decir, los agricultores que invierten en tecnología de riego tendrán mayor inclinación a ser compradores en un mercado de agua que a liberar agua en el mercado (Hadjigeorgalis, 2004). Para contrarrestar esta tendencia, nuestro modelo asume que la subvención al cambio tecnológico está asociada a la obligación de liberar una determinada cantidad de agua.

Gráfica 4. Beneficios esperados asociados a la decisión del agricultor



El anterior diagrama refleja las posibles acciones que pueden emprender los agricultores y los resultados asociados, donde  $f$  es la probabilidad de no realizar un cambio tecnológico correcto;  $e$  es la probabilidad de realizar un cambio tecnológico incorrecto;  $m$  es la probabilidad de ahorrar agua cuando se realiza un cambio tecnológico correcto;  $n$  es la probabilidad de ahorrar agua sin haber realizado ningún cambio tecnológico; y  $h$  es la probabilidad de ahorrar agua habiendo realizado un cambio tecnológico incorrecto.

Es decir, cuando se plantea un cambio tecnológico para ahorrar agua en la agricultura se puede incurrir en diversos tipos de errores, ya que la información es imperfecta, la comunicación es costosa y la racionalidad limitada. Estos fallos podemos considerarlos de dos tipos: el error de tipo I (denotado en el árbol de decisión anterior por  $f$ ), que consiste en plantearse la posibilidad de realizar un cambio tecnológico, que ex-post sabemos que hubiese sido el más adecuado, pero no llevarlo a cabo; y el error de tipo II (denotado en el árbol de decisión por  $e$ ), que consiste en realizar el cambio tecnológico, pero de una manera incorrecta.

Supondremos que el agricultor debe tomar su decisión sabiendo que existe una probabilidad de error, pero que puede atenuarse a través de dos tipos de medidas:

- Invertir en la adquisición de información sobre las alternativas tecnológicas, con el objetivo de realizar el cambio tecnológico idóneo a cada situación. Una medida que representa un coste adicional para los agricultores ( $c_3$ ), asociado a la búsqueda de información y aprendizaje.

- Adoptar unas medidas estandarizadas para realizar el cambio tecnológico ( $x$ ).

Aunque estas dos opciones no son incompatibles, probablemente sean sustitutivas: si se estandarizan los procesos de decisión o las decisiones las toma la autoridad hidrográfica, la búsqueda de información por parte de los agricultores no es tan necesaria.

En cualquier caso, podemos observar que existe un cierto *trade-off* entre los beneficios de controlar el comportamiento de los agricultores y los beneficios de permitir que éstos dispongan de un margen de iniciativa para reconocer y aprovechar la información que manejan.<sup>290</sup> La administración debe analizar las ventajas e inconvenientes que se generan en la toma de decisiones en un entorno centralizado o descentralizado,<sup>291</sup> ya que la opción de invertir en formación o apostar por la estandarización tiene una incidencia desigual sobre los errores de tipo I y de tipo II: como más información dispongan los agricultores ( $\Delta c_3$ ), disminuirá la probabilidad de realizar un cambio incorrecto y no desaprovecharán la oportunidad de realizar un cambio correcto; en cambio, como más centralizado este el diseño del cambio tecnológico ( $\Delta x$ ), más probable será realizar el cambio, tanto si este es correcto como incorrecto. Es decir, supondremos que:

- Como más formados estén los agricultores o mayor sea el grado de estandarización, la probabilidad de no realizar un cambio tecnológico correcto será menor (error de tipo I):  $f = f(c_3, x)$ , con  $f_{c_3} < 0$  y  $f_x < 0$ .
- Como más formados estén los agricultores, la probabilidad de realizar un cambio tecnológico incorrecto será menor (error de tipo II); pero una mayor estandarización implica una mayor probabilidad de realizar un cambio

---

<sup>290</sup> Es obvio que reconocer y aprovechar las oportunidades es costoso, pero también es difícil percibir y cuantificar cuáles son los costes de la estandarización. Dado que existe un coste asociado a la búsqueda e interpretación de la información, que los recursos de que disponen los agricultores son limitados, el desarrollo de determinados procesos estandarizados permite a la administración filtrar la información y aprovecharla con un mínimo coste. No obstante, aunque estos beneficios sean importantes, debe reconocerse también que estos procedimientos estandarizados impiden identificar y aprovechar ciertas oportunidades.

<sup>291</sup> En España, la *gestión en baja* está relativamente descentralizada, pero no sucede lo mismo con la *gestión en alta*, en la que el poder principal está en manos del Ministerio de Obras Públicas. También difieren en el sistema de financiación: los usuarios cubren una parte importante del gasto de *gestión en baja*, pero no de la *gestión en alta*, en la que contribuyen en un porcentaje muy reducido.

tecnológico que no sea el más apropiado para una determinada explotación:  
 $e = e(c_3, x)$ , con  $e_{c_3} < 0$  y  $e_x > 0$ .

Además, supondremos que la efectividad marginal de  $c_3$  y  $x$  sobre ambos tipos de errores es decreciente, con  $f_{c_3c_3} > 0$ ,  $f_{xx} > 0$ ,  $e_{c_3c_3} > 0$  y  $e_{xx} > 0$ . La hipótesis que haremos sobre las derivadas cruzadas es, por una parte, que la utilidad marginal de  $c_3$  para reducir  $f$  es menor cuanto mayor sea  $x$  ( $f_{c_3x} < 0$ ), ya que un elevado grado de estandarización ya contribuye a reducir  $f$ ; y, por otra parte, que la utilidad marginal de  $c_3$  para reducir  $e$  es mayor cuanto mayor sea  $x$  ( $e_{c_3x} > 0$ ), ya que un elevado grado de estandarización contribuye a incrementar  $e$ .

La función de beneficios esperada del agricultor puede expresarse del siguiente modo:

$$E(R) = P(C)(1-f)\alpha + P(C)f\beta + P(I)e\gamma + P(I)(1-e)\beta - c_3 \quad (1)$$

siendo:

- $\alpha = mt + (1-m)\pi - g$ , donde  $\alpha$  representa los beneficios esperados por realizar un cambio tecnológico correcto;
- $\beta = -n\pi - c_1$ , donde  $\beta$  representa los beneficios esperados cuando no se realiza el cambio tecnológico;
- $\gamma = ht - h\pi - hc_2 - g$ , donde  $\gamma$  representa los beneficios esperados de realizar un cambio tecnológico incorrecto.<sup>292</sup>

El objetivo de cada agricultor es maximizar sus beneficios, tomando como variables  $c_3$  y  $x$ . Las condiciones de primer orden son las siguientes:

---

<sup>292</sup> Supondremos que  $\alpha > \beta > \gamma$ , ya que los beneficios esperados por realizar un cambio tecnológico correcto ( $\alpha$ ) son positivos, mientras que los beneficios esperados cuando no se realiza el cambio tecnológico ( $\beta$ ) o se realiza un cambio tecnológico incorrecto son negativos ( $\gamma$ ). También supondremos que las pérdidas cuando se realiza un cambio incorrecto son las más elevadas, no sólo por la sanción que se impone ( $c_2$ ), sino porque debe cubrirse el coste de la inversión efectuada ( $g$ ).

$$\frac{\partial E(R)}{\partial c_3} = -P(C)f_{c_3}\alpha + P(C)f_{c_3}\beta + P(I)e_{c_3}\gamma - P(I)e_{c_3}\beta - 1 = 0, \text{ y} \quad (2)$$

$$\frac{\partial E(R)}{\partial x} = -P(C)f_x\alpha + P(C)f_x\beta + P(I)e_x\gamma - P(I)e_x\beta = 0. \quad (3)$$

Mientras que las condiciones de segundo orden son:

$$\frac{\partial^2 E(R)}{\partial^2 c_3} = P(C)f_{c_3c_3}(\beta - \alpha) + P(I)e_{c_3c_3}(\gamma - \beta) < 0, \text{ y}$$

$$\frac{\partial^2 E(R)}{\partial^2 x} = P(C)f_{xx}(\beta - \alpha) + P(I)e_{xx}(\gamma - \beta) < 0, \text{ y}$$

$$\{P(C)f_{c_3c_3}(\beta - \alpha) + P(I)e_{c_3c_3}(\gamma - \beta)\}\{P(C)f_{xx}(\beta - \alpha) + P(I)e_{xx}(\gamma - \beta)\} - \{P(C)f_{c_3x}(\beta - \alpha) + P(I)(\gamma - \beta)e_{c_3x}\}^2 > 0.$$

Las sanciones que impone la administración a los agricultores por no mejorar en el uso del agua ( $c_1$ ) o haber realizado un cambio incorrecto subvencionado ( $c_2$ ) inciden en las decisiones del agricultor. La cuestión clave es dilucidar si consiguen que el cambio tecnológico sea percibido como una política *win-win* por parte de los agricultores, es decir, como una oportunidad para mejorar sus expectativas de beneficios.

#### 4.4.2. La generación de políticas *win-win*

La política del agua que queremos instrumentar es la implantación de un sistema de sanciones, pero que está aparejado a la posibilidad de los agricultores de vender agua y les permita obtener un beneficio por el ahorro obtenido en el uso del recurso.

Si aumenta la sanción por no haber mejorado la eficiencia en el uso del agua ( $\Delta c_1$ ), la reacción de los agricultores será incrementar  $c_3$  y  $x$ . Es decir, la reacción de los agricultores permite disminuir el error de tipo I ( $f$ ), pero el impacto sobre el error de tipo II ( $e$ ) es ambiguo: mientras el aumento de  $c_3$  lo reduce, el incremento de  $x$  aumenta su probabilidad.

En cambio, si aumenta la sanción por haber realizado un cambio incorrecto financiado por la administración ( $\Delta c_2$ ), la reacción por parte de los agricultores será reducir el grado de estandarización en la toma de decisiones e incrementar los recursos destinados a su formación y a la búsqueda de información sobre cuál es el cambio tecnológico más apropiado. De este modo se conseguirá disminuir el error de tipo I ( $f$ ), pero el impacto sobre el error de tipo II ( $e$ ) es ambiguo: mientras el aumento de  $c_3$  lo disminuye, la reducción de  $x$  incrementa su probabilidad.

El objetivo de este marco regulatorio en la política del agua es alcanzar un uso más eficiente de este recurso, lo que implica reducir tanto  $f$  (error de tipo I) como  $e$  (error de tipo II). No obstante, la administración podría elegir qué tipo de error prefiere reducir, dado el *trade-off* que existe entre ellos. Pero nuestro objetivo no es ver qué sucede con estos errores, sino analizar si una política sancionadora más estricta ( $\Delta c_1$  y  $\Delta c_2$ ) puede generar un proceso de cambio tecnológico e incrementar los beneficios esperados del agricultor, tal como predice la hipótesis de Porter. Por tanto, debemos demostrar si es factible que  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_1} > 0$  y  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_2} > 0$ .<sup>293</sup>

Aplicando el teorema de la envolvente, si introducimos los valores óptimos de  $c_3^*$  y de  $x^*$  en la función objetivo del agricultor, veremos cómo varía ante cambios en los parámetros  $c_1$  y  $c_2$ .

Sabemos por (2) y (3) cuáles son los valores óptimos de  $c_3$  y  $x$ . A partir de (2)

deducimos que  $\alpha = \beta + \frac{P(I)e_{c_3}(\gamma - \beta) - 1}{P(C)f_{c_3}}$ , mientras que de (3) obtenemos que

$\gamma = \beta - \frac{P(C)f_x(\beta - \alpha)}{P(I)e_x}$ . Por tanto, la función de beneficios esperada del agricultor

recogida en (1) puede describirse del siguiente modo:

---

<sup>293</sup> Siguiendo la metodología desarrollada en Gabel y Sinclair-Desgagné (2001), no intentamos demostrar que esta política del agua más estricta siempre mejora los resultados económicos de los agricultores, sino que nos limitaremos a contrastar si es posible no rechazar la posibilidad de que se cumpla la hipótesis de Porter. Es decir, simplemente necesitamos ver que los signos son ambiguos y no estrictamente contrarios a los que buscamos.

$$E(R) = P(C)(1-f) \left[ \beta + \frac{P(I)e_{c_3}(\gamma-\beta)-1}{P(C)f_{c_3}} \right] - P(C)f\beta + P(I)e \left[ \beta - \frac{P(C)f_x(\beta-\alpha)}{P(I)e_x} \right] + P(I)(1-e)\beta - c_3,$$

o, de manera equivalente,

$$V_{(c_1, c_2)} = E(R)_{(c_3, x^*, c_1, c_2)} = \beta + \frac{(1-f)}{f_{c_3}} P(I)e_{c_3}(\gamma-\beta) - \frac{(1-f)}{f_{c_3}} - \frac{e}{e_x} P(C)f_x(\beta-\alpha) - c_3.$$

A partir de esta expresión, si realizamos la derivada total respecto a  $c_1$  y  $c_2$ , podremos analizar el efecto que tiene la variación de las sanciones asociadas a la política del agua y determinar si es plausible la hipótesis de Porter.<sup>294</sup>

#### 4.4.2.1. El papel de las sanciones en la política del agua

Para que se cumpla la hipótesis de Porter debe cumplirse que  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_1} > 0$  y  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_2} > 0$ ,

de modo que tanto un  $\Delta c_1$  como un  $\Delta c_2$  generen finalmente un incremento en los beneficios esperados del agricultor.

Cuando analizamos los efectos que produce en los beneficios esperados del agricultor la sanción por no haber mejorado la eficiencia en el uso del agua ( $c_1$ ),

obtenemos que  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_1} = P(C)f(-1) + P(I)(1-e)(-1) < 0$ .

La otra sanción que hemos implementado y que incide en los resultados obtenidos por el agricultor es la que reciben por no ahorrar agua ( $c_2$ ). Si analizamos cuál es la variación que se produce en los beneficios esperados del agricultor obtenemos

que  $\frac{\partial E(R)}{\partial c_2} = P(I)e(-h) < 0$ .

Por tanto, las dos expresiones anteriores nos muestran que, tanto a través de las sanciones que impone la administración a los agricultores por no mejorar en el uso del agua ( $c_1$ ) como por medio de la sanción impuesta por haber realizado un

<sup>294</sup> Para simplificar la expresión y su análisis, supondremos que la influencia de las derivadas de segundo orden respecto a los demás términos es despreciable y que tienen un valor igual a cero.

cambio incorrecto financiado por la administración ( $c_2$ ), la política del agua consigue incidir directamente en las expectativas de beneficios del agricultor, pero reduciéndolas. Es decir, en este marco de decisiones no se cumple la hipótesis de Porter, unos resultados que contradicen los obtenidos por Gabel y Sinclair-Desgagné (1999, 2001).

Aunque la metodología seguida hasta este momento para contrastar la hipótesis de Porter es la propuesta por Gabel y Sinclair-Desgagné (2001), nuestro resultado difiere del que encuentran estos autores. La explicación se encuentra en la aplicación errónea que a nuestro entender hacen del teorema de la envolvente y que les permite concluir que la hipótesis de Porter es factible.

Según el teorema de la envolvente, una modificación en los parámetros afecta a la función valor por dos vías: primero, existe un mecanismo de transmisión directo descrito por la funcionalidad de  $V(c_1, c_2)$  con respecto a  $c_1$  y  $c_2$ ; y, segundo, existe un mecanismo de transmisión indirecto, ya que  $c_1$  y  $c_2$  también inciden en la elección óptima de  $c_3^*$  y  $x^*$ , influyendo de este modo en los beneficios esperados de los agricultores. Pero el teorema de la envolvente establece que ante una variación en el parámetro, la función de valor sólo se ve afectada por el efecto directo. El mecanismo de transmisión indirecto desaparece, pues si bien un cambio en  $c_1$  y  $c_2$  afecta a  $c_3^*$  y  $x^*$ , no genera cambios en los beneficios esperados porque impusimos el criterio de optimalidad de igualar la primera derivada a cero ( $\frac{\partial E(R)}{\partial c_3} = 0$  y  $\frac{\partial E(R)}{\partial x} = 0$ ). Al romperse el canal de los efectos indirectos, sólo el efecto directo es relevante, lo que invalida los resultados obtenidos por Gabel y Sinclair-Desgagné (2001) y llevan a rechazar la hipótesis de Porter.

#### 4.4.2.2. El papel del marco institucional

Aunque los resultados que hemos obtenido nos llevan a descartar la hipótesis de Porter, cabe plantearse cómo incide el marco institucional en el comportamiento y las decisiones económicas de los agricultores. Como señalan Feiock y Stream (2001), la relación entre regulación ambiental y obtención de beneficios por parte de las empresas es compleja, ya que es posible que determinados instrumentos

analizados aisladamente desincentiven la realización del cambio tecnológico, pero que implementados en un determinado marco institucional pueden fomentarlo.

Como ya hemos apuntado anteriormente, el comportamiento de los individuos es más complejo que el asumido en los supuestos de elección racional, donde los actores tienen información completa y pueden ordenar perfectamente sus preferencias. Olson (1971) predice que, en un contexto de racionalidad perfecta, los individuos resuelven no participar en acciones de carácter colectivo a partir de un cálculo de costes y beneficios. De aquí surge la tendencia individual a no participar en acciones colectivas (teoría del gorrón o *free-rider*). Sólo en aquellas situaciones en que el tamaño del grupo del que forman parte sea lo suficientemente reducido o exista un cierto grado de coerción se modificará este comportamiento oportunista.<sup>295</sup>

---

<sup>295</sup> Podemos distinguir, a partir de la teoría de la elección racional, dos tipos de modelos que formalizan la toma de decisiones individuales en relación a la acción colectiva: los modelos paramétricos, desarrollados a partir del trabajo de Olson, donde el contexto se considera dado; y los modelos estratégicos, donde mediante la utilización de la teoría de juegos, las decisiones de los actores se vuelven interdependientes (Aguar, 2003). El dilema del prisionero representa un dilema social, una situación en la que existe una contradicción entre lo que es racional a nivel individual y lo racional desde un punto de vista colectivo. El problema que plantea un juego como el dilema del prisionero, en un contexto estático, es un problema de confianza: aunque la mejor opción colectivamente sería que ambos cooperasen, la opción elegida desde un punto de vista individual es la de no cooperar. Pero cuando repetimos un número de veces limitado el juego, la estrategia ganadora es aplicar la ley de Talió (Axelrod, 1984); mientras que si el juego se repite indefinidamente, la cooperación pasa a ser la estrategia preferida por los actores. En los últimos años se han desarrollado nuevos juegos que permitan explicar mejor la acción colectiva y los dilemas sociales, como es la llamada teoría de juegos evolutiva (Alexander, 2002): el juego puede comenzar con la estructura del dilema del prisionero, pero puede ir evolucionando, no sólo dando lugar a cambios en las estrategias que siguen los actores individuales, sino también situando a éstos ante escenarios y dilemas sociales distintos. Así, dependiendo de factores como el valor relativo otorgado al bien colectivo en cuestión, los actores pueden hallarse ante un dilema del prisionero, un juego del gallina, un juego de la seguridad,... Este modelo de cambio evolutivo tiene la ventaja que incorpora explícitamente mecanismos de aprendizaje, donde los actores pueden beneficiarse de cualquier descubrimiento individual en el sistema donde se hallan insertos. Es lo que se denomina modelo de comportamiento *sideways-looking*: se trata de un modelo de toma de decisiones alternativo a los tradicionales modelos *forward-looking*, como el de Olson, donde los actores tienen expectativas sobre las ganancias futuras asociadas a los cursos de acción alternativos; y los modelos *backward-looking*, propios de los modelos experimentales de aprendizaje, donde se rebajan las demandas de capacidad computacional por parte de los sujetos y se confía en aspectos como la memoria (Miller, 2005).

En cambio, si aceptamos que la capacidad computacional y de búsqueda de información por parte de los individuos no es infinita, si permitimos que en los cálculos de coste y beneficio influyan las reglas, la cultura o los valores que comparten los miembros de una comunidad, el concepto de racionalidad limitada parece más apropiado para explicar la realidad. Pero esto no supone necesariamente una desventaja, sino que simplemente implica que los individuos utilizan herramientas heurísticas simples para tomar sus decisiones. Tomar las decisiones adecuadas no pasa necesariamente por realizar complejos cálculos matemáticos, sino que una buena opción puede ser explotar las regularidades informativas existentes en el ambiente, repetir comportamientos que han generado buenos resultados en determinadas situaciones.

En los últimos años se han realizado algunos experimentos que tratan de contrastar si la acción colectiva puede explicarse a partir del uso de heurísticos, basados en la confianza o en el concepto del deber (Scholz y Pinney, 1995; Scholz y Lubell, 1999). La tesis que desarrollan es que los ciudadanos utilizan heurísticos con el fin de evaluar el nivel de confianza en determinados grupos: cuando la participación en acciones colectivas genera una experiencia positiva, aumenta la confianza y la probabilidad de cumplir con las obligaciones que plantea el colectivo.<sup>296</sup> En todo caso, estos estudios concluyen que el vínculo entre confianza y acción colectiva puede ser reforzado mediante medidas coercitivas, tales como la aplicación de sanciones por determinados comportamientos.

En el caso de la agricultura, la evidencia empírica sugiere que los agricultores pueden estar motivados por consideraciones éticas cuando se presentan problemas

---

<sup>296</sup> Rawls (1979) demostró que el cumplimiento de un código de conducta por un individuo puede reforzar el cumplimiento de los demás. La actuación por libre sigue siendo una posibilidad pero no, como en el dilema del prisionero, un imperativo. La confianza se convierte así en un mecanismo de toma de decisiones, cuyos resultados son calibrados por el individuo y forman parte de su proceso de aprendizaje adaptativo. Un concepto que entronca con el de capital social, entendido como "*el contenido de ciertas relaciones y estructuras sociales, es decir, las actitudes de confianza que se dan en combinación con conductas de reciprocidad y cooperación*" (Durston, 2002:15). El concepto de capital social, en su acepción más amplia, hace hincapié sobre varios factores que no son nuevos, pero que no han sido tomados en cuenta por la economía neoclásica y las teorías de elección racional: confianza y normas de reciprocidad, redes sociales y reglas o instituciones formales e informales. La contribución del enfoque del capital social consiste en que incorpora estos factores aparentemente diversos al marco de la acción colectiva (Ostrom y Ahn, 2003).

ambientales.<sup>297</sup> Es decir, la confianza y las normas de reciprocidad pueden ser una buena regla de decisión, que permitirá compatibilizar los intereses individuales con el interés colectivo en determinados contextos.<sup>298</sup>

Supongamos que los agricultores consideran en sus decisiones aspectos como la reputación o la confianza que tienen en un determinado colectivo. En un contexto caracterizado por los problemas que genera la escasez de agua, donde el ahorro es percibido por la sociedad como una cuestión de interés general, la hipótesis que utilizaremos es que no mejorar la eficiencia en el uso del agua representa para los agricultores no sólo una sanción monetaria ( $c_1$ ), sino también una desaprobación moral que se traduce en una pérdida de credibilidad y reputación dentro del colectivo. En cambio, supondremos que la sanción por realizar un cambio incorrecto ( $c_2$ ) es percibida socialmente como un error dentro de un proceso de aprendizaje, pero que no conlleva la desaprobación social.

Así, frente a los condicionantes económicos citados anteriormente que llevaban a los agricultores a ejercer su opción de retrasar las inversiones en nuevas tecnologías, los aspectos éticos representan un incentivo adicional para realizarla. La implicación que tiene en nuestro modelo la consideración de factores éticos por parte de los agricultores es que se incrementará la probabilidad de efectuar el

---

<sup>297</sup> En la literatura se sugiere que los resultados cooperativos sólo son alcanzables si existe comunicación, confianza y transferencias que compensen las externalidades entre los miembros de una comunidad (Bromley, 1992; Fukuyama, 1995). Lise *et al.* (2001) estudian el dilema que se le plantea a los agricultores que comparten el agua de una reserva, sobre si realizar una demanda elevada o reducida de agua. Esta decisión estará en función de sus cultivos, pero también del comportamiento que esperan de los otros agricultores, ya que sus decisiones determinarán el remanente de agua en la reserva y el grado de incertidumbre sobre el abastecimiento futuro. Rodríguez-Ibeas (2003) analiza la relación la competitividad de las empresas y su grado de honestidad, entendido como la capacidad de priorizar los aspectos éticos o ambientales por encima de los económicos. Las conclusiones a las que llega es que las empresas deshonestas contaminan más, pero tienen una ventaja competitiva en costes; pero si todas las empresas que tienen acceso a una tecnología menos contaminante son honestas, se incrementará el bienestar social.

<sup>298</sup> Las razones que explican por qué un grupo de individuos heterogéneo puede llegar a formar una comunidad moral respecto a un problema determinado se hallan en la percepción de una situación de crisis social, la mayor información disponible entorno a una determinada cuestión, la proximidad entre la localización del recurso y sus usuarios, el nivel de capital social o la probabilidad de descubrir comportamientos oportunistas (Lynne y Burkhardt, 1990; Wade, 1992). A modo de ejemplo podemos citar la gestión de aguas subterráneas en la Cuenca Occidental del condado de Los Ángeles en EE.UU (Blomquist y Ostrom, 1992) o el comportamiento cooperativo en las aldeas del sur de la India (Wade, 1986).

cambio tecnológico, es decir, se reducirá el error de tipo I ( $f_{c_1} < 0$ ); pero se tenderá a aumentar el error de tipo II ( $e_{c_1} > 0$ ). En esta situación, los resultados que obtenemos al contrastar la hipótesis de Porter son:

$$\frac{\partial E(R)}{\partial c_1} = \underbrace{\underbrace{P(C)f_{c_1}}_{+} \underbrace{(\beta - \alpha)}_{-}}_{+} + \underbrace{\underbrace{P(I)e_{c_1}}_{+} \underbrace{(\gamma - \beta)}_{-}}_{-} - \underbrace{\underbrace{P(C)f}_{+} \underbrace{P(I)(1-e)}_{+}}_{-}$$

$$\frac{\partial E(R)}{\partial c_2} = P(I)e(-h) < 0$$

Los resultados que obtenemos muestran que una política del agua donde se implementen sanciones por no mejorar la eficiencia en el uso del agua ( $c_1$ ) produce un efecto ambiguo sobre los beneficios esperados de los agricultores, por lo que es factible que se cumpla la hipótesis de Porter; en cambio, las sanciones por realizar un cambio incorrecto ( $c_2$ ) genera un coste adicional que empeora inequívocamente los resultados de los agricultores, por lo que no se cumpliría la hipótesis de Porter.

Por tanto, podemos concluir que más allá de que es posible que exista una política *win-win* en la política del agua si se implementan sanciones por no mejorar la eficiencia ( $c_1$ ), el marco institucional es un aspecto fundamental a considerar: una misma medida tienen consecuencias diferentes en función de cuales sean las normas o los valores sociales vigentes en una comunidad. Por otra parte, el resultado negativo obtenido respecto a las sanciones por un cambio incorrecto ( $c_2$ ) entronca con una idea sugerida repetidas veces a lo largo de este trabajo: se debe ser flexible en la aplicación de los métodos y conceder un cierto margen de error para que los agricultores experimenten con nuevas tecnologías.<sup>299</sup>

---

<sup>299</sup> Los resultados obtenidos en este modelo nos llevan a concluir de la misma manera que lo hacíamos en el capítulo 1: "en un mundo de incertidumbres nadie conoce la manera exacta de resolver los problemas a los que nos enfrentamos (...). Pero la sociedad que permite generar un mayor número de tentativas es la que tiene la mayor probabilidad de resolver sus problemas a lo largo del tiempo" (North, 1990:108).

## **CONCLUSIONES**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

Los principales objetivos de esta investigación han sido estudiar la evolución de la política del agua en España, los factores que explican el rumbo que ha adoptado y los obstáculos que impiden alcanzar una mayor eficiencia en el uso de este recurso; pero también diseñar un sistema de incentivos que permita alcanzar un mayor nivel de ahorro de agua en la agricultura y transferirla hacia otros usos.

En el capítulo 1 estudiamos los distintos enfoques que pueden aplicarse en la política del agua en España, analizando los factores que explican por qué se ha inspirado en el modelo de política hidráulica tradicional a lo largo del siglo XX. La respuesta que se ha dado a la irregular distribución temporal y espacial del agua ha partido de la premisa de que la dotación del agua en España, un factor de producción básico para el desarrollo económico, es suficiente para cubrir las necesidades existentes. Así, la solución al problema del agua pasaba por desarrollar unas redes hidráulicas que regulasen el caudal natural y garantizaran un abastecimiento estable de agua, tanto para el consumo humano como para las actividades económicas. La incapacidad de la iniciativa privada para sufragar estas infraestructuras justificó la intervención del Estado, que pasó a tomar la iniciativa de planificarlas y financiarlas, declarándolas de interés general en aras a conseguir la modernización del país. La consecuencia de esta política fue que el coste de la construcción y explotación de las infraestructuras recayó sobre los presupuestos públicos, dado que el objetivo de movilización del recurso hizo que los precios soportados por los usuarios no jugarán ningún papel como mecanismo de asignación.

Pero las ideas sobre cómo se debe abordar el problema del agua han ido evolucionando: de una situación a principios del siglo XX, donde las grandes obras hidráulicas se consideraban necesarias para extender el regadío e impulsar la modernización y la regeneración de España, se ha pasado en la actualidad a poner el énfasis en aspectos como la eficiencia o la sostenibilidad en el uso de un bien cada vez más escaso como es el agua. Es decir, hoy en día la preocupación en torno al agua no sólo radica en aspectos relacionados con la cantidad o la necesidad de satisfacer las demandas, sino también en la calidad del recurso y la conservación ambiental. Esta diversidad de objetivos plantea la disyuntiva sobre cuál es el modelo de gestión del agua que debe adoptarse, un hecho que se ha puesto de manifiesto en las dificultades existentes para consensuar un Plan Hidrológico Nacional.

Las alternativas que se han planteado a la política hidráulica tradicional, basada en un modelo de oferta y orientada hacia el aumento de las disponibilidades de recursos hídricos, son los llamados modelos de demanda y los modelos de uso sostenible. El enfoque de demanda de agua postula un diseño más eficiente de los sistemas de gestión, tratando de introducir incentivos que impulsen el ahorro de agua y transmitan señales de escasez a los usuarios. Un planteamiento que critica el excesivo énfasis que habitualmente se ha dado a las soluciones basadas en la ingeniería del suministro de agua y con la escasa relevancia concedida a los aspectos económicos. Los modelos de uso sostenible comparten esta crítica, pero consideran que los valores ecológicos y sociales del agua escapan de la lógica del mercado, por lo que sostienen que la Administración Pública debe seguir interviniendo en la asignación del agua, tratando de compatibilizar la eficiencia económica con la atención a la dimensión ambiental, las señales de escasez del mercado con los valores sociales del agua.

Nuestro objetivo en este primer capítulo es determinar cuáles son las razones que impulsan a gobiernos de distinta ideología a seguir apostando por una política hidráulica tradicional y analizar cuáles son los obstáculos que impiden la adopción de un nuevo enfoque en la política del agua en España. Para ello, a lo largo del capítulo abordamos el papel que han jugado y juegan factores como el marco institucional, la fuerza que tienen determinadas ideas o el grado de convergencia de intereses entre los grupos de presión que pretenden incidir en las cuestiones del agua. Si bien es cierto que esta cuestión ha sido abordada por diversos autores (Mezo, 1995; Pérez Díaz *et al.*, 1996; Ramos, 2001; Bukowski, 2005), todos ellos han destacado de un modo u otro el papel determinante que han tenido los grupos de presión en la formación de la política del agua en España. En cambio, en esta investigación utilizaremos el enfoque continental de las *policy networks*, que nos lleva a concluir que aunque la coalición de intereses es una variable significativa para explicar la evolución de la política del agua, su relevancia ha sido menor que la del marco institucional o el papel de las ideas.

Cuando analizamos la política del agua en España, la primera pregunta que se nos plantea son las razones que han hecho que durante todo un siglo no se haya modificado la manera de abordar la cuestión del agua. A pesar de los cambios en la estructura económica, de la aparición de nuevos actores con la democracia, de agravarse los problemas de escasez de agua,... el modelo de oferta en que se basa la política hidráulica tradicional ha sido una constante a lo largo del siglo XX: la

solución al problema del agua en nuestro país pasaba por desarrollar unas redes hidráulicas que regulasen el caudal natural. Un enfoque basado en las ideas del regeneracionismo, que tenían la virtud de establecer un nexo entre la modernización del país y la cuestión olvidada del agua, convirtiendo a la política hidráulica en el remedio al retraso de la economía española: el incremento de la oferta de agua permitiría la expansión del regadío y de la productividad agrícola, pero al mismo tiempo generaba ocupación en la construcción de las obras hidráulicas, permitía obtener energía hidroeléctrica y favorecía el asentamiento de la población en todo el territorio. Desde esta perspectiva, se puede entender la política hidráulica tradicional como un juego de suma positiva, donde son muchos los colectivos que salen beneficiados.

Aunque el consenso que se generó alrededor de las ideas regeneracionistas y la confluencia de intereses en torno a la política hidráulica tradicional son factores relevantes, nuestra hipótesis es que fue el marco institucional el que tendió a perpetuarla en el tiempo. Los datos muestran que durante las dictaduras de Primo de Rivera y de Franco se intensificó la política de obras hidráulicas; o dicho de otro modo, en aquellas épocas en las cuales el Estado ha sido más autoritario se ha intensificado su presencia en las cuestiones hidráulicas. Una correlación entre autoritarismo y política hidráulica tradicional que nos lleva a deducir que fue tanto la necesidad de obtener el apoyo de determinados grupos económicos y legitimar su permanencia en el poder, como la ideología nacional-catolicista y la filosofía totalitaria del Estado, lo que permitió la consolidación de una política del agua basada en un principio jerárquico, constituida como una estructura cerrada alejada del escrutinio público y con unas pautas de interacción estables, donde conceptos como la eficiencia o la sostenibilidad en el uso del recurso podían ser ignorados.

Una segunda cuestión que se nos plantea al analizar la política del agua en España son las dificultades que existen en la actualidad para consensuar una respuesta frente a los problemas de escasez. Aunque tanto el modelo de demanda como el de uso sostenible plantean distintas alternativas para resolverlos, a pesar de todas las críticas vertidas sobre el modelo de oferta de la política hidráulica tradicional, la política sigue siendo la de aumentar las disponibilidades de agua. Es decir, aunque se vislumbra un proceso de cambio en el enfoque de la política de agua, parecen existir elementos que dificultan la introducción de un nuevo paradigma y que conducen a que tanto el Partido Popular como el Partido Socialista Obrero Español sigan apostando por un modelo de oferta.

Más allá de la ampliación de la red de actores que supuso la transición a la democracia y la entrada en la Comunidad Europea, que dificulta un consenso sobre qué tipo de política del agua realizar, nuestra hipótesis para explicar las reticencias al cambio de paradigma es que existe un conflicto en el plano de las ideas. La diversidad de enfoques en torno a la cuestión del agua ha puesto de manifiesto que cualquier instrumento que se utilice en la gestión del agua presenta algún sesgo: la ausencia de señales de escasez que se achacaba a la política hidráulica ha sido contrarrestada por la idea de que el precio del agua no es el criterio de asignación más eficiente y sostenible socialmente, ya que muchos valores del agua se escapan a la lógica del modelo neoclásico. De ahí que los nuevos modelos de uso sostenible guarden un cierto paralelismo con la política hidráulica tradicional: el sector público, en un país con un marcado sentido comunal y público de las aguas, debe jugar un papel fundamental en la solución al problema del agua.

Además, la alternativa de adoptar medidas de contención de la demanda de agua basados en la traslación de costes a los usuarios supone un coste desde el punto de vista político, ya que equivale a eliminar la subvención encubierta que tradicionalmente ha recibido el consumo de agua y choca con la aversión al riesgo asociado a la innovación en el diseño de las políticas públicas, más aún cuando sus resultados son inciertos en términos de equidad o eficiencia social. Los partidos políticos que han tenido responsabilidades de gobierno en España han optado por reformular el discurso asociado a la política hidráulica tradicional: frente al ideario ecologista planteado en el modelo de uso sostenible, en el diseño de la política de agua en España se ha apelado a un discurso de solidaridad interterritorial, a la idea de la búsqueda del bien común como justificación última de la acción del gobierno. La conjunción de la idea del determinismo geográfico y del determinismo tecnológico establece un nexo entre el pasado y el futuro: los avances tecnológicos son la fuente de la modernización de una sociedad y, como tal, deben también ayudar a resolver los problemas tradicionales de la cuestión del agua. La necesidad de desarrollar las infraestructuras hidráulicas como solución al problema del agua no es percibida como una idea obsoleta, sino como la manera de saldar una deuda pendiente en la historia de España. El resultado de este discurso a favor de la política de oferta de agua es el reforzamiento del papel del Estado, no sólo como planificador e impulsor de la construcción de grandes obras hidráulicas calificadas de interés general, sino también como albacea de un discurso de cohesión territorial, que se convierte en un ancla ideológica que legitima las funciones del poder central frente a otros niveles administrativos y refuerza la unidad del Estado.

En el capítulo 2 abordamos la controversia sobre el grado de participación del sector público y el papel que deben tener los instrumentos de mercado en la política del agua. Elementos como la existencia de economías de escala, la interdependencia de usos, la necesidad de regular las externalidades, el mantenimiento de un caudal ecológico o el objetivo de mantener un cierto equilibrio territorial sugieren que la intervención pública debe desempeñar un papel importante en la gestión del agua, pero también es cierto que la utilización de los mecanismos de mercado puede contribuir a asignar un recurso escaso de manera más eficiente, especialmente en períodos de sequía.

En realidad, a pesar de que casi todos los países del mundo tienen códigos formales del agua, muy pocos reconocen que los derechos de agua sean transferibles y la mayoría de ellos prohíben explícitamente las transacciones de agua entre usuarios. Tras estudiar las experiencias en distintos países concluimos que, aunque se reconocen las ganancias potenciales de eficiencia asociadas a los mercados de agua, las incertidumbres asociadas a su funcionamiento han hecho que su viabilidad política se vea mermada.

El objetivo fundamental de este capítulo 2 es analizar el nuevo marco jurídico establecido en la reforma de la Ley de Aguas de 1999 en España, donde se contempla tanto la posibilidad de crear mercados de agua regulados, como la de establecer centros de intercambio de derechos de uso o bancos de agua. Tras analizar las restricciones introducidas por el legislador en el funcionamiento del mercado de agua, que limitan las posibles ganancias de eficiencia en el uso del agua, estudiamos cuáles son las ventajas asociadas a los bancos de agua. Frente a la opción de considerar el agua como un bien económico que debe estar sujeto a las fuerzas del libre mercado y la de considerarlo un bien social que debe quedar al margen del mercado, los bancos de agua representan una vía intermedia: considerar el agua como un bien escaso, donde los incentivos de mercado pueden ser muy útiles para asignarla entre usos y usuarios alternativos, pero que deben ser diseñados tanto en función de criterios de eficiencia económica como de preservación de los valores sociales y ambientales del agua.

La creación de bancos de agua puede ser potencialmente más beneficiosa, pero también más viable política y socialmente, que los controvertidos mercados de agua. Un banco de agua combina la autonomía de los actores típica de los mercados con la habilidad de las jerarquías para perseguir los objetivos seleccionados y controlar sus consecuencias anticipándolas.

El impulso para modificar el diseño de la política del agua no sólo surge de la necesidad de reasignar el agua hacia nuevos usos, sino también de la aparente mala gestión del agua en los regadíos españoles: grandes pérdidas de agua, aplicación a cultivos de baja rentabilidad,... Si la agricultura es el principal destinatario del agua disponible en España, con una dotación cercana al 80% de los recursos totales, cualquier cambio en la política del agua incide especialmente en el sector agrícola.

Dadas las dificultades de realizar una reasignación de los derechos de uso de agua, de introducir mercados de agua para favorecer la relocalización, de la viabilidad política de promover la recuperación de costes en el precio del agua, en el capítulo 3 diseñamos una estructura de incentivos que impulse el cambio tecnológico en la agricultura, como medio para alcanzar un uso más eficiente del agua y favorecer un ahorro que pueda ser asignado a los nuevos usos del agua. Una política del agua que fomente el ahorro y la eficiencia en el uso del agua, pero que al mismo tiempo reduzca los costes políticos y sociales de su implementación. Unas ayudas al cambio tecnológico en la agricultura que pueden interpretarse como una compensación a los agricultores por las externalidades positivas en el medio ambiente que genera el ahorro de agua, al tiempo que mejoraría la productividad agrícola. En concreto, analizamos cuáles serán los efectos de establecer un sistema de ayudas a la innovación tecnológica ligadas a la obtención de unos determinados niveles de ahorro de agua en un entorno de información asimétrica.

El marco institucional a través del cual puede instrumentarse esta política puede ser tanto un banco de agua, en el que se establezca que la posibilidad de venderle derechos de uso de agua está condicionada a una mejora en la eficiencia de uso; o mediante un acuerdo voluntario entre distintas cuencas hidrográficas, por las cuales el comprador se compromete a financiar las inversiones necesarias para mejorar las infraestructuras hidráulicas de la parte cedente, a cambio de que ésta le ceda un porcentaje de los caudales ahorrados debido a estas mejoras. En cualquier caso, la ventaja de utilizar un organismo público como intermediario es que el ahorro de agua que se genere no estaría sometido a ningún tipo de orden de prelación de usos, por lo que podría ser gestionado por esta institución bajo criterios ambientales, de eficiencia y/o de equidad. Una institución que contribuiría a reducir e internalizar los costes de transacción, que posibilitaría la reasignación intersectorial del agua y la recuperación del buen estado ecológico de los recursos hídricos.

Aunque consideraremos que el objetivo del cambio tecnológico es generar un determinado ahorro de agua que pueda ser utilizado en otros usos, el agricultor puede considerar que no es beneficioso minimizar las pérdidas de agua. Nuestro objetivo es diseñar un mecanismo de incentivos para optimizar y regular la conducta del agricultor, que le induzca al cambio tecnológico. El diseño de este mecanismo de incentivos está condicionado por la existencia de un problema de información asimétrica: la autoridad hidrográfica posee información sobre variables estratégicas que describen el conjunto del sistema, pero desconoce los costes y beneficios que genera en los usuarios. Es decir, el contrato entre los agricultores y la administración es incompleto, ya que ésta última no tiene la técnica, la organización o las capacidades financieras para controlar perfectamente y a un coste cero la actuación de los agricultores.

La principal conclusión que obtenemos en el modelo de agencia desarrollado en el capítulo 3 es que la existencia de un problema de información asimétrica puede introducir ineficiencias importantes en el contrato que la institución hidrográfica ofrece al agricultor, ya que debe sopesar el coste marginal que supone la disminución de ahorro en un tipo de agricultor frente al beneficio marginal de incrementar el ahorro en el otro tipo de agricultor. No obstante, esta ineficiencia no debe considerarse un fallo en el uso racional de los recursos, sino que debe entenderse que la eficiencia asignativa de los recursos es sólo una parte del objetivo del principal. Así, en aquellas situaciones con información asimétrica en que alguno de los agricultores tiene incentivos a no revelar su verdadero tipo, la administración dispone de diversos mecanismos para descubrir las verdaderas características de cada agricultor, ya sea por medio de la concesión de unas rentas de información y/o exigir un mayor o menor nivel de ahorro de agua a algún tipo de agricultor.

Un primer resultado que obtenemos es que, en una situación asimétrica, el nivel de ahorro de cada tipo de agricultor varía en función de su estructura de costes y de su utilidad de reserva. El nivel de ahorro que se le exige al agricultor eficiente será el mismo que con información simétrica siempre que  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ ; mientras que en el caso del agricultor ineficiente sucederá cuando  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R$ . En cambio, si sucede que  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R$ , la institución hidrográfica establecerá por contrato que el ahorro del agricultor eficiente se sitúe por debajo del que se le requería con información simétrica; no obstante, aunque modificar el ahorro del agricultor eficiente es en ocasiones una condición suficiente (caso 4), en otras es preferible

implementarlo junto a la concesión de unas rentas de información al agricultor ineficiente (casos 1, 2 y 3). Una última situación la encontramos cuando  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ , en cuyo caso la institución hidrográfica establecerá por contrato que el ahorro de agua del agricultor ineficiente se sitúe por encima del que se le requería con información simétrica; no obstante, aunque modificar el ahorro del agricultor ineficiente es en ocasiones suficiente (caso 6), en otras es preferible implementarlo junto a la concesión de unas rentas de información para el agricultor  $H$  (caso 7).

Un segundo resultado está relacionado con cuál es la sensibilidad o la composición del órgano administrativo que gestiona el sistema de ayudas al cambio tecnológico para alcanzar un determinado ahorro de agua. Este aspecto será relevante en aquellas situaciones en las que la institución hidrográfica deba conceder unas rentas de información a alguno de los agricultores para conseguir que revele su verdadero tipo. Así, una institución reguladora cuyo control recaiga en los agricultores tendrá un sesgo a utilizar más las rentas de información como mecanismo de revelación, ya que el coste de las transferencias es soportado por el conjunto de la sociedad pero los beneficios monetarios recaen exclusivamente sobre ellos mismos. En cambio, si el organismo está controlado por ecologistas, éstos minusvaloran la externalidad positiva que representa conceder una renta de información a los agricultores, por lo que distorsionan más los niveles de ahorro de agua para conseguir minimizar al máximo estas transferencias. Esta situación nos lleva a un resultado paradójico: en ocasiones, como sucede en los casos 1, 2 y 3, una institución hidrográfica más sensible a los planteamientos de los agricultores conducirá a lograr un mayor nivel de ahorro que si predominase una sensibilidad ambiental. Por tanto, podemos concluir que tan importante como considerar el problema de selección adversa en el diseño de la política del agua es analizar el comportamiento de las instituciones: éstas no realizan un esfuerzo dirigido a maximizar el bienestar de los ciudadanos en su conjunto, sino un esfuerzo encaminado a maximizar su propio bienestar.

Un tercer resultado que se deriva del modelo de agencia es que la administración, ya sea estableciendo penalizaciones o concediendo acceso a determinados programas de subvenciones, puede influir en cuál es la utilidad de reserva de los agricultores. De este modo, puede influir en  $r_H$  y  $r_L$  con el objetivo de maximizar la eficiencia económica, como sucede en el caso 3, cuando ambos tipos de agricultores alcanzan un nivel de ahorro equivalente al que alcanzaban con

información simétrica; o bien puede tratar de maximizar el ahorro de agua a nivel agregado de los agricultores, como sucede en el caso 7; o bien minimizar el nivel de transferencias que se conceden a los agricultores, como ocurre en el caso 1; o bien discriminar en favor de algún tipo de agricultor, concediéndole unas mayores rentas de información, como sucede con los agricultores eficientes en el caso 7 o con los ineficientes en el caso 2.

Finalmente, en el capítulo 4, analizamos por qué en el sector agrícola un sistema de incentivos para fomentar el cambio tecnológico y conseguir un uso más eficiente del agua, instrumentado a través de las subvenciones que concede la administración cuando se alcanza un determinado ahorro de agua, no siempre constituye una condición suficiente para que los agricultores inicien ese proceso de cambio. La evidencia empírica muestra que la inversión en nueva tecnología en la agricultura es inferior a la que cabría esperar, ya sea por la racionalidad limitada de los agricultores, por el grado de irreversibilidad de las inversiones o por su coste de oportunidad.

El objetivo de este último capítulo es estudiar si la administración, mediante el establecimiento de mayores sanciones por el uso inadecuado del agua, puede inducir a los agricultores a experimentar con nuevas tecnologías y a incrementar sus expectativas de beneficios. Es decir, contrastar si se cumple la "hipótesis de Porter", según la cual el endurecimiento de las sanciones puede desencadenar un proceso de cambio que, si bien impone algunos costes a corto plazo, estimula un proceso de innovación, de reingeniería de procesos, de producto,... Unos beneficios indirectos que mejoran la productividad y el resultado de las explotaciones agrícolas, compensando parcial o totalmente los costes de cumplir con esa regulación ambiental más estricta.

Para analizar si existe una política del agua que genere oportunidades *win-win* es necesario modelizar el proceso de toma de decisiones por parte de los agricultores. Siguiendo la metodología desarrollada en Gabel y Sinclair-Desgagné (1999, 2001), cuando analizamos los efectos que produce en los beneficios esperados del agricultor la sanción por no haber mejorado la eficiencia en el uso del agua ( $c_1$ ) o la sanción impuesta por haber realizado un cambio incorrecto financiado por la administración ( $c_2$ ) son negativos. Es decir, en ambos casos no se cumple la hipótesis de Porter, ya que el aumento de las sanciones reduce las expectativas de beneficio de los agricultores.

Aunque la metodología para contrastar la hipótesis de Porter es la propuesta por Gabel y Sinclair-Desgagné (1999, 2001), nuestro resultado difiere del que encuentran estos autores. La explicación se encuentra en la aplicación errónea que a nuestro entender hacen del teorema de la envolvente y que invalida sus resultados.

Si bien los resultados que hemos obtenido nos llevan a descartar la hipótesis de Porter, cabe plantearse cómo incide el marco institucional en el comportamiento y las decisiones económicas de los agricultores. Cuando introducimos consideraciones éticas en el comportamiento de los agricultores, tales como la confianza o la reputación, concluimos que frente a los condicionantes económicos citados anteriormente que llevaban a los agricultores a ejercer su opción de retrasar las inversiones en nuevas tecnologías, los aspectos éticos representan un incentivo adicional para realizarla. La implicación que tiene en nuestro modelo es que se incrementará la probabilidad de efectuar el cambio tecnológico y que una política del agua donde se implementen sanciones por no mejorar la eficiencia en el uso del agua ( $c_1$ ) produce un efecto ambiguo sobre los beneficios esperados de los agricultores, por lo que es factible que se cumpla la hipótesis de Porter. En cambio, las sanciones por realizar un cambio incorrecto ( $c_2$ ) genera un coste adicional que empeora inequívocamente los resultados de los agricultores, por lo que no se cumpliría la hipótesis de Porter. Por tanto, podemos concluir que más allá de que es posible que exista una política *win-win* en la política del agua si se implementan determinadas sanciones, el marco institucional y el capital social son aspectos que llevan a que una misma medida tenga consecuencias diferentes en función de cuales sean las normas o los valores sociales vigentes en una comunidad.

## **BIBLIOGRAFÍA**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

Acemoglu, D. y Robinson, J. A. (2000): "Political Economy, Governance and Development", *American Economic Review*, vol. 90, 2, 126-130.

AEMA (2000): "¿Es sostenible el uso del agua en Europa? Situación, perspectivas y problemas", *Informe de evaluación ambiental*, 7. Copenhague, Agencia Europea de Medio Ambiente.

AEMA (2001): *El medio ambiente en la Unión Europea en el umbral del siglo XXI*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente y Agencia Europea de Medio Ambiente.

Aguilar, F. (1993): "La lógica de la cooperación", en Aguilar, F. (comp.): *Intereses individuales y acción colectiva*. Madrid, Fundación Pablo Iglesias. 1-42.

Aguilera, F. (1992a): "La preocupación por el medio ambiente en el pensamiento económico actual", *Información Comercial Española*, 711, 31-41.

Aguilera, F. (1992b): "¿La tragedia de la propiedad común o la tragedia de la malinterpretación en economía?" [1991], en Aguilera, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 359-382.

Aguilera, F. (1993): "El problema de la planificación hidrológica: una perspectiva diferente", *Revista de Economía Aplicada*, vol. I (2), 209-216.

Aguilera, F. y Sánchez, J. (2002): "Los mercados de agua en Tenerife: de la teoría a la práctica", *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Sevilla, 13-16 de noviembre.

Ahmad, M. (2000): "Water Pricing and Markets in the Near East: Policy Issues and Options", *Water Policy*, 2, 229-242.

Alesina, A. y Roubini, N. (1992): "Political Cycles in OECD Economies", *Review of Economic Studies*, 59, 663-688.

Alexander, J. M. (2002): "Evolutionary Game Theory", *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*. [Consulta: 7 de diciembre de 2005]  
<http://plato.stanford.edu/archives/sum2003/entries/game-evolutionary/>.

Ambec, S. y Barla, P. (2002): "A Theoretical Foundation of Porter Hypothesis", *Economic Letters*, 75, 355-360.

Andreoni, J. y Levinson, A. (2001): "The Simple Analytics of the Environmental Kuznets Curve", *Journal of Public Economics*, 80, 269-286.

Arrojo, P. (1997): "España y California. El contraste de dos modelos de planificación y gestión hidrológica", en Arrojo, P. y Naredo, J. M.: *La gestión del agua en España y California*. Bilbao, Bakeaz. 15-150.

Arrojo, P. (1999): "El valor económico del agua", *Revista CIDOB d'Afers Internacionals*, 45-46, 145-169.

Arrojo, P. (coord.) (2001): *El Plan Hidrológico Nacional a debate*. Bilbao, Fundación Nueva Cultura del Agua - Bakeaz.

Artis, M. y Nixson, F. (2001): *The Economics of the European Union*. 3ª ed. Oxford, Oxford University Press.

Atienza, L. M. (1992): "Regadíos en España", en MOPT: *Política hidráulica*. Madrid, Ministerio de Obras Públicas y Transporte. 315-327.

Axelrod, R. (1984): *The Evolution of Cooperation*. Nueva York, Basic Books.

Azqueta, D. y Ferreiro, A. (1994): *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Madrid, Alianza Economía.

Barrón, L. F. y Remes, A. (coord.) (1996): *Crecer y conservar. Definiciones para una política ecológica*. México, Ed. Cal y Arena.

Bauer, C. (1996): "El mercado de aguas en California", en Embid, A. (dir.): *Precios y mercados de agua*. Madrid, Civitas. 179-205.

Bauer, C. J. (2005): "In the image of the market: the Chilean model of water resources management", *International Journal of Water*, vol. 3 (2), 146-164.

Beato, P. (1997): "Participación del sector privado en los sistemas de agua potable y saneamiento: ventajas, riesgos y obstáculos", *Informe Técnico*, 12/97, Washington D.C., BID.

Beato, P. (2000): "Cross Subsidies in Public Services: Some Issues", *Inter-American Development Bank*. Washington, D. C., Sustainable Development Dept. Technical Paper Series, IFM-122.

- Benet, J. (1989): "Hidráulica moderna y regadío antiguo", *Obras Públicas*, 13, 4-5.
- Benet, J. y Masagué, A. (1986): *El agua en España*. Barcelona, Lunwerg Editores.
- Ben-Ner, A. y Putterman, L. (1999): "Valores e instituciones en el análisis económico", *Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa*, 33, 43-77.
- Berbel, J.; Cañas, J. A.; Gómez-Limón, J. A.; López Baldovín, M. J. y Arriaza, M. (1999): *Micromodelos de gestión de agua de riego. Análisis del impacto socioeconómico y ambiental de una política de precios*. Concejalía de Medio Ambiente, Ayuntamiento de Córdoba.
- Blas, A. y Pastor, J. (coord.)(1997): *Fundamentos de Ciencia Política*. Madrid, UNED.
- Blomquist, W. y Ostrom, E. (1992): "Capacidad institucional y solución al dielma de los recursos de propiedad común" [1985], en Aguilera, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 383-402.
- Boix, C. (1993): "Modelos político-institucionales de política económica", *Hacienda Pública Española*, 126-127.
- Boix, C. (1996): *Partidos políticos, crecimiento e igualdad: estrategias económicas conservadoras y socialdemócratas en la economía mundial*. Madrid, Alianza Universidad.
- Boix, C. (2001): "Democracy, Development and the Public Sector", *American Journal of Political Science*, 45.
- Börzel, T. A. (1997): "¿Qué tienen de especial los policy networks? Explorando el concepto y su utilidad para el estudio de la gobernación europea", [Consulta: 30 de julio de 2005] <http://revista-redes.rediris.es/webredes/textos/policynet.doc>
- Boyer, M. y Laffont, J. J. (1999): "Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental Incentive Regulation", *Rand Journal of Economics*, vol. 30 (1), 137-157.
- Briscoe, J. (1996): "Water as an economic good: the idea and what means in practice", *World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage*. El Cairo, septiembre.

Briscoe, J. (1997): "Managing Water as an Economic Good: Rules for Reformers". *International Committee on Irrigation and Drainage Conference*. Oxford.

Bromley, D. (1992): "Problemas en la gestión del agua y del suelo: una perspectiva institucional" [1982], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 111-138.

Brown, L. e Ingram, H. (1992): "El valor comunitario del agua: consecuencias para los pobres de las zonas rurales del sudoeste" [1987], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 97-107.

Buchanan, J. M. y Tullock, G. (1975): "Polluters' profits and political response: direct control versus taxes", *American Economic Review*, 65, 130-147.

Bukowski, J. (2005): "Spanish Water Policy and the Nacional Hydrological Plan: An Advocacy Coalition Approach to Policy Change", *EUSA 9th Bienal Internacional Conference*. Austin (Texas), 31 de marzo - 2 de abril. [Consulta: 17 de octubre de 2005] [http://aei.pitt.edu/3014/01/Bukowski-Spanish\\_Water\\_Policy-3-16-05.htm](http://aei.pitt.edu/3014/01/Bukowski-Spanish_Water_Policy-3-16-05.htm)

Cabrera, E., Cobacho, R., Almandoz, J., Cabrera, E. y Arregui, F. (2002): "La gestión del agua en los países de la Unión Europea: paradigmas del Norte y del Sur". *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Sevilla, 13-16 de noviembre.

Calatrava, J. y Garrido, A. (2005): "Modelling water markets under uncertain water supply", *European Review of Agricultural Economics*, vol. 32 (2), 119-142.

Caldwell, L. K. (2000): "Twenty-First-Century Challenges for Environmental Management", *Public Administration Review*, vol. 60 (6), 588-590.

Calvo, M. (2001): "La regulación ecológica del agua en el siglo XXI. Reflexiones al hilo de la Ley 46/1999, de Reforma de la Ley 29/1985", *Revista de Administración Pública*, 154, 409-440.

Camdessus, M. (dir.) (2003): "Financing Water For All", en *Report of the World Panel on Financing Water Infrastructure*. Kyoto, 3rd World Water Forum.

- Carey, J. M. y Zilberman, D. (2002): "A Model of Investment under Uncertainty: Modern Irrigation Technology and Emerging Markets in Water", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 84 (1), 171-183.
- Caswell, M. y Lichtenberg, E. (1990): "The Effects of Pricing Policies on Water Conservation and Drainage", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 72 (4), 883-893.
- Caswell, M. y Zilberman, D. (1985): "The Choices of Irrigation Technologies in California", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 67 (2), 224-234.
- Ceña, F. y Ortiz, D. (2000): "El valor económico de los usos emergentes del agua: una perspectiva institucionalista", *6ª Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. Valencia, 22-23 de noviembre.
- Chakravorty, U. y Zilberman, D. (2000): "Introduction to the special issue on management of water resources for agriculture", *Agricultural Economics*, 24, 3-7.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1992): "Economía del agua: relaciones con el derecho y la política" [1967], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 19-64.
- Clark, E. y Mondello, G. (2000): "Water Management in France: Delegation and Irreversibility", *Journal of Applied Economics*, vol. III (2), 325-352.
- Coase, R. H. (1960): "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Colby, B. G. (1990): "Transactions Costs and Efficiency in Western Water Allocation", *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (5), 1184-1192.
- Colby, B. G. (1995): "Regulation, Imperfect Markets and Transaction Costs: The Elusive Quest for Efficiency in Water Allocation", en Bromley, D. W. (ed.): *The Handbook of Environmental Economics*. Oxford, Blawell Publishers. 475-502.
- Colby, B. G. (2001): "Two decades of water law and policy reform: a retrospective and agenda for the future", *Conference Report*. Boulder CO, Natural Resources Law Center y University of Colorado School of Law. 13-15 de junio.

Colomer, J. M. (2002): "La estrategia del cambio institucional", *Claves de la Razón Práctica*, 121, 38-43.

Comisión Europea (1997): *Agenda 2000. Por una Unión más fuerte y más amplia*, COM/1997/2000 de la Comisión.

Corominas, J. (2000): "El valor del agua en la agricultura", *6ª Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. Valencia, 22-23 de noviembre.

Costas, A. (1995): "Desregulación y privatización en la economía europea actual: motivaciones, resultados y enseñanzas", *Economistas*, 63, 34-63.

Costas, A. (2000): "Economía política de la regulación y la desregulación de los mercados en España", en Jiménez, J. C. (ed.): *La economía española ante el nuevo siglo*. Madrid, Ed. Civitas. 39-65.

Costas, A. y Serrano, J. M. (ed.) (1988): *Ideas y políticas en la economía española de la crisis*. Zaragoza, Servicio de Publicaciones. Universidad de Zaragoza.

Crew, M. A. y Kleindorfer, P. R. (2002): "Regulatory Economics: Twenty Years of Progress?", *Journal of Regulatory Economics*, vol. 21 (1), 5-22.

Cropper, M. L. y Oates, W. E. (1992): "Environmental Economics: a Survey", *Journal of Economic Literature*, vol. 30 (2), 675-741.

Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (1992): *Declaración de Dublín sobre el Agua y el Desarrollo Sostenible*. Dublín, 26- 31 de enero  
[Consulta: 4 de octubre de 2000]  
<http://www.wmo.ch/web/homs/documents/espanol/icwedecs.html>

De Francisco, A. (2001): "Dos dogmas del liberalismo", *Claves de la Razón Práctica*, 117, 42-49.

De Gorter, H. y Tsur, Y. (1991): "Explaining Price Policy Bias in Agriculture: The Calculus of Support-Maximizing Politicians", *American Journal of Agricultural Economics*, 73, 1244-1254.

Diao, X. y Roe, T. (2003): "Can a Water Market Avert the Double-Whammy of Trade Reform and Lead to a Win-Win Outcome", *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, 708-723.

Dinar, A. (1998): "Water Policy Reforms: Information Needs and Implementation Obstacles", *Water Policy*, 1, 367-382.

Dinar, A. (ed.) (2000): *The Political Economy of Water Pricing Reforms*. Oxford, Oxford University Press.

Dinar, A. y Letey, J. (1991): "Agricultural Water Marketing, Allocative Efficiency and Drainage Reduction", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 20 (3), 210-223.

Dinar, A. y Subramanian, A. (ed.) (1997): "Water Pricing Experiences. An International Perspective". *The World Bank*, Technical Paper, 386.

Dinar, A. y Wolf, A. (1994): "Potential for Regional Water Transfer and Cooperation: the Case of the Western Middle East", *Fondazione Eni Enrico Mattei*, Nota di Lavoro, 33.

Dinar, A.; Rosegrant, M. W. y Meinzen-Dick, R. (1997): "Water Allocation Mechanisms: Principles and Exemples", *The World Bank*, Policy Research Working Paper, 1779.

Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre.

Dixit, A. (1996): *The Making of Economic Policy: A Transaction-Cost Politics Perspective*. Cambridge, MIT Press.

Dixit, A. y Pindyck, R. (1994): *Investment under Uncertainty*. Princeton, Princeton University Press.

Dourojeanni, A. y Juravlev, A. (1999): "El Código de Aguas de Chile: entre la ideología y la realidad". *CEPAL*. Santiago de Chile, Serie Recursos Naturales e Infraestructura, 3.

Dourojeanni, A. y Juravlev, A. (2002): "Evolución de políticas hídricas en América Latina y el Caribe". *CEPAL*. Santiago de Chile, Serie Recursos Naturales e Infraestructura, 51.

Durston, J. (2002): *El capital social campesino en la gestión del desarrollo rural. Díadas, equipos, puentes y escaleras*. Santiago de Chile, CEPAL.

Easter, K. W. y Feder, G. (1997): "Water Institutions, Incentives and Markets", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers, 261-282.

Easter, K. W.; Dinar, A. y Rosegrant, M. W. (1998): "Water Markets: Transaction Costs and Institutional Options", en Easter, K. W.; Rosegrant, M. W. y Dinar, A. (eds.): *Markets for Water. Potential and Performance*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 1-18.

Embid, A. (2000): "Una nueva forma de asignación de recursos: el mercado del agua". *6ª Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. Valencia, 22-23 de noviembre.

Embid, A. (2001): "Evolución del derecho y de la política del agua en España", *Revista de Administración Pública*, 156, 59-99.

Eriksson, C. y Persson, J. (2003): "Economic Growth, Inequality, Democratization and the Environment", *Environmental and Resource Economics*, 25, 1-16.

Estevan, A. (2002): "Los antecedentes del trasvase del Ebro: proyectos fracasados y problemas construidos", *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Sevilla, 13-16 de noviembre.

Fadali, E. y Shaw, W. D. (1998): "Can Recreation Values for a Lake Constitute a Market for Banked Agricultural Water?", *Contemporary Economic Policy*, vol. 16 (4), 433-441.

Fanlo, A. (2001): *La gestión del agua en España: experiencias pasadas, retos futuros*. Logroño, Universidad de La Rioja.

Faucheux, S. (2000): "Environmental Policy and Technological Change: Towards Deliberative Governance", en Hemmelskamp, J.; Rennings, K. y Leone, F. (eds.): *Innovation-Oriented Environmental Regulation*. New York, Physica-Verlag Heidelberg.

Feiock, R. C. y Stream, C. (2001): "Environmental Protection versus Economic Development: A False Trade-Off?", *Public Administration Review*, vol. 61 (3), 313-321.

Fernández Clemente, E. (2000): *Un siglo de obras hidráulicas en España. De la utopía de Joaquín Costa a la intervención del Estado*. Zaragoza, Universidad de Zaragoza.

Fernández de Castro, J. (1997): "La economía del agua: la viabilidad de un mercado". *Documento de Trabajo*, 8. Universidad de La Laguna.

Fernández, E. y Arias, C. (2003): "La demanda de tecnología ahorradora de agua en la agricultura de regadío", *Revista de Economía Aplicada*, vol. XI, 33, 83-100.

Finkelshtain, I. y Kislev, Y. (1997): "Prices versus Quantities: The Political Perspective", *Journal of Political Economy*, vol. 105 (1), 83-100.

Föllmi, R. y Meister, U. (2002): "Product-Market Competition in the Water Industry: Voluntarily Nondiscriminatory Pricing", *Working Paper*, 1424-0459, Institute for Empirical Research in Economics, University of Zurich.

Folmer, H. y Gabel, H. L. (ed.) (2000): *Principles of Environmental and Resource Economics*. Cheltenham, Edward Elgar.

Forsyth, M. (1997): "The Economics of Site Investigation for Groundwater Protection: Sequential Decision Making under Uncertainty", *Journal of Environmental Economics and Management*, 34, 1-31.

Frisvold, G. B. y Caswell, M. F. (1997): "Transboundary Water Agreements and Development Assistance", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralisation and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers, 115-132.

Fukuyama, F. (1995): *Trust: The Social Virtues and the Creation of Prosperity*. Nueva York, The Free Press.

Gabel, L. H. y Sinclair-Desgagné, B. (1999): "The Firm, its Procedures, and Win-Win Environmental Regulations", *INSEAD Centre for the Management of Environmental Resources*, Working Paper, 5.

Gabel, L. H. y Sinclair-Desgagné, B. (2001): "The Firm, its Procedures and Win-Win Environmental Regulations", en Folmer, H.; Gabel, H. L.; Gerking, S. y Rose, A. (eds.): *Frontiers of Environmental Economics*. Cheltenham, Edward Elgar. 148-175.

Gallego, A. (1986): *Derecho de aguas*. Madrid, MOPU.

García Delgado, J. L. y Jiménez, J. C. (2001): *Un siglo de España: la economía*. 2ª edición. Madrid, Marcial Pons.

García, S. y Thomas, A. (2002): "An Empirical Analysis of Water Supply Contracts", *CIRANO*, Working Paper, 01.

Garrido, A. (1998): "Economic Analysis of Water Markets in the Spanish Agricultural Sector: Can They Provide Substantial Benefits?", en Easter, K. W.; Rosegrant, M. W. y Dinar, A. (eds.): *Markets for Water. Potential and Performance*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 223-240.

Garrido, A. (1999): "El mercado de agua. Una visión desde la perspectiva económica", *Revista Mensual de Gestión Ambiental*, 7, 31-41.

Garrido, A. (2000): "Ventajas y limitaciones del uso del mercado en la asignación de los recursos hídricos", *6ª Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. Valencia, 22-23 de noviembre.

Genovés, J. C. (2001): "La Administración Pública ante las nuevas políticas de aguas de la Directiva Marco", en Grande, N.; Arrojo, P. y Martínez Gil, J. (coord.): *Una cita europea con la nueva cultura del agua: la Directiva Marco*. Zaragoza, Diputación de Zaragoza. 161-182.

Golombek, R. y Raknerud, A. (1997): "Do environmental standards harm manufacturing employment?", *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 99 (1), 29-44.

Gomà, R. y Subirats, J. (coords.) (1998): *Políticas públicas en España*. Barcelona, Ed. Ariel.

Gómez-Limón, J. A. y Riesgo, L. (2004): "Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms", *Agricultural Economics*, 31, 47-66.

Gómez-Limón, J. A.; Arriaza, M. y Berbel, J. (2002): "Conflicting Implementation of Agricultural and Water Policies in Irrigated Areas in the EU", *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53 (2), 259-281.

González, J. M. (1999): "La economía española desde el final de la guerra civil hasta el Plan de Estabilización de 1959", en Anes, G. (ed.): *Historia económica de España. Siglos XIX y XX*. Barcelona, Galaxia Gutenberg. 625-663.

Gracia, J. (2004): *La resistencia silenciosa*. Barcelona, Editorial Anagrama.

Grande, N.; Arrojo, P. y Martínez Gil, J. (coord.) (2001): *Una cita europea con la nueva cultura del agua: la Directiva Marco*. II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas. Zaragoza, Institución Fernando el Católico.

Greaker, M. (2003): "Strategic Environmental Policy: Eco-Dumping as a Green Strategy?", *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, 692-707.

Hadjigeorgalis, E. (2004): "Comerciendo con incertidumbre: los mercados de agua en la agricultura chilena", *Cuadernos de Economía*, vol. 41 (abril), 3-34.

Hardin, G. (1968): "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162, 1243-1248.

Hazilla, M. y Kopp, R. (1990): "Social Cost of Environmental Quality Regulations: A General Equilibrium Analysis", *Journal of Political Economy*, 98, 853-873.

Hearne, R. R. y Easter, K. W. (1995): "Water Allocation and Water Markets: An Analysis of Gains-from-Trade in Chile", *The World Bank, Technical Paper*, 315.

Heyes, A. G. y Liston-Heyes, C. (1999): "Corporate Lobbying, Regulatory Conduct and the Porter Hypothesis", *Environmental and Resource Economics*, 13, 209-218.

Hibbs, D. A. Jr. (1977): "Political Parties and Macroeconomic Policy", *American Political Science Review*, vol. 71, 1467-1487.

Hirschman, A. O. (1986): *Interés privado y acción pública* [1982]. México D. F., Fondo de Cultura Económica.

Howe, C. W.; Schurmeier, D. R. y Shaw, W. D. (1992): "Enfoques innovadores en la asignación del agua: el potencial de los mercados del agua", [1986], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 139-165.

Howitt, R. E. (1997): "Initiating Option and Spot Price Water Markets: Some Examples from California", *Inter-American Development Bank*. Washington, D. C., Seminar on Instruments for Integrated Water Resources Management: Privatization, Water Markets and Tradable Water Rights.

Howitt, R. E. (1998): "Spot Prices, Option Prices, and Water Markets: An Analysis of Emerging Markets in California", en Easter, K. W.; Rosegrant, M. W. y Dinar, A. (eds.): *Markets for Water. Potential and Performance*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 119-140.

Howitt, R. E. y Lund, J. R. (1999): "Measuring the Economics Impacts of Environmental Reallocations of Water in California", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 81 (5), 1268-1272.

Howitt, R. E.; Moore, N. y Smith, R. T. (1992): *A Retrospective on California's 1991 Emergency Drought Water Bank*. Sacramento, California Department of Water Resources.

Huguet, M. (2003): "El determinismo tecnológico", *Claves de la Razón Práctica*, 134, 40-45.

Iglesias, E.; Garrido, A.; Gómez-Ramos, A. (2003): "Evaluation of drought management in irrigated areas", *Agricultural Economics*, 29, 211-229.

Iglesias, E.; Garrido, A.; Sumpsi, J. y Varela-Ortega, C. (1998): "Water Demand Elasticity: Implications for Water Management and Water Pricing Policies". *World Congress of Environmental and Resource Economists*. Venecia, 23-27 de junio.

Institute for European Environmental Policy (2000): *The Environmental Impact of Irrigation in the EU*. Informe para la Comisión Europea - Dirección General de Medio Ambiente. Bruselas.

Iranzo, J. (2000): "'El mercado del agua". *6ª Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua*. Valencia, 22-23 de noviembre.

Israel, M. y Lund, J. R. (1995): "Recent California Water Transfers: Implications for Water Management", *Natural Resources Journal*, 35, 1-32.

Jaffe, A. B. y Stavins, R. N. (1990): "Evaluating the Relative Effectiveness of Economic Incentives and Direct Regulation for Environmental Protection: Impacts on the Diffusion of Technology", *WRI/OECD-Symposium Toward 2000: Environment, Technology and the New Century*. Annapolis, 13-15 de junio.

Jaffe, A. B.; Peterson, S. R.; Portney, P. R. y Stavins, R. N. (1995): "Environmental Regulation and International Competitiveness: What Does the Evidence Tell Us?", *Journal of Economic Literature*, 93, 12658-12663.

Jenkins-Smith, H. C. y Sabatier, P. A. (1994): "Evaluating the Advocacy Coalition Framework", *Journal of Public Policy*, 2 (14), 175-203.

Jevons, W. S. (1865): *The Coal Question: An Inquiry Concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of Our Coal-Mines*. [Consulta: 5 de febrero y 16 de julio de 2003]  
<http://www.econlib.org/library/YPDBooks/Jevons/jvnCQtoc.html>

Jiménez, D. (2001): "10 años después de la Cumbre de Río. Dónde estamos y adónde vamos", *IV Congreso Nacional de Periodismo Ambiental*, 21-22 de noviembre.

Johansson, R. C.; Tsur, Y.; Roe, T. L.; Doukkali, R. y Dinar, A. (2002): "Pricing irrigation water: a review of theory and practice", *Water Policy*, 4, 173-199.

Jones, L.P.; Tandon, P. y Vogelsand, I. (1990): *Selling Public Enterprises*. Cambridge, MIT Press.

Jordan, A. (1999): "European Community Water Policy Standards: Locked In or Watered Down?", *Journal of Common Market Studies*, vol. 37 (1), 13-37.

Julien, B. (2000): "Participation Constraints in Adverse Selection Models", *Journal of Economic Theory*, 93, 1-47.

Just, R. E.; Netanyahu, S. y Horowitz, J. K. (1997): "The Political Economy of Domestic Water Allocation: The Cases of Israel and Jordan", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralisation and Coordination of Water Resource Management* Boston, Kluwer Academic Publishers, 89-114.

Karagozoglu, N. y Lindell, M. (2000): "Environmental Management: Testing the Win-Win Model", *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 43 (6), 817-829.

Kelso, M. (1992): "El síndrome de *el agua es diferente* o ¿qué está pasando con la industria del agua?" [1967], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 65-78.

Keynes, J. M. (1987): *Teoría General de la ocupación, el interés y el dinero*. [1936] México D. F., Fondo de Cultura Económica.

Koundouri, P.; Nauges, C. y Tzouvelekas, V. (2003): "Endogenous Technology Adaptation Under Production Risk: Theory and Application to Irrigation Technology". *12th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE)*. Bilbao, 28-30 de junio.

Krause, K.; Chermak, J. M. y Brookshire, D. S. (2003): "The Demand for Water: Consumer Response to Scarcity", *Journal of Regulatory Economics*, vol. 23 (2), 167-191.

Laffont, J. J. (1999): *Incentives and Political Economy*. Oxford, Oxford University Press.

Laffont, J. J. y Martimort, D. (2002): *The Theory of Incentives: The Principal-Agent Model*. Oxford, Princeton University Press.

Lanoie, P.; Patry, M. y Lajeunesse, R. (2001): "Environmental Regulation and Productivity: New Findings on the Porter Analysis", *Scientific Series*, 51. Montreal, CIRANO.

Lee, T. R. y Jouravlev, A. S. (1998): "Los precios, la propiedad y los mercados en la asignación del agua", *Serie Medio Ambiente y Desarrollo*, 6. Santiago de Chile, CEPAL.

Lemeunier, G. (2000): "Hidráulica agrícola en la España mediterránea. La formación de los regadíos clásicos", en Barciela, C. y Melgarejo, J. (ed.): *El agua en la historia de España*. Alicante, Publicaciones de la Universidad de Alicante. 47-110.

Lewis, T. R. y Sappington, D. E. M. (1989): "Countervailing Incentives in Agency Problems", *Journal of Economic Theory*, 49, 292-313.

Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de modificación de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Lise, W.; Garrido, A. e Iglesias, E. (2001): "A Game Model of Farmers'Demand for Irrigation Water from Reservoirs in Southern Spain", *Risk Decision and Policy*, vol. 6, 167-185.

Livingston, M. L. (1993): "Normative and Positive Aspects of Institutional Economics: The Implications for Water Policy", *Water Resources Research*, vol. 29 (4), 815-821.

Llamas, M. R. (2001): "La insercion de las aguas subterráneas en los sistemas de gestión integrada", en Grande, N.; Arrojo, P. y Martínez Gil, J. (coord.): *Una cita europea con la nueva cultura del agua: la Directiva Marco*. Zaragoza, Diputación de Zaragoza. 233-254.

Lynne, G. D. y Burkhardt, J. (1990): "The Evolution of Water Institutions in Florida: a Neoinstitutionalist Perspective", *Journal of Economic Issues*, vol. 24 (4), 1059-1078.

Maas, A. y Anderson, R.L. (1978): *...and the Desert Shall Rejoice*. Malabar (Florida), R. E. Krieger Publishing Company.

MacDonell, L. J.; Howe, C. W.; Miller, K. A. Rice, T.A. y Bates, S. F. (1994): *Water Banks in the West*. Natural Resources Law Center, University of Colorado.

MacDonnell, L. J. y Howe, C. W. (1992): "Protección de la zona de origen en los trasvases de agua entre cuencas: evaluación de métodos alternativos", [1986], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 167-197.

Maestu, J. (1997): "Dificultades y oportunidades de una gestión razonable del agua en España: la flexibilización del régimen concesional", en López, J. y Naredo, J. M.: *La gestión del agua de riego*. Madrid, Fundación Argentaria-Visor. 121-140.

Maggi, G. y Rodríguez-Clare, A. (1995): "On Countervailing Incentives", *Journal of Economic Theory*, 66, 238-263.

Mancha, T. (1993): *Economía y votos en España*. Madrid, Instituto de Estudios Económicos.

Mandeville, B. (1982): *La fábula de las abejas* [1714]. México D. F., Fondo de Cultura Económica.

MAPA (2004): *Anuario de Estadística Agroalimentaria*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Maquiavelo, N. (1993): *El príncipe* [1513]. 3ª edición. Madrid, Editorial Tecnos.

Maravall, J. M. (2003): *El control de los políticos*. Barcelona, Ed. Taurus.

Mariño, M. y Kemper, K. E. (1999): "Institutional Frameworks in Successful Water Markets: Brasil, Spain and Colorado, USA", *The World Bank*, Technical Paper, 427.

Martín Mateo, R. (2000): "El agua como mercancía", *Revista de Administración Pública*, 152, 7-27.

Martínez Gil, J. (1997): *La nueva cultura del agua en España*. Bilbao, Bakeaz.

Massarutto, A. (2003): "Water Pricing and Irrigation Water Demand: Economic Efficiency vs Environmental Sustainability", *European Environment*, 13, 100-119.

McKinney, D. C.; Cai, X.; Rosegrant, M. W.; Ringler, C. y Scott, C. A. (1999): "Modelling Water Resources Management at the Basin Level: Review and Future Directions", *SWIM Paper*, 6. Colombo (Sri Lanka), International Irrigation Management Institute.

Meadows, D. H.; Meadows, D. L.; Randers, J. y Behrens, W. W. (1972): *Los límites del crecimiento: informe del Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad*. México D. F., Fondo de Cultura Económica.

Melgarejo, J. (2000): "De la política hidráulica a la planificación hidrológica. Un siglo de intervención del Estado", en Barciela, C. y Melgarejo, J. (ed.): *El agua en la historia de España*. Alicante, Publicaciones de la Universidad de Alicante. 273-321.

Mezo, J. (1995): *Política del agua en España en los años 80 y 90*. Madrid, ASP.

Mill, J. S. (1848): *The Principles of Political Economy: with some of their applications to social philosophy*. [Consulta: 14 de octubre de 2004]  
<http://socserv2.socsci.mcmaster.ca/~econ/ugcm/3ll3/mill/prin/index.html>

Miller, L. M. (2005): "Coordinación y acción colectiva", *Documento de Trabajo*, 0509. Instituto de Estudios Sociales de Andalucía y CSIC.

Millet, M. (2001): *La regulación del comercio internacional: del GATT a la OMC*. Colección de Estudios Económicos, 24. Barcelona, Caixa d'Estalvis i Pensions de Barcelona.

Milliman, J. (1992): "La propiedad común, el mercado y el suministro de agua" [1956], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 317-338.

MIMAM (2000a): *Libro blanco del agua en España*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.

MIMAM (2000b): *Plan Hidrológico Nacional*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.

MIMAM (2001): *El medio ambiente en la Unión Europea en el umbral del siglo XXI*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.

Mohr, R. D. (2002): "Technical Change, External Economies and the Porter Hypothesis", *Journal of Environmental Economics and Management*, 43, 158-168.

Molins, J. (1998): *La teoría de grupos*. Working Paper n. 143, Universidad Autónoma de Barcelona.

Montes, J. (1993): "La regulación de los precios en España", *Información Comercial Española*, 723, 63-73.

Montesillo, J. L. y Puchet, M. (2000): El agua como bien económico y la necesidad de determinar su precio, *Comercio Exterior*, vol. 50 (3), 210-212.

MOPT (1993): *Plan Hidrológico Nacional. Memoria*. Madrid, Ministerio de Obras Públicas y Transporte, Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente [mimeo].

Muñoz de Bustillo, R. y Bonete, R. (2002): *Introducción a la Unión Europea. Un análisis desde la economía*. 3ª ed. Madrid, Alianza Editorial.

Naciones Unidas (1994): *Agenda 21*. Nueva York, División de Desarrollo Sostenible.  
[Consulta: 31 de diciembre de 1997]  
<http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/agenda21sptoc.htm>

Naredo, J. M. (1992): "Los cambios en la idea de naturaleza y su incidencia en el pensamiento económico", *Información Comercial Española*, 711, 11-30.

Naredo, J. M. y Gascó, J. M. (1995): *Las cuentas del agua en España*. Madrid, Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente.

Nelson, R. H. (1987): "The Economics Profession and the Making of Public Policy", *Journal of Economic Literature*, vol. XXV, n. 1, 49-91.

Nordhaus, W. (1975): "The political business cycle", *Review of Economic Studies*, 42, 169-190.

North, D. C. (1990): *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge, Cambridge University Press.

North, D. C. (1994): "Economic performance through time", *American Economic Review*, vol. 84, 3, 359-369.

Nunn, S. C. e Ingram, H. M. (1992): "La información, el foro de decisión y los efectos sobre terceros de las transacciones de agua" [1988], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 257-286.

OCDE (2001): "The Firm, the Environment and Public Policy", ENV/EPOC/WP NEP 31.

Olson, M. (1971): *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups* [1965]. Cambridge, Harvard University Press.

Ortega y Gasset, J. (2005): *La rebelión de las masas* [1929]. Madrid, Espasa Calpe.

Ortega, N. (1979): "Política hidráulica y política colonizadora durante la Dictadura de Primo de Rivera", *Cuadernos Económicos del ICE*, 10, 353-381.

Ortiz, D. y Ceña, F. (2001): "Los derechos de propiedad en la agricultura de regadío: su situación frente al cambio institucional", *Economía Agraria y Recursos Naturales*, Vol. I (2), 93-110.

Osang, T. y Nandy, A. (2003): "Environmental Regulation of Polluting Firms: Porter's Hypothesis Revisited", *Revista Brasileira de Economia de Empresas*, vol. 3 (3), 129-148.

Ostrom, E. y Ahn, T. K. (2003): "Una perspectiva del capital social desde las ciencias sociales: capital social y acción colectiva". *Revista Mexicana de Sociología*, 65 (1). 155-233.

Palmer, K.; Oates, W. E. y Portney, P. R. (1995): "Tightening Environmental Standards: the Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm?", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9 (4), 119-132.

Parker, D. D. (1997): "California's Water Resources and Institutions", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 45-54.

Pérez Díaz, V.; Mezo, J. y Álvarez Miranda, B. (1996): *Política y economía del agua en España*. Madrid, Círculo de Empresarios.

Pérez Picazo, M. T. y Lemeunier, G. (eds.) (1990): *Agua y modo de producción*. Barcelona, Ed. Crítica.

Pérez Zabaleta, A. (2001): "Hacia una política integral del agua en España desde los principios de la Directiva Marco del Agua", *Revista del Instituto de Estudios Económicos*, 4, 21-37.

Perry, C. J.; Rock, M. y Seckler, D. (1997): "Water as an Economic Good: A Solution, or a Problem?", *International Irrigation Management Institute*, Research Report, 14.

Petrella, Riccardo (1998): "Manifiesto del Agua: por un contrato mundial", *Revista Valenciana d'Estudis Autònoms*, 24 (separata).

Pigou, A. C. (1946): *La economía del bienestar* [1920]. Madrid, Aguilar.

Porter, M. E. (1991a): *La ventaja competitiva de las naciones* [1990]. Barcelona, Plaza & Janés.

Porter, M. E. (1991b): "America's Green Strategy", *Scientific American*, 264, 168.

Porter, M. E. y van der Linde, C. (1995): "Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9 (4), 97-118.

Poveda, A. (2000): "Sistemas hidráulicos y organización campesina durante el período andalusí", en Barciela, C. y Melgarejo, J. (ed.): *El agua en la historia de España*. Alicante, Publicaciones de la Universidad de Alicante. 19-46.

Purvis, A. y Boggess, W. G. (1995): "Technology Adoption Decisions under Irreversibility and Uncertainty: an Ex-Ante Approach", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 77 (3), 541-552.

Ramos, J. L. (2001): "La formulación de la política hidrológica en el siglo XX: ideas e intereses, actores y proceso político", *Ekonomiaz*, 47, 126-151.

Ramos, J. L. (2002): "Mercados de agua: posibilidades, limitaciones y claves de viabilidad", *ESIC Market*, Enero-Abril, 107-126.

Randall, A. (1981): "Property Entitlements and Pricing Policies for a Maturing Water Economy", *Australian Journal of Agricultural Economics*, vol. 25, 3, 195-220.

Rawls, J. (1979): *Teoría de la justicia* [1971]. México D. F., Fondo de Cultura Económica.

Real Decreto 1/2001, de 20 de julio, del Texto Refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto 2/2004, de 18 de junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Real Decreto 329/ 2002, de 5 de abril, por el que se aprueba el *Plan Nacional de Regadíos*.

Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Real, J. (2002): "Visiones sobre el papel de los actores no gubernamentales en las políticas públicas", *VII Congreso Internacional del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública*. Lisboa, 8-11 de octubre.

Renwick, M. E. y Archibald, S. O. (1998): "Demand Side Management Policies for Residential Water Use: Who Bears the Conservation Burden?", *Land Economics*, 74, 343-359.

Renwick, M. E. y Green, R. D. (2000): "Do Residential Water Demand Side Management Policies Measure Up? An Analysis of Eight California Water Agencies", *Journal of Environmental Economics and Management*, 40, 37-55.

Rico, M. y Gómez-Limón, J. A. (2002): "¿Funcionarán los mercados de agua en España?", *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Sevilla, 13-16 de noviembre.

Riesgo, L. y Gómez-Limón, J. A. (2001): "El mercado del agua en la Reforma de la Ley de Aguas de 1999", *IV Encuentro de Economía Aplicada*. Reus, 7-9 de junio.

Rivera, J. A. (2003): "¿Es realmente bueno el bien común?", *Claves de la Razón Práctica*, 132, 40-49.

Rodríguez-Ibeas, R. (2003): "Honesty in Environmental Regulation", *Journal of Regulatory Economics*, vol. 24 (1), 35-48.

Rosegrant, M. W. y Binswanger, H. P. (1994): "Markets in Tradable Water Rights: Potential for Efficiency Gains in Developing Country Water Resource Allocation", *World Development*, 22(11), 1613-1625.

Rosegrant, M. W. y Cai, X. (2002): "Water Constraints and Environmental Impacts of Agricultural Growth", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 84 (3), 832-838.

Rosegrant, M. W. y Meinzen-Dick, R. S. (1996): *Multi-country research program: Water resource allocation: Productivity and environmental impacts (MOP-10). Program statement and methodology*. Washington, D. C., International Food Policy Research Institute.

Rosegrant, M. W. y Shetty, S. (1994): "Production and income benefits from improved irrigation efficiency: What is the potential?", *Irrigation and Drainage Systems*, vol. 8 (4), 251-270.

Roumasset, J. (1997): "Designing Institutions for Water Management", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 179-198.

Sabine, G. H. (1996): *Historia de la teoría política*. [1937]. 3ª reimpresión. México D. F., Fondo de Cultura Económica.

Sahuquillo, A. (2001): "La contaminación de las aguas subterráneas: una responsabilidad moral, política y ambiental", en Grande, N.; Arrojo, P. y Martínez Gil, J. (coord.): *Una cita europea con la nueva cultura del agua: la Directiva Marco*. Zaragoza, Diputación de Zaragoza. 67-80.

Saleth, R. M.; Braden, J. B. y Eheart, J. W. (1991): "Bargaining Rules for a Thin Spot Water Market", *Land Economics*, vol. 67 (3), 326-339.

Saliba, B. C. (1992): "¿Funcionan los mercados de agua? Transacciones de mercado y conflictos en los estados del suroeste" [1988], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 221-256.

Schlager, E. y Blomquist, W. (1996): "A Comparison of Three Emerging Theories of the Policy Process", *Political Research Quarterly*, 49 (3), 651-672.

Schmidt, R. y Plaut, S. E. (1995): "La política hidráulica de California e Israel", *El Campo*, 132, 295-325.

Scholz, J. T. y Lubell, M. (1999). "Trust and Taxpaying: Testing the Heuristic Approach to Collective Action", *American Journal of Political Science*, 42 (2), 398-417.

Scholz, J. T. y Pinney, N. (1995): "Duty, Fear and Tax Complicance: The Heuristic basis of Citizenship Behaviour", *American Journal of Political Science*, 39, 490-512.

Schumpeter, J. A. (1995): *Historia del Análisis Económico* [1954]. 3ª ed. Barcelona, Ariel.

Segura, J. (1993): "Mercados y regulación", *Información Comercial Española*, 723, 5-17.

- Simon, B. M. (1998): "Federal Acquisition of Water through Voluntary Transactions for Environmental Purposes", *Contemporary Economic Policy*, vol. 16 (4), 422-433
- Simon, H. (1957): *Administrative Behaviour*. Macmillan, New York.
- Simpson, D. R. y Bradford, R. L. (1996): "Taxing variable cost: environmental regulation as industrial policy", *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 282-300.
- Sinclair-Desgagné, B. (1999): "Remarks on Environmental Regulation, Firm Behavior and Innovation", *Scientific Series*, 20. Montreal, CIRANO.
- Smith, A. (1987): *Investigación sobre la naturaleza y causas de la riqueza de las naciones* [1776]. Vilassar de Mar (Barcelona), Oikos-Tau.
- Smith, A. (1997): *La Teoría de los Sentimientos Morales* [1759]. Madrid, Alianza Editorial.
- Smith, F. L. (1996): "Introducción a la ecología de mercado", *Papeles del Instituto de Ecología y Mercado. Fundación para el Análisis y los Estudios Sociales*, 5.
- Smith, R. W. y Tsur, Y. (1997): "Asymmetric Information and the Pricing of Natural Resources: The Case of Unmetered Water", *Land Economics*, vol. 73 (3), 392-403.
- Solanes, M. y Getches, D. (1998): "Prácticas recomendables para la elaboración de leyes y regulaciones relacionadas con el recurso hídrico". *Inter-American Development Bank*. Washington, D. C., ENV-127.
- Spulber, N. y Sabbaghi, A. (1994): *Economics of Water Resources: From Regulation to Privatization*. Boston, Kluwer Academic Publishers.
- Stigler, G. J. (1962): "What Can Regulators Regulate? The Case of Electricity", *Journal of Law and Economics*, 5, 1-16.
- Stockey, N. L. (1998): "Are There Limits to Growth?", *International Economic Review*, 39, 1-31.
- Sumpsi, J. M. (1994): "El régimen económico-financiero del agua y la agricultura", *Revista de Estudios Agro-Sociales*, 167, 59-88.

Sumpsi, J. M.; Garrido, A.; Blanco, M.; Varela, C. e Iglesias, E. (1998): *Economía y política de la gestión del agua en la agricultura*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Ediciones Mundi-Prensa.

Sunding, D.; Zilberman, D.; MacDougall, N.; Howitt, R. y Dinar, A. (1997): "Modeling the Impacts of Reducing Agricultural Water Supplies: Lessons from California's Bay/Delta Problem", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 389-410.

Thobani, M. (1997): "Formal Water Markets: Why, When and How to Introduce Tradable Water Rights", *The World Bank Research Observer*, vol. 12 (2), 161-179.

Thobani, M. (1998): "Meeting Water Needs in Developing Countries: Resolving Issues in Establishing Tradable Water Rights", en Easter, K. W.; Rosegrant, M. W. y Dinar, A. (eds.): *Markets for Water. Potential and Performance*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 35-50.

Thurow A.P.; Bogess, W. G.; Moss, C. B. y Holt, J. (1997): "An Ex Ante Approach to Modeling Investment in New Technology", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers. 317-338.

Tsur, Y. (2000): "Water Regulation via Pricing: The Role of Implementation Costs and Asymmetric Information", en Dinar, Ariel (ed.): *The Political Economy of Water Pricing Reforms*. Oxford, Oxford University Press. Págs. 105-120

Tsur, Y. y Dinar, A. (1995): "Efficiency and Equity Considerations in Pricing and Allocating Irrigation Water", *Policy Research Working Paper*, 1460. Washington, D.C., The World Bank.

Tsur, Y. y Dinar, A. (1997): "The Relative Efficiency and Implementation Costs of Alternative Methods for Pricing Irrigation Water", *The World Bank Economic Review*, vol. 11 (2), 243-262.

Ulph, A. (1996): "Environmental policy and international trade when governments and producers act strategically", *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 265-281.

- Varela-Ortega, C.; Sumpsi, J. M.; Garrido, A.; Blanco, M. e Iglesias, E. (1998): "Water Pricing Policies, Public Decision Making and Farmers' Response: Implications for Water Policy", *Agricultural Economics*, vol. 19 (1-2), 193-202.
- Vaux, H. J. y Howitt, R. E. (1984): "Managing Water Scarcity: An Evaluation of Interregional Transfers", *Water Resources Research*, vol. 20 (7), 785-792.
- Vázquez, C. (2000): "La regulación de los contratos de cesión de derechos de usos de agua", en Embid, A. (dir.): *La Reforma de la Ley de Aguas (Ley 46/1999, de 13 de diciembre)*. Madrid, Ed. Civitas.
- Veblen, T. (1898): "Why is Economics Not an Evolutionary Science", *Quarterly Journal of Economics*, vol. 12. [Consulta: 10 de marzo de 2001]  
<http://socserv2.socsci.mcmaster.ca/~econ/ugcm/3ll3/veblen/econevol.txt>
- Vergés, J. C. (1998): *Una política económica para el agua*. Madrid, Círculo de Empresarios.
- Vilar, P. (1990): "Prólogo", en Pérez Picazo, M. T. y Lemeunier, G. (eds.): *Agua y modo de producción*. Barcelona, Ed. Crítica.
- Villanueva, G. (1991): *La política hidráulica durante la Restauración*. Madrid, Cuadernos de la UNED.
- Wade, R. (1986): *Village Republics, Economic Conditions for Collective Action in South India*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Wade, R. (1992): "La gestión de los recursos de propiedad común: la acción colectiva como alternativa a la privatización o a la regulación estatal" [1987], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 403-425.
- Walley, N. y Whitehead, B. (1994): "It's not easy being green", *Harvard Business Review*, 72, 46-52.
- Weiland, P. S. (1998): "Environmental Regulations and Local Government Institutional Capacity", *Public Administration Quarterly*, Summer, 176-203.
- Weinberg, M. (2002): "Federal Water Policy Reform: Implications for Irrigated Farms in California", *Contemporary Economic Policy*, vol. 15 (2), 63-73.

World Commission on Environment and Development (WCED) (1987): *Our common future*. Oxford, Oxford University Press.

Xepapadeas, A. y de Zeeuw, A. (1999): "Environmental Policy and Competitiveness: the Porter Hypothesis and the Composition of Capital", *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, 165-182.

Young, R. (1992): "¿Por qué hay tan pocas transacciones de agua?" [1986], en Aguilera Klink, F. (coord.): *Economía del agua*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 199-220.

Zakaria, F. (2003): *El futuro de la libertad*. Barcelona, Ed. Taurus.

Zilberman, D.; Chakravorty, U. y Shah, F. (1997): "Efficient Management of Water in Agriculture", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers, 221-246.

Zusman, P. (1997): "Informational Imperfections in Water Resources Systems and the Political Economy of Water Supply and Pricing in Israel", en Parker, D. D. y Tsur, Y. (eds.): *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston, Kluwer Academic Publishers, 133-154.

## **ANEXOS**

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI  
LA POLITICA DEL AGUA EN ESPAÑA: FORMACIÓN E INCENTIVOS PARA SU USO EFICIENTE EN LA AGRICULTURA.  
Xavier Ponce Alifonso  
ISBN: 978-84-690-7616-3 / DL: T.1277-2007

## ANEXO I. DEMOSTRACIONES DE LOS CASOS 1, 2 Y 3

El lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica en estas situaciones está definido por la ecuación (8), donde la solución debe satisfacer las condiciones de primer orden expresadas en (9), (10), (11) y (12). A partir de éstas, podemos deducir que:

- $\phi_L > 0$ . [Por reducción al absurdo] Si  $\phi_L = 0$ , la condición (10) implicaría que  $\phi_H < 0$ , lo cual es inconsistente con la condición de Kuhn-Tucker que nos dice que los multiplicadores no son negativos.
- $\gamma_H > 0$ . Sumando las condiciones (9) y (10) obtenemos que  $\gamma_H = 1 + \lambda - \beta > 0$ , de donde deducimos que  $RP_H$  estará saturada ya que  $1 + \lambda > \beta$ .
- $\phi_H = 0$ . [Por reducción al absurdo] Si  $RCI_H$  estuviese saturada ( $\phi_H > 0$ ) implicaría que  $U_H = U_L - \Phi(s_L)$ . Dado que  $RCI_L$  está saturada ( $\phi_L > 0$ ), si reemplazamos  $U_L = U_H + \Phi(s_H)$  en  $RCI_H$  obtenemos que  $U_H = U_H + \Phi(s_H) - \Phi(s_L)$ , es decir,  $\Phi(s_H) = \Phi(s_L)$ . Como  $\Phi(s)$  es una función estrictamente creciente, esto significa que  $s_H^1 = s_L^1$ . En este caso, (11) y (12) pueden describirse respectivamente como:

$$V'(s_H^1) - (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_H) = \frac{\phi_L \Phi'(s_H^1)}{\alpha} > 0 \text{ y}$$

$$V'(s_H^1) - (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_L) = \frac{-\phi_H \Phi'(s_H^1)}{(1 - \alpha)}$$

Como  $g_{s\theta} > 0$ , la primera igualdad implica que  $V'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_L) > 0$  y, suponiendo esto, la segunda igualdad nos dice que  $\phi_H < 0$ , por lo que llegaríamos a una contradicción.

- $s_L^1 > s_H^1$ . Por (11) sabemos que  $V'(s_H^1) - (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_H) = \frac{(1 - \alpha)}{\alpha}(1 + \lambda - \beta)\Phi'(s_H^1)$ , y por (12) que  $V'(s_L^1) - (1 + \lambda)g_s(s_L^1, \theta_L) = 0$ . Dado que las probabilidades  $\alpha$  y  $(1 - \alpha)$  son positivas, que  $1 + \lambda > \beta$  y que  $\Phi'(s_H^1) > 0$ , comparando ambas ecuaciones concluimos que:

$$V'(s_H^1) - (1 + \lambda)g_s(s_H^1, \theta_H) > V'(s_L^1) - (1 + \lambda)g_s(s_L^1, \theta_L) > V'(s_L^1) - (1 + \lambda)g_s(s_L^1, \theta_H).$$

Sabemos que  $V(s) - (1 + \lambda)g(s, \theta_H)$  es cóncava en  $s$ , lo que implica que  $V'(s) - (1 + \lambda)g_s(s, \theta_H)$  es decreciente. Por tanto, la anterior igualdad implica que  $s_L^1 > s_H^1$ .

## ANEXO II. DEMOSTRACIÓN DEL CASO 4

En una situación con información asimétrica, donde  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$ , el lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica vendrá definido por la expresión (3). La solución debe satisfacer las condiciones de primer orden recogidas en las ecuaciones (4), (5), (6) y (7).

Una condición de Kuhn-Tucker nos dice que  $\phi_L \geq 0$  y  $\phi_H \geq 0$ . A continuación vamos a analizar si alguna de ellas está saturada. En concreto, veremos que la solución de este programa pasa porque  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$ . Para demostrarlo, analizaremos previamente las contradicciones que se esconden en el resto de combinaciones que se pueden plantear: en primer lugar,  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ ; en segundo lugar,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ ; y, finalmente,  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ .

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$

Sustituyendo estos valores en las condiciones de primer orden (6) y (7), obtenemos que el nivel de ahorro de agua de cada tipo de agricultor es equivalente al que alcanzaban en una situación con información simétrica:  $s_L^4 = s_L^*$  y  $s_H^4 = s_H^*$ . Además, a partir de las condiciones (4) y (5) obtenemos que tanto  $RP_L$  como  $RP_H$  están saturadas, ya que  $\gamma_H = \alpha(1 + \lambda - \beta) > 0$  y  $\gamma_L = (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$ , por lo que deducimos que  $U_L = U_L^R$  y  $U_H = U_H^R$ .

A partir de esta información, podemos rescribir  $RCI_L$  como  $U_L^R \geq U_H^R + \Phi(s_H^*)$  o, equivalentemente, como  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ . Pero esta desigualdad contradice la premisa del caso 4, donde  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$ . Por tanto, podemos concluir que la combinación  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$

Si  $\phi_L$  y  $\phi_H$  son positivos implica que tanto  $RCI_L$  como  $RCI_H$  están saturadas y se cumplen con igualdad. Combinando ambas ecuaciones obtenemos que  $U_L = U_H + \Phi(s_H^4) = U_L - \Phi(s_L^4) + \Phi(s_H^4)$ , lo que implica que  $\Phi(s_L^4) = \Phi(s_H^4)$ . Una igualdad que, sabiendo que  $\Phi(s)$  es estrictamente creciente, nos permite deducir que  $s_L^4 = s_H^4$ .

Además, como  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ , las condiciones de primer orden (6) y (7) implican que  $V'(s_H^4) - (1 + \lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) > 0$  y que  $V'(s_L^4) - (1 + \lambda)g_s(s_L^4, \theta_L) < 0$ . Sin embargo, como  $s_L^4 = s_H^4$ , deducimos que  $g_s(s_H^4, \theta_H) < \frac{V'(s_H^4)}{(1 + \lambda)} < g_s(s_H^4, \theta_L)$ . Pero esta desigualdad es contraria a la hipótesis efectuada en el modelo, donde suponemos  $g_{s\theta} > 0$ , razón por la cual tampoco es factible la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ .

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$

Bajo esta hipótesis, las condiciones de primer orden del programa son equivalentes a las que se describen en el caso 6 y que quedan recogidas en las ecuaciones (21), (22), (23) y (24).

A partir de la condición (22) obtenemos que  $\phi_H = \gamma_L - (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$ , por lo que si suponemos que  $\phi_H > 0$ , entonces  $\gamma_L > (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$  y  $RP_L$  estará saturada:  $U_L = U_L^R$ . Por otra parte, la condición (23) nos dice que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  será el mismo que alcanzaba en una situación con información simétrica ( $s_H^4 = s_H^*$ ).

Si  $\phi_L = 0$  y  $\gamma_L > 0$ ,  $RCI_L$  es equivalente a  $U_L = U_L^R \geq U_H + \Phi(s_H^*)$ . Si consideramos que  $RP_H$  nos indica que  $U_H \geq U_H^R$ , entonces  $RCI_L$  puede describirse como  $U_L^R \geq U_H^R + \Phi(s_H^*)$ . Pero esta desigualdad contradice la hipótesis inicial de este caso 4, donde indicábamos que  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R$ . Por tanto, la combinación  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$  tampoco es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$

Tras demostrar las contradicciones que esconden el resto de combinaciones, vamos analizar seguidamente por qué la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica, en un escenario donde  $\Phi(s_H^*) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$ , se produce cuando  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$ . Bajo estas premisas, las condiciones de primer orden del programa son las ecuaciones (13), (14), (15) y (16).

Notemos que, sabiendo que  $\phi_L > 0$ , la condición (13) nos permite deducir que  $\gamma_H > 0$ ; es decir, la  $RP_H$  está saturada y se cumple con igualdad:  $U_H = U_H^R$ .

También podemos demostrar por reducción al absurdo que  $\gamma_L > 0$ . Veámoslo: si  $\gamma_L = 0$ , entonces por (14) sabemos que  $\phi_L = (1-\alpha)(1+\lambda-\beta)$  y sustituyendo en (15) obtenemos que  $s_H^4 = s_H^1$ . Como suponemos que  $\phi_L > 0$ ,  $RCI_L$  se cumple con igualdad ( $U_L = U_H^R + \Phi(s_H^1)$ ); pero al mismo tiempo, en la hipótesis inicial de este caso indicábamos que  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_H^1)$  o, de manera equivalente,  $U_L^R > U_H^R + \Phi(s_H^1)$ . Una situación que implica una contradicción con  $RP_L$ , ya que es imposible que  $U_L = U_H^R + \Phi(s_H^1) \geq U_L^R > U_H^R + \Phi(s_H^1)$ . Por tanto, deducimos que  $RP_L$  está saturada ( $\gamma_L > 0$ ).

Finalmente, demostraremos que  $s_H^* > s_H^4 > s_H^1$ . Como  $V(s) - (1+\lambda)g(s, \theta_H)$  es cóncava, sabemos que  $V'(s) - (1+\lambda)g_s(s, \theta_H)$  es decreciente. Además, las ecuaciones (2) y (15) implican que  $0 = V'(s_H^*) - (1+\lambda)g_s(s_H^*, \theta_H) < V'(s_H^4) - (1+\lambda)g_s(s_H^4, \theta_H) = \phi_L \Phi'(s_H^4)$  y, por tanto,  $s_H^* > s_H^4$ . Por otra parte, dada la concavidad de  $V(s) - (1+\lambda)g(s, \theta_H) - \frac{(1-\alpha)}{\alpha}(1+\lambda-\beta)\Phi(s)$  y haciendo un razonamiento análogo al anterior obtenemos que  $s_H^4 > s_H^1$ .

### ANEXO III. DEMOSTRACIÓN DEL CASO 5

En una situación con información asimétrica, donde  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ , el lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica vendrá definido por la expresión (3). La solución debe satisfacer las condiciones de primer orden recogidas en las ecuaciones (4), (5), (6) y (7).

Las condiciones de Kuhn-Tucker nos dicen que  $\phi_L \geq 0$  y  $\phi_H \geq 0$ . Debemos analizar si alguna de ellas estará o no saturada. Así, demostraremos que la solución de este programa pasa por que  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ . Para demostrarlo, analizaremos previamente las contradicciones que se esconden en el resto de combinaciones que se pueden plantear: en primer lugar,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ ; en segundo lugar,  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ ; y, finalmente,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$ .

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$

El hecho que ambos multiplicadores sean positivos implica que tanto  $RCI_L$  como  $RCI_H$  están saturadas y, por tanto, se cumplen con igualdad. En esta situación, combinando ambas ecuaciones deducimos que  $U_L = U_H + \Phi(s_H) = U_L - \Phi(s_L) + \Phi(s_H)$  y que, por tanto,  $\Phi(s_L) = \Phi(s_H)$ . Una igualdad que, sabiendo que  $\Phi'(s) > 0$ , nos permite deducir que  $s_L = s_H$ .

Si sabemos que  $\phi_L > 0$ ,  $\phi_H > 0$  y  $s_L = s_H$ , las condiciones de primer orden (6) y (7) implican que  $V'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) > 0$  y que  $V'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_L) < 0$ . Por tanto,  $g_s(s_H, \theta_H) < \frac{V'(s_H)}{(1 + \lambda)} < g_s(s_H, \theta_L)$ . Estas desigualdades contradicen nuestra hipótesis de que  $g_s(s_H, \theta_H) > g_s(s_H, \theta_L)$ . Es decir, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$

Bajo esta hipótesis, las condiciones de primer orden del programa son equivalentes a las que se describen en el caso 6 y que quedan recogidas en las ecuaciones (21), (22), (23) y (24).

A partir de la condición (22) obtenemos que  $\phi_H = \gamma_L - (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$ , por lo que  $\gamma_L > (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$  y, por tanto,  $RP_L$  estará saturada:  $U_L = U_L^R$ . Además,

la condición (23) nos dice que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  será el mismo que alcanzaba en una situación con información simétrica ( $s_H^5 = s_H^*$ ); mientras que la condición (24) nos dice que  $V'(s_L) - (1 + \lambda)g_s(s_L, \theta_L) < 0$ , lo que nos permite deducir que  $s_L^5 > s_L^*$  porque la función  $V'(s) - (1 + \lambda)g_s(s, \theta_L)$  es decreciente.

Pero si  $\phi_H > 0$  y  $\gamma_L > 0$ ,  $RCI_H$  es equivalente a  $U_H = U_L^R - \Phi(s_L^5) < U_L^R - \Phi(s_L^*) \leq U_H^R$ . La primera desigualdad se cumple porque  $s_L^5 > s_L^*$  y  $\Phi(s)$  es estrictamente creciente; mientras que la segunda desigualdad se cumple por la hipótesis del caso 5. Es decir, dado que  $RCI_H$  nos indica que  $U_H < U_H^R$ , contradice  $RP_H$ . Por tanto, la combinación  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$

Bajo estas premisas, la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica es equivalente a la del caso 4. En esta situación, las condiciones de primer orden del programa son las ecuaciones (13), (14), (15) y (16).

A partir de (13) tenemos que  $\gamma_H > 0$  y, por tanto,  $U_H = U_H^R$ . Teniendo en cuenta que  $\phi_L > 0$ , la ecuación (15) implica que  $s_H^5 < s_H^*$ . Entonces, como  $RCI_L$  está saturada, tenemos que  $U_L = U_H^R + \Phi(s_H^5) < U_H^R + \Phi(s_H^*) \leq U_L^R$ . La primera desigualdad se cumple porque  $s_H^5 < s_H^*$  y  $\Phi(s)$  es estrictamente creciente; mientras que la segunda desigualdad se cumple por la hipótesis del caso 5. Es decir,  $RCI_L$  nos indica que  $U_L < U_L^R$ , pero ésta desigualdad contradice  $RP_L$ . Por tanto, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$

Tras demostrar las contradicciones que esconden el resto de combinaciones, vamos analizar seguidamente por qué la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica, en un escenario donde  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ , se produce cuando  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ . Bajo estas premisas, las condiciones de primer orden del programa son las expresiones (17), (18), (19) y (20).

Notemos que las restricciones de participación de ambos tipos de agricultores estarán saturadas, ya que a partir de la condición (17) obtenemos que  $\gamma_H = \alpha(1 + \lambda - \beta) > 0$ , mientras que por la condición (18) sabemos que  $\gamma_L = (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$ .

## ANEXO IV. DEMOSTRACIÓN DEL CASO 6

En una situación con información asimétrica, donde  $\Phi(s_L^C) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ , el lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica vendrá definido por la expresión (3). La solución debe satisfacer las condiciones de primer orden recogidas en las ecuaciones (4), (5), (6) y (7).

Aunque sabemos a priori que  $\phi_L \geq 0$  y  $\phi_H \geq 0$ , debemos analizar si alguna de ellas estará o no saturada. Así, demostraremos que la solución de este programa pasa por que  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ . Para demostrarlo, analizaremos previamente las contradicciones que se esconden en el resto de combinaciones que se pueden plantear: en primer lugar,  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ ; en segundo lugar,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ ; y, finalmente,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$ .

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$

Dadas las condiciones de primer orden, suponer que  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$  implica alcanzar el mismo resultado que en el caso 5, donde los niveles de ahorro de ambos tipos de agricultores coincidían con los que alcanzaban en una situación con información simétrica, mientras que las restricciones de participación se cumplían con igualdad.

A partir de estos valores de los multiplicadores,  $RCI_H$  puede describirse como  $U_H^R \geq U_L^R - \Phi(s_L^*)$  o, de modo equivalente, como  $\Phi(s_H^*) \geq U_L^R - U_H^R$ . Pero esta desigualdad contradice la hipótesis de este caso 6, donde asumimos que  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ . Por tanto, podemos concluir que la combinación  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$

El hecho que ambos multiplicadores sean positivos implica que tanto  $RCI_L$  como  $RCI_H$  están saturadas y se cumplen con igualdad. Combinando ambas ecuaciones deducimos que  $U_L = U_H + \Phi(s_H) = U_L - \Phi(s_L) + \Phi(s_H)$  y, por tanto, que  $\Phi(s_L) = \Phi(s_H)$ . Una igualdad que, sabiendo que  $\Phi'(s) > 0$  nos permite deducir que  $s_L = s_H$ .

Si  $\phi_L > 0$ ,  $\phi_H > 0$  y  $\Phi(s_L) = \Phi(s_H)$ , las condiciones (6) y (7) implican que  $v'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) > 0$  y que  $v'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_L) < 0$ . Por tanto,  $g_s(s_H, \theta_H) < \frac{v'(s_H)}{(1 + \lambda)} < g_s(s_L, \theta_L)$ . Pero esto esconde una contradicción, ya que si  $s_L = s_H$  entonces  $g_s(s_H, \theta_H) < g_s(s_H, \theta_L)$ , lo que viola la hipótesis del modelo  $g_{s\theta} > 0$ . Es decir, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$  tampoco es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$

Bajo estas premisas, la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica es equivalente a la del caso 4, siendo las condiciones de primer orden que se deben satisfacer las recogidas en (13), (14), (15) y (16), habiendo ya deducido anteriormente que el resultado sería tal que  $U_L^R - U_H^R = \Phi(s_H^6)$ , con  $s_H^6 < s_H^*$ .

Pero si suponemos que  $RCI_L$  está saturada ( $\phi_L > 0$ ), implica que  $U_L = U_H^R + \Phi(s_H^6) < U_H^R + \Phi(s_H^*) \leq U_L^R$ . La primera desigualdad se cumple porque  $s_H^6 < s_H^*$  y  $\Phi(s)$  es estrictamente creciente; mientras que la segunda desigualdad se cumple por la hipótesis del caso 6. Es decir,  $RCI_L$  nos indica que  $U_L < U_L^R$ , pero ésta desigualdad contradice  $RP_L$ . Por tanto, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$

Tras demostrar las contradicciones que esconden el resto de combinaciones, vamos analizar seguidamente por qué la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica, en un escenario donde  $\Phi(s_L^*) \geq U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_H^*)$ , se produce cuando  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ . Bajo estas premisas, las condiciones de primer orden del programa se pueden describir como (21), (22), (23) y (24).

A partir de la condición (22) obtenemos que  $\phi_H = \gamma_L - (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta)$ , por lo que si suponemos que  $\phi_H > 0$ , entonces  $\gamma_L > (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$  y  $RP_L$  estará saturada:  $U_L = U_L^R$ .

También podemos demostrar que si  $\phi_H > 0$ , entonces  $RCI_H$  se expresa como  $U_H = U_L^R - \Phi(s_H)$ . Teniendo en cuenta que la hipótesis del caso 6 es

$\Phi(s_L^{CI}) > U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ , la restricción anterior puede describirse como  $U_H = U_L^R - \Phi(s_L) < U_H^R + \Phi(s_L^{CI}) - \Phi(s_L)$ . Comparando esta expresión con  $RP_H$  concluimos que  $\Phi(s_L^{CI}) > \Phi(s_L)$  y, por tanto,  $\gamma_H > 0$ .

Finalmente, la condición (23) nos dice que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  será el mismo que alcanzaba en una situación con información simétrica ( $s_H^6 = s_H^*$ ); mientras que la condición (24) indica que  $(1-\alpha)v'(s_L) - (1-\alpha)(1+\lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0$ , de donde obtenemos que

$$v'(s_L) = (1+\lambda)g_s(s_L, \theta_L) - \left[ \frac{\alpha}{(1-\alpha)}(1+\lambda-\beta) - \frac{\gamma_H}{(1-\alpha)} \right] \Phi'(s_L), \quad \text{ya que}$$

$$\phi_H = \alpha(1+\lambda-\beta) - \gamma_H.$$

## ANEXO V. DEMOSTRACIÓN DEL CASO 7

En una situación con información asimétrica, donde  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$ , el lagrangiano del programa de maximización de la institución hidrográfica vendrá definido por la expresión (3). La solución debe satisfacer las condiciones de primer orden recogidas en las ecuaciones (4), (5), (6) y (7).

Aunque sabemos a priori que  $\phi_L \geq 0$  y  $\phi_H \geq 0$ , debemos analizar si alguna de ellas estará o no saturada. Así, demostraremos que la solución de este programa pasa por que  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ . Para demostrarlo, analizaremos previamente las contradicciones que se esconden en el resto de combinaciones que se pueden plantear: en primer lugar,  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$ ; en segundo lugar,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$ ; y, finalmente,  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$ .

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$

Dadas las condiciones de primer orden, suponer que  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$  implica alcanzar el mismo resultado que en el caso 5, donde los niveles de ahorro de ambos tipos de agricultores coincidían con los que alcanzaban en una situación con información simétrica, mientras que las restricciones de participación se cumplían con igualdad.

A partir de estos valores de los multiplicadores,  $RCI_H$  puede describirse como  $U_H^R \geq U_L^R - \Phi(s_L^*)$  o, de modo equivalente, como  $\Phi(s_H^*) \geq U_L^R - U_H^R$ . Pero esta desigualdad contradice la hipótesis de este caso 7, donde asumimos que  $U_L^R - U_H^R > \Phi(s_L^*)$ . Por tanto, podemos concluir que la combinación  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$

El hecho que ambos multiplicadores sean positivos implica que tanto  $RCI_L$  como  $RCI_H$  están saturadas y se cumplen con igualdad. Combinando ambas ecuaciones deducimos que  $U_L = U_H + \Phi(s_H) = U_L - \Phi(s_L) + \Phi(s_H)$  y, por tanto, que  $\Phi(s_L) = \Phi(s_H)$ . Una igualdad que, sabiendo que  $\Phi'(s) > 0$  nos permite deducir que  $s_L = s_H$ .

Si  $\phi_L > 0$ ,  $\phi_H > 0$  y  $\Phi(s_L) = \Phi(s_H)$ , las condiciones (6) y (7) implican que  $v'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_H) > 0$  y que  $v'(s_H) - (1 + \lambda)g_s(s_H, \theta_L) < 0$ . Por tanto,  $g_s(s_H, \theta_H) < \frac{v'(s_H)}{(1 + \lambda)} < g_s(s_L, \theta_L)$ . Pero esto esconde una contradicción, ya que si  $s_L = s_H$  entonces  $g_s(s_H, \theta_H) < g_s(s_H, \theta_L)$ , lo que viola la hipótesis del modelo  $g_{s\theta} > 0$ . Es decir, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H > 0$  tampoco es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$

Bajo estas premisas, la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica es equivalente a la del caso 4, siendo las condiciones de primer orden que se deben satisfacer las recogidas en (13), (14), (15) y (16), habiendo ya deducido anteriormente que el resultado sería tal que  $U_L^R - U_H^R = \Phi(s_H^7)$ , con  $s_H^7 < s_H^*$ .

Pero si suponemos que  $RCI_L$  está saturada ( $\phi_L > 0$ ), implica que  $U_L = U_H^R + \Phi(s_H^7) < U_H^R + \Phi(s_H^*) \leq U_L^R$ . La primera desigualdad se cumple porque  $s_H^7 < s_H^*$  y  $\Phi(s)$  es estrictamente creciente; mientras que la segunda desigualdad se cumple por la hipótesis del caso 7. Es decir,  $RCI_L$  nos indica que  $U_L < U_L^R$ , pero ésta desigualdad contradice  $RP_L$ . Por tanto, la combinación  $\phi_L > 0$  y  $\phi_H = 0$  no es factible.

□ Hipótesis:  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$

Tras demostrar las contradicciones que esconden el resto de combinaciones, vamos analizar seguidamente por qué la solución del programa de maximización de la institución hidrográfica, en un escenario donde  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$ , se produce cuando  $\phi_L = 0$  y  $\phi_H > 0$ . Bajo esta hipótesis, las condiciones de primer orden del programa son equivalentes a las que se describen en el caso 7 y que quedan recogidas en las ecuaciones (21), (22), (23) y (24).

A partir de la condición (22) obtenemos que  $\phi_H = \gamma_L - (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta)$ , por lo que si suponemos que  $\phi_H > 0$ , entonces  $\gamma_L > (1 - \alpha)(1 + \lambda - \beta) > 0$  y  $RP_L$  estará saturada:  $U_L = U_L^R$ .

La condición (23) nos dice que el nivel de ahorro de agua del agricultor  $H$  será el mismo que alcanzaba en una situación con información simétrica ( $s_H^7 = s_H^*$ ); mientras que la condición (24) indica que  $(1-\alpha)v'(s_L) - (1-\alpha)(1+\lambda)g_s(s_L, \theta_L) + \phi_H \Phi'(s_L) = 0$ , de donde obtenemos que  $v'(s_L) = (1+\lambda)g_s(s_L, \theta_L) - \left[ \frac{\alpha}{(1-\alpha)}(1+\lambda-\beta) - \frac{\gamma_H}{(1-\alpha)} \right] \Phi'(s_L)$ , ya que  $\phi_H = \alpha(1+\lambda-\beta) - \gamma_H$ .

Finalmente, a diferencia de lo que ocurría en el caso 6, podemos demostrar que  $RP_H$  no está saturada. Veámoslo por reducción al absurdo: si  $\phi_H > 0$ , entonces  $U_H > U_L - \Phi(s_L)$ , y si  $\gamma_L > 0$  entonces deducimos que  $U_H > U_L^R - \Phi(s_L)$ . Si suponemos que  $\gamma_H > 0$ , entonces  $s_L^7 < s_L^{CI}$  y  $U_H = U_H^R$ , por lo que la expresión anterior puede describirse como  $U_H^R = U_L^R - \Phi(s_L)$  o equivalentemente como  $\Phi(s_L) = U_L^R - U_H^R < \Phi(s_L^{CI})$ . Pero esto contradice la hipótesis del caso 7, por lo que concluimos que no es factible que  $\gamma_H = 0$ .

Por tanto, en una situación con información asimétrica donde  $U_L^R - U_H^R \geq \Phi(s_L^{CI})$ , las únicas restricciones saturadas son  $RCI_H$  ( $\phi_H > 0$ ) y  $RP_L$  ( $\gamma_L > 0$ ).