

La gestión de las aguas subterráneas en el acuífero Mancha Occidental

Eva Iglesias Martínez¹

Dept. de Economía y CC. SS. Agrarias. U. Politécnica de Madrid

RESUMEN: En este artículo se aborda la problemática que plantea la recuperación del acuífero Mancha Occidental en el que existe una importante externalidad ambiental que se deriva de la relación entre las reservas de agua existentes en el acuífero y los humedales Tablas de Daimiel. Para ello, se desarrollan varios modelos de programación matemática que permiten evaluar distintos instrumentos de gestión para guiar la recuperación del acuífero a un estado sostenible.

Los resultados obtenidos permiten al menos cuestionar la extendida regla de Gisser-Sánchez y revelan que las ganancias derivadas de la gestión óptima pueden ser significativas. En segundo lugar, las cuotas constantes por explotación se revelan como el instrumento menos eficiente tanto desde la perspectiva económica como ambiental. Además, se demuestra que un sistema de pagos aplicado como un instrumento compensador de un sistema de cuotas puede plantear conflictos con el paso del tiempo, ya que los pagos van a suponer una compensación cada vez menor de las pérdidas impuestas por las cuotas, a medida que el nivel freático se recupere. Por último, se demuestra que la gestión a través de un banco de aguas contribuiría a reconciliar los intereses de los agricultores con la conservación de los humedales.

PALABRAS CLAVE: *gestión de las aguas subterráneas, externalidad ambiental, banco de aguas*

CÓDIGOS JEL: Q25

Underground water management in the West Mancha aquifer.

SUMMARY: This research focuses on the particular problem that emerges in overexploited aquifers when environmental externalities are present. This is the case of Mancha Occidental where environmental externalities derive from the interrelation of groundwater reserves and the preservation of Tablas de Daimiel wetlands. Several mathematical programming models are developed to evaluate alternative groundwater management policies aimed to assure the preservation of the wetlands.

The results permit to argue that the Gisser-Sánchez rule, which states that gains derived from optimal management in groundwater are not significant, may be questionable. Moreover, the results show that differences in groundwater management policies are strongly determinant. In the first place, it has to be emphasized that a fix quota system could result in significant inefficiencies, both from the agricultural sector perspective and from the environmental perspective. Secondly, a payment system implemented to compensate the application of water quotas might cause undesired long term effects, as its relative compensation value will diminish as the aquifer's recovery level increases. Finally, the results show that a water banking system may contribute to reconcile farmers' interest and the preservation of the wetlands.

KEY WORDS: groundwater management, environmental externalities, water bank

¹ E-mail contacto: eiglesias@eco.etsia.upm.es. Tel: 91.3365782, Fax: 91-3365797

Dirección : Dept. Economía y CC. SS. Agrarias. ETSI Agrónomos. Av. Complutense s/n. Ciudad Universitaria s/n. 28040 Madrid.

1. Introducción

El intenso debate político y social sobre la gestión del agua en España ha motivado un extenso número de trabajos y estudios sobre la economía del agua en nuestro país. Sin embargo, la mayor parte de estos trabajos se centran en la gestión de las aguas superficiales, en tanto que las aguas subterráneas y las características específicas de su gestión han recibido una atención considerablemente menor. Este hecho es particularmente notable ante el estado de sobreexplotación en el que se encuentran muchos de los acuíferos españoles. Un significativo ejemplo es el del acuífero Mancha Occidental, en donde el proceso de sobreexplotación ha causado el progresivo incremento de los costes de extracción de todos los usuarios y ha puesto en peligro los valiosos ecosistemas húmedos que conforman el Parque Nacional de Tablas de Daimiel. La explotación de las aguas subterráneas es una de las clásicas ilustraciones de la conocida Tragedia de los Comunes. Los trabajos de Gordon (1954) y Scott (1955), junto con la ampliamente difundida 'Tragedia de los Comunes' de Hardin constituyen el cuerpo central del enfoque clásico en la Teoría de los Recursos Comunes. La proposición central de este cuerpo teórico sostiene que, en ausencia de exclusividad y rivalidad en el consumo, los bienes comunes están inevitablemente condenados a la sobreexplotación o a la degradación. La ausencia de exclusividad o libre acceso se refiere no sólo a la posibilidad de limitar el acceso al recurso de nuevos usuarios, sino también a aquellas situaciones en las que los derechos de cada individuo no están claramente definidos. La rivalidad en el consumo se manifiesta cuando el incremento en el uso por parte de un individuo reduce la cantidad disponible para los demás.

En la explotación de las aguas subterráneas surgen externalidades debido a la divergencia entre los costes individuales y los costes sociales, ya que de las operaciones individuales de extracción se derivan costes que no recaen sobre el individuo extractor sino que son soportados por otros extractores del mismo acuífero y por la sociedad en general (Milliman, 1956). En ausencia de regulación, cada individuo tiende a ignorar el impacto de su propia tasa de extracción en las reservas futuras del acuífero y, en consecuencia, se alcanza una tasa de explotación superior a la socialmente óptima. Diversos autores han analizado las externalidades que surgen en la explotación de las aguas subterráneas. Entre ellos hay que destacar el trabajo de Gisser y Sánchez (1980), quienes estudian la externalidad existente en los costes de bombeo concluyendo que en

el caso de acuíferos con capacidad relativamente grande, la magnitud de las externalidades entre los usuarios es pequeña y las ventajas del control óptimo son cuestionables. Este resultado ampliamente citado en la literatura económica sobre aguas subterráneas es conocido como la Regla de Gisser-Sanchez. Más recientemente hay que destacar los trabajos de Negri (1989) y Rubio y Casino (2001) quienes exploran la existencia de una externalidad estratégica entre los usuarios, sin llegar a conclusiones significativamente distintas. El estudio de caso objeto de esta investigación pone de manifiesto un marco de análisis no explorado anteriormente en la literatura económica: la existencia de externalidades ambientales ligadas a las reservas del acuífero, que dan lugar a ecosistemas húmedos de reconocido valor ambiental.

El enfoque clásico establece como solución a la problemática de los comunes, bien la regulación estatal – a través de tasas o cuotas- o la privatización del recurso.

La aplicación de una tasa pigouviana que refleje el coste de uso del agua ha sido propuesta por Smith (1977) y Carlson (1993). Sin embargo, como señalan Sorensen y Hebertson (1998) la determinación de esta tasa sería altamente compleja y costosa en términos de información. Estos autores desarrollan un modelo de equilibrio general y demuestran que la aplicación de una tasa volumétrica constante alcanzaría un 90% de las ganancias obtenidas con una tasa pigouviana, si bien las necesidades de información serían considerablemente menores. Reyes (1994) estudia con un modelo dinámico de juegos discretos la estructura tarifaria óptima que conduce a la gestión sostenible de un acuífero en La Laguna.

La utilización de derechos, cuotas o licencias individuales de extracción es uno de los instrumentos de regulación más utilizados en la gestión de acuíferos y de otros recursos naturales renovables. Burt, Cummings y Mac Farland (1997) examinan la capacidad de explotación de un acuífero y analizan las ganancias que se derivarían de la implementación de distintos niveles de cuotas constantes hasta alcanzar el estado estacionario óptimo. Anderson et al. (1981), entre otros, proponen la gestión descentralizada del agua subterránea introduciendo mecanismos de mercado. A este respecto, hay que destacar el trabajo de Provencher (1993), quién analiza un sistema de privatización de las reservas del acuífero mediante acciones transferibles para guiar la explotación sostenible del acuífero. Los resultados de una aplicación empírica de este sistema de privatización al Madera County en California revelan que se alcanzaría el 95% de las ganancias equivalentes al escenario de control óptimo.

Los instrumentos de gestión que incorporan mecanismos de mercado están despertando un creciente interés. Los bancos de agua constituyen un nuevo instrumento económico para la reasignación de agua recientemente introducidos en algunos estados del oeste de USA (Texas, California, Idaho). Los bancos de agua han sido definidos por MacDonnell et al. (1995) como un mecanismo institucional específicamente diseñado para facilitar la transferencia de derechos sobre el uso del agua. Las características de un banco de aguas pueden ser muy diversas, pero de una forma general el banco de aguas acepta depósitos de derechos de agua de los vendedores y permite la retirada de esos permisos por otros usuarios, naturalmente con compensación monetaria. El establecimiento de un banco de aguas pretende dar un papel más activo a la administración y actuar como servicio de información.

Las actuales políticas de gestión del agua en el acuífero Mancha Occidental se basan en cuotas fijas y en un sistema de pagos compensatorios por la reducción voluntaria del consumo de agua con el objetivo de recuperar un estado sostenible y los humedales asociados al acuífero. La nueva Ley de Aguas de 1999 introduce la posibilidad de crear centros de intercambio como instrumento para mejorar la eficiencia en la asignación y en el uso del agua. El objetivo de este trabajo es evaluar la actual política de gestión del agua en el acuífero Mancha Occidental así como analizar y comparar el potencial de un centro de intercambio o banco de aguas como instrumento de gestión para guiar la recuperación del acuífero. Se propone y analiza la creación de un banco de aguas en el que cada regante tendría una cuenta de derechos de agua y en el que se permitiría tanto los intercambios entre regantes (reasignación espacial) como el ahorro (reasignación temporal).

2. Antecedentes

La Ley de Aguas de 1879, al amparo de la cual se alumbraron gran parte de los pozos hoy en día existentes en el acuífero Mancha Occidental, consideraba las aguas subterráneas susceptibles de apropiación privada por aquellos propietarios con terrenos suprayacentes al acuífero, estableciendo *de facto* un régimen de libre acceso al agua. Tradicionalmente, la agricultura en esta región se basaba en el cultivo de viñedo, cereal y una cierta tradición de pequeños huertos familiares destinados al autoconsumo, en zonas de aguas subterráneas someras que eran extraídas mediante norias (López Sanz,

1998). En este contexto, las extracciones de agua con destino al regadío mantenían una relación sostenible con los recursos hídricos del acuífero.

Desde mediados de la década de 1970, un conjunto de factores alteran esta situación e inducen una pujante expansión del regadío. En primer lugar, hay que señalar la introducción de nuevos sistemas de riego y técnicas de cultivo que permitieron grandes incrementos en la productividad del regadío y el desarrollo de las tecnologías que abarataron significativamente los costes de perforación permitiendo el acceso al agua a mayores profundidades. En segundo lugar, hay que destacar los altos precios establecidos en las políticas agrarias que incentivaron la intensificación de la producción agraria. Y, en tercer lugar, el apoyo público a la expansión de los regadíos como una de las puntas de lanza en las políticas de desarrollo regional que perseguían la creación de riqueza y el afianzamiento de la población al medio rural, máxime en una región con uno de los mayores índices de despoblamiento de España.

La conjunción de estos factores, en ausencia de un marco legal que limitara y regulara la extracción de las aguas, originó un fuerte crecimiento de las extracciones para riego que en corto plazo de tiempo llegaron a superar los recursos hídricos renovables, provocando el continuado descenso del nivel freático y la sobreexplotación del acuífero. El impacto de la sobreexplotación ha sido considerada con diferente grado de dramatismo pero siempre coincidente en la gravedad para los humedales Tablas de Daimiel y para la economía de la región. En relación al impacto ambiental, la disminución de la superficie encharcada ha sido drástica. La mayoría de los ecosistemas húmedos se han quedado desconectados de los flujos de agua y se han secado. En cuanto a la agricultura, su impacto se ha manifestado en un incremento de los costes energéticos de bombeo y en las inversiones adicionales que han sido necesarias para profundizar los pozos que se iban quedando secos.

Ante la demostrada incapacidad de la Ley de Aguas de 1879 para hacer frente a la creciente expansión de la demanda y los conflictos que se sucedían de forma generalizada en la mayor parte del territorio nacional, nace la Ley de Aguas de 1985 que introduce notables cambios en el marco institucional de la gestión del agua. Quizá el cambio más importante que aporta esta Ley sea el considerar conjuntamente las aguas subterráneas y superficiales como un recurso único y contemplar su gestión desde una perspectiva integradora, justificada por la estrecha relación existente entre las mismas. Se declaran de dominio público todas las aguas subterráneas, a excepción de las aguas minerales, y su explotación queda sujeta a la obtención previa de una concesión

administrativa por parte del Organismo de Cuenca, sin que este título concesional garantice la disponibilidad de los caudales concedidos. Se respetan los derechos anteriores a esta nueva ley y se establece un Registro de Aguas para su inscripción como aprovechamientos temporales de aguas privadas por un plazo de 50 años, estableciendo que terminado dicho plazo existirá un derecho preferencial para la obtención de la concesión administrativa.

Además esta nueva Ley otorga al Organismo de Cuenca la facultad de declarar los recursos hidráulicos sobreexplotados o en riesgo de estarlo y de adoptar regímenes de explotación y planes de ordenación de las extracciones para la superación de dichas situaciones (artículo 56). Estas medidas son aplicables tanto a los títulos concesionales como a los aprovechamientos temporales de aguas privadas, inscritas en el Registro.

Desde la entrada en vigor de la Ley de Aguas de 1985, la Confederación Hidrográfica del Guadiana ha recibido un gran número de solicitudes de registro de pozos, a las que ha dado respuesta muy lentamente. Como resultado, existe todavía un número importante de pozos y superficies de regadío en espera de ser legalizados, así como un número indeterminado de pozos y sondeos ilegales, sin posibilidad por el momento de ser reconocidos. La situación es complicada ya que, con anterioridad a la Ley de 1985, la certificación del Ministerio de Industria suponía la legalización y captación de las aguas subterráneas, pero no iba necesariamente acompañada de la inclusión en el catastro de la superficie de regadío para evitar la correspondiente repercusión fiscal. Por otro lado, hasta el verano de 1995, el riego de la viña estaba prohibido por lo que muchos agricultores no inscribían los pozos y superficies afectadas a este cultivo (Rosell, 2001).

Aunque es arriesgado aventurar cifras, López Sanz (1998) estima en 162.000 hectáreas la superficie de regadío en Mancha Occidental, de las cuales tan sólo unas 100.000 hectáreas tienen derechos reconocidos o en tramitación, la superficie restante sin derechos reconocidos se encuentra en su mayoría dedicada al cultivo de vid.

En este marco y ante la gravedad del deterioro sufrido en la Mancha Occidental, la CHG declara en 1987 el acuífero provisionalmente sobreexplotado y prohíbe la apertura de nuevos pozos. Sin embargo, no es hasta cuatro años más tarde, en 1991, cuando la Junta de Gobierno de la CHG establece finalmente un Régimen de Explotación (RE) por el que se limitan las extracciones para el acuífero Mancha Occidental mediante un sistema de cuotas por explotación. En 1994, se modifica este régimen introduciendo una modulación de dichas cuotas en función de la superficie de la explotación.

En los primeros años de aplicación, el régimen de explotación fue ampliamente incumplido al no existir compensación económica para los agricultores afectados. En el año 1994, en medio de una severa sequía, el grado de incumplimiento es máximo. Ello origina un alto número de expedientes sancionadores que sobrepasa largamente la capacidad administrativa de la Comisaría de Aguas. Por otro lado, tampoco parece existir voluntad política de hacer cumplir la ley, dadas las fuertes protestas sociales que generaron estas medidas.

La presión social que rodea este conflicto se puso de manifiesto en la constitución de plataformas de apoyo a los ilegales, con la presencia y el apoyo explícito de algunas comunidades de regantes, ayuntamientos e incluso miembros del Gobierno regional. La propia Confederación ha calificado esta situación como “insumisión hídrica” (Rosell, 2001).

Por otro lado, la reforma de la PAC en 1992 ha supuesto la desvinculación de las ayudas a la producción y un cambio hacia las ayudas directas a la renta que indudablemente ha contribuido a la extensificación de la agricultura (Varela et al., 1995). Esta reforma supone también el nacimiento de una política agroambiental, incorporando, a través del Reglamento Agroambiental 2078/92, una línea específica de ayudas para fomentar prácticas agrícolas respetuosas con el medio ambiente. Dada la fuerte repercusión social del Régimen de Explotación y el elevado grado de incumplimiento de las cuotas máximas establecidas, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha elaboró, en el marco del Reglamento Agroambiental 2078/92, un Programa de Compensación de Rentas (PCR) por el que se establece un régimen anual de ayudas a la reducción voluntaria del consumo de agua en la explotación agraria. El objetivo de este programa es conseguir un ahorro anual de al menos 240 Hm³, el 50% de los máximos alcanzados en la década de los 80, con el fin de estabilizar el volumen extraído en unos 300 Hm³ anuales. Se establecen tres opciones para reducir el consumo en el agua de riego en un 50%, 70% o 100%, que además deben ir acompañadas por la reducción en el uso de abonos y fitosanitarios. Este programa, al establecer una compensación económica por la pérdida de renta que supone reducir el consumo de agua, legitima y hace socialmente aceptable las restricciones impuestas a la extracción de agua (Rosell, 2001).

Sin embargo, los resultados del PCR están condicionados y supeditados a las limitaciones o cuotas máximas del Régimen de Explotación. Ello explica que, a diferencia de otros programas agroambientales europeos que tienen un grado de aceptación minoritario, la acogida en este programa haya sido masiva. El ahorro total de

agua se cifra en algo más de 1.000 Hm³ en el período 93-96, aunque su contribución a la recuperación del acuífero es más que cuestionable. En primer lugar, debido a que dicho ahorro se estima en base a unos derechos que exceden ampliamente los recursos renovables medios del acuífero y, en segundo lugar, debido al período de extraordinaria sequía sufrido durante los primeros años de los 90 que redujo considerablemente las aportaciones al acuífero.

Finalmente, hay que señalar que la reciente Ley de Aguas de 1999 autoriza el intercambio de derechos de agua entre usuarios e introduce el concepto de centro de intercambio, abriendo nuevas posibilidades a la flexibilización en la asignación del recurso. Este marco de partida refuerza el interés de investigar las repercusiones de mecanismos de mercado en la gestión de las aguas subterráneas.

3. Metodología

La simulación de la gestión y explotación de las aguas subterráneas en el acuífero Mancha Occidental bajo distintos escenarios institucionales se lleva a cabo mediante modelos matemáticos de optimización desarrollados en lenguaje GAMS (General Algebraic Modelling System). En primer lugar, se plantea un modelo de control óptimo que servirá de referencia para evaluar la eficiencia de las distintas políticas de gestión cuyo objetivo es recuperar el acuífero a un nivel sostenible que permita la conservación de los ecosistemas húmedos. El segundo y tercer modelo simulan respectivamente un sistema de cuotas (análogas a las del Régimen de Explotación) y un sistema de pagos por la reducción voluntaria del consumo (similar al actual Plan de Compensación de Rentas). Seguidamente, se propone un modelo que refleje la gestión y recuperación del acuífero a través de un banco de aguas en el que los regantes pueden almacenar e intercambiar su derecho al uso del agua. Por último, se presenta un modelo que simula una situación de no control y que refleja el resultado de una situación de explotación competitiva. Este modelo servirá para cuantificar qué ganan y pierden los agricultores como consecuencia de la implementación de una política de recuperación.

Este ejercicio de modelización se basa en la selección y caracterización de explotaciones representativas en los regadíos de Mancha Occidental². Dada la

² La selección y caracterización de explotaciones se ha realizado en base a la consulta de fuentes estadísticas y a los resultados de encuestas a expertos y regantes realizada en el marco del proyecto *Estudio sobre la economía del agua y la competitividad de los regadíos españoles*. Financiado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y dirigido por José M. Sumpsi Viñas.

heterogeneidad de la agricultura de la zona se han definido cuatro explotaciones tipo, cuyas características y representatividad se presentan en el Cuadro 1.

CUADRO 1

Características y representatividad de las explotaciones tipo

	TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3	TIPO 4
Representatividad				
% nº regantes	72%	13%	10%	5%
% superficie	32%	21%	21%	26%
Número explotaciones	5692	949	791	395
Superficie	34150	22766	23715	27668
Tamaño (ha)	6	24	30	70
	(0-15 has)	(15-50 has)	(15-50 has)	(> 50 has)
Suelos (ha)				
Calidad alta	0	16	3	0
Calidad media	1	8	6	10
Calidad baja	5	0	21	60
Equipo Riego (ha)				
Aspersión fija				50
Aspersión semifija	5	20	20	20
Goteo	1	4	10	
Cultivos (% superficie)				
Cereales		25%	50%	80%
Leguminosas			10%	20%
Industriales		25%	10%	
Viña	100%		30%	
Hortícolas		50%		
Pozo	sí	sí	sí	sí

Estos modelos simulan el comportamiento microeconómico de los agricultores a nivel de explotación representativa y su objetivo es maximizar el beneficio económico derivado del uso agrario del agua medido a través del excedente del productor o área comprendida debajo de la función de demanda. Cada modelo integra una serie de restricciones que reflejan la evolución del nivel freático y su influencia en los costes de extracción, así como los incentivos y limitaciones que caracterizan los distintos escenarios de gestión.

Para simplificar y facilitar la resolución de estos modelos se incorporan los resultados de un modelo matemático auxiliar que simula los beneficios brutos de los agricultores ante distintos consumos de agua y en dónde las principales variables de decisión son la

alternativa de cultivos y la mano de obra³. A partir de los resultados obtenidos se han ajustado una función cuadrática cuyos parámetros para cada explotación tipo se detallan en la Cuadro 2.

CUADRO 2

Coefficientes de la función de beneficios brutos $f(W_t) = K_1 W_t^2 + K_2 W_t + K_3$

	TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3	TIPO 4
K ₁	-12.433	-8.55	-4.27	-2.5138
K ₂	72.472	83.421	37.076	26.368
K ₃	94.587	41.018	69.676	38.471

Se asume que la función de costes de extracción es lineal y viene dada por la siguiente expresión: $c(X_s, W_t) = \alpha K (X_s - X_t) W_t$

donde $\alpha = 0,2$ representa el coste de elevación en ptas por m. lineal de 1 m³ de agua, $K = 0,019$ es el coeficiente almacenamiento del acuífero, X_s representa el nivel de reservas en el acuífero que permitiría la conservación de los ecosistemas húmedos en Hm³, X_t refleja el nivel de reservas existente en el acuífero en Hm³ y W_t la cantidad de agua extraída en m³ por hectárea.

Esta información permite caracterizar la función inversa de demanda y obtener el beneficio neto de cada explotación representativa en función del consumo de agua y del nivel freático en el acuífero. A continuación se describe la estructura de los distintos modelos que simulan la conducta de los regantes ante las restricciones e incentivos definidos en cada escenario institucional.

3.1 Modelo de Control Óptimo

Este modelo refleja la decisión de un planificador central que maximiza el beneficio conjunto de todos los regantes a largo plazo e internaliza el impacto de las extracciones en los futuros costes de extracción y, por tanto, en el valor futuro del agua. Siguiendo el enfoque de Page (1997), se supedita el objetivo de eficiencia económica en la agricultura al objetivo de desarrollo sostenible y se impone la condición ambiental de recuperar el acuífero en un horizonte temporal determinado exógenamente. De esta forma, el modelo de control óptimo determina la solución más eficiente desde la perspectiva agraria para conseguir la recuperación en el plazo de tiempo establecido.

³ Estos resultados se han obtenido a partir del modelo de Varela et al. (1998) diseñado para analizar el impacto de políticas tarifarias y modificado en este caso para incorporar distintos niveles de restricción en

La ecuación (A1) de este modelo define la función objetivo como la corriente descontada de beneficios económicos agregados derivados del uso del agua en los regadíos. Dicha función objetivo está sujeta a una serie de restricciones explícitas en la ecuación (A2) que refleja la evolución de la variable de estado, el stock de agua en el acuífero, y en la ecuación (A3) que refleja las condiciones iniciales del stock. Finalmente, la ecuación (A4) expresa la condición final del sistema determinada por el objetivo ambiental de recuperar el acuífero a un nivel sostenible en un horizonte temporal T. En aras de facilitar la comparación entre escenarios se asume un plazo para la recuperación de 24 años, análogo al objetivo implícito en el Régimen de Explotación establecido por la Confederación.

$$\text{Max}_{W_{it}} \sum_t \sum_i A \gamma_i (f(W_{it}) - c(X_t, W_{it})) \frac{1}{(1+r)^t} \quad (\text{A1})$$

$$\text{s.a.} \quad X_t = X_{t-1} + R - \sum_i A \gamma_i W_{it-1} \quad (\text{A2})$$

$$\text{para } t = 0, X_t = X_0 \quad (\text{A3})$$

$$\text{para } t = T, X_t = X_s \quad (\text{A4})$$

donde:

A es la superficie total de riego en el acuífero

γ_i es la representatividad en superficie de cada explotación tipo en %

W_{it} representa las extracciones anuales de agua en cada explotación

X_t refleja el estado de las reservas de agua en el acuífero

f es la función de beneficios brutos con $f_w > 0$ y $f_{ww} < 0$ cuyos coeficientes están reflejados en la Cuadro 2

c es la función de costes con $c_x < 0$, $c_w > 0$ y $c_{ww} = c_{wx} = c_{xx} = 0$

r es la tasa de descuento

R es la recarga media neta que del acuífero

X_0 es el estado inicial de las reservas en el acuífero

X_s refleja el estado sostenible de las reservas en el acuífero

3.2 Modelo de Cuotas

Este modelo simula la política de recuperación del acuífero implementada a través del Régimen de Explotación (RE) que limita el consumo de agua mediante un sistema de cuotas anuales constantes y fijas por explotación. Las cuotas máximas para cada explotación representativa o VAMU (volumen de agua máximo utilizado) se han

el consumo de agua.

obtenido siguiendo los criterios establecidos en la legislación respecto a la modulación por superficie y a la orientación productiva en el caso de la viña (Cuadro 3):

CUADRO 3
Volumen máximo de Agua Utilizado en cada explotación tipo

	Explotación 1	Explotación 2	Explotación 3	Explotación 4
VAMU (m ³ /ha)	2.000	2.210	1.803	1.497

En este modelo, el tiempo no aparece de forma explícita en la función objetivo reflejando que los regantes no tienen incentivos para considerar la influencia de sus decisiones en el futuro. En la función objetivo (B1) se asume que cada agricultor maximiza individualmente su beneficio económico en cada período sujeto a la ecuación (B2) que refleja que sus extracciones de agua limitadas por las severas cuotas impuestas en el Régimen de Explotación y a la ecuación (B3) que refleja que en cada período cada agricultor toma el estado del acuífero como un parámetro dado que condiciona sus costes de extracción pero no considera la influencia de sus decisiones en la evolución futura de las reservas del acuífero. La evolución de las reservas del acuífero queda determinada según la ecuación (B4) por las extracciones agregadas realizadas en el periodo y condiciona los costes de extracción en el periodo siguiente. Finalmente, la ecuación (B5) refleja el estado del acuífero en el periodo inicial.

Por tanto, este modelo (B1)-(B3) reúne varios micro modelos –uno para cada explotación tipo- que se resuelven simultáneamente en cada período, reflejando que los agricultores maximizan su decisión sobre las extracciones en el periodo sin incentivos para considerar la influencia de sus decisiones en el futuro. En cada periodo, las extracciones agregadas en dicho período condicionan la evolución del acuífero (B4) y, por tanto, las decisiones que se tomarán en el período siguiente. Este proceso se repite a lo largo del horizonte temporal.

$$\forall i, t \quad \underset{W_{it}}{\text{Max}}(f(W_{it}) - c(X_t, W_{it})) \quad (\text{B1})$$

$$\text{s.a.} \quad W_{it} \leq \text{VAMU}_i \quad (\text{B2})$$

$$X = X_t \quad (\text{B3})$$

$$X_t = X_{t-1} + R - \sum_i A\gamma_i W_{it-1} \quad (\text{B4})$$

$$\text{para } t = 0, X_t = X_0 \quad (\text{B5})$$

3.3 Modelo de Pagos Compensatorios

Este modelo simula un hipotético escenario institucional definido por la aplicación del Plan de Compensación de Rentas en el marco del Reglamento Agroambiental 2078/92 como único instrumento de recuperación del acuífero. En este modelo cada regante maximiza sus beneficios teniendo en cuenta las distintas opciones voluntarias de riego y los correspondientes pagos establecidos en el Programa.

En la ecuación (C1) se define ahora la función objetivo como el beneficio derivado del uso del agua más una componente nueva, S_{it} , que refleja el pago por hectárea percibido por su participación en el Programa en la opción elegida.

Al igual que en el anterior modelo, las variables no son explícitamente dependientes del tiempo reflejando también en este caso que los regantes maximizan sus beneficios en cada periodo sujetos a la situación del nivel freático en (C2) que toman como dada. La ecuación (C3) refleja que sus extracciones de agua no pueden ser en ningún caso superiores a los derechos de uso establecidos en la concesión o VANU (Volumen Normal de Agua Utilizado por explotación), Las ecuaciones (C4), (C5) y (C6) reflejan los distintos pagos compensatorios en función del consumo de agua realizado (70%, 50% ó 100% del VANU) en el Plan de Compensación de Rentas.

$$\forall i, t \quad \underset{W_{it}, S_{it}}{\text{Max}} (f(W_{it}) - c(X_t, W_{it})) + S_{it} \quad (\text{C1})$$

$$\text{s.a.} \quad X = X_t \quad (\text{C2})$$

$$W_{it} \leq \text{VANU}_i \quad (\text{C3})$$

$$S_{it} = 68.900 \quad \text{si } W_{it} = 0 \quad (\text{C4})$$

$$S_{it} = 49.350 \quad \text{si } 0 < W_{it} \leq 0.5 \text{VANU}_i \quad (\text{C5})$$

$$S_{it} = 29.850 \quad \text{si } 0.5 \text{VANU}_i < W_{it} \leq 0.7 \text{VANU}_i \quad (\text{C6})$$

$$X_t = X_{t-1} + R - \sum_i s\gamma_i W_{it-1} \quad (\text{C7})$$

$$\text{para } t = 0, X_t = X_0 \quad (\text{C8})$$

Tras la solución de los modelos (C1)-(C6), uno para cada explotación, la evolución de las reservas en el acuífero quedan determinadas por las extracciones agregadas

realizadas por todos los regantes según la ecuación (C7) y el estado final de las reservas se toma como un parámetro dado en el periodo siguiente (C8). Estos modelos se resuelven de manera iterativa a lo largo del horizonte temporal.

3.4 Modelo Banco de Aguas

Este modelo representa un sistema cuotas transferibles gobernada a través de un centro de intercambio o banco de aguas. En este banco cada regante tendría una “cuenta” con un saldo total equivalente a su cuota fija anual acumulada. Los regantes pueden comprar o vender derechos de agua pero también pueden “almacenar” dichos derechos para el futuro. Así pues, bajo este escenario de gestión se permite tanto la reasignación intertemporal como la reasignación intratemporal del agua.

En este escenario, las variables sí son explícitamente dependientes del tiempo y los agricultores maximizan sus beneficios a largo plazo sujetos a la evolución del stock y a las condiciones de equilibrio del mercado. Este modelo de banco de aguas se representa a través de un planificador con información perfecta sobre los beneficios de los agricultores que maximiza el excedente colectivo de las explotaciones (D1) sujeto a las condiciones de equilibrio de los mercados que guiarán la pauta en la recuperación del acuífero. La primera de éstas, la ecuación (D2) representa la condición de equimarginalidad de los mercados intratemporales mientras que la ecuación (D3) establece la condición de equimarginalidad en el tiempo. Además, la ecuación (D4) establece que en cada periodo, la cantidad de agua comprada ha de ser igual a la cantidad de agua vendida y la ecuación (D5) establece que la cantidad total de agua extraída del acuífero ha de ser igual o inferior al “saldo inicial de las cuentas”. Finalmente, las restricciones (D6) y (D7) recogen la influencia de la evolución del stock en los costes de extracción reflejando las expectativas sobre la trayectoria de recuperación del acuífero y su influencia en el valor futuro del agua.

$$\text{Max}_{W_{it}, Z_{it}} \sum_t \sum_i A \gamma_i (f(W_{it}) - c(X_t, W_{it}) + P_t Z_{it}) \frac{1}{(1+r)^t} \quad (\text{D1})$$

s.a.

$$(f(W_{it}) - c(X_t, W_{it}))W_{it} = P_t W_{it} \quad (\text{D2})$$

$$P_t = \frac{1}{1+r} P_{t-1} \quad (D3)$$

$$\sum_i \gamma_i Z_{it} = 0 \quad (D4)$$

$$\sum_t \sum_i A \gamma_i W_{it} \leq T A \gamma_i VAMU_i \quad (D5)$$

$$X_t = X_{t-1} + R - \sum_i s \gamma_i W_{it-1} \quad (D6)$$

$$\text{para } t = 0, X_t = X_0 \quad (D7)$$

donde Z_{it} representa la cantidad de derechos vendida (+) o comprada(-) por cada explotación tipo en cada período.

3.5 Modelo No Control

Representa un escenario institucional basado en las dotaciones teóricas reconocidas en la actual Ley de Aguas de 1985 (4.200 m³/ha) en ausencia de instrumentos de recuperación. Así pues, este modelo simula la ausencia de una política de recuperación en cuanto al control de las extracciones y pretende evaluar cuál sería la posible evolución del regadío y del acuífero sin la aplicación del Régimen de Extracción o del Programa de Compensación de Rentas.

Bajo este escenario, los regantes maximizan sus beneficios a corto plazo y corresponde a lo que se denomina en la literatura explotación competitiva, en la que cada agricultor no tiene en cuenta el impacto negativo que genera su acción sobre las reservas del acuífero y sobre el coste de extracción de todos los usuarios. Este modelo es análogo al modelo de cuotas, salvo que en este escenario las extracciones de agua en la ecuación (2) se encuentran limitadas por los derechos de uso establecidos en la concesión (VANU) y no por las severas cuotas impuestas en el Régimen de Explotación (VAMU). Además, no existe en este escenario un plazo de tiempo establecido para la recuperación del acuífero por lo que en este caso se ha considerado un horizonte temporal de análisis suficientemente largo para poder testar cual sería el estado estacionario en tal situación y aportar información sobre el valor de las externalidades existentes. Dicho estado estacionario se alcanza cuando ambas variables, de estado y control, se estabilizan. Ello sucede cuando los costes de extracción suponen un coste suficiente para limitar las extracciones al nivel de los recursos renovables y, por tanto, el nivel freático se mantiene constante.

4. Resultados

En este apartado se presentan y discuten los principales resultados obtenidos en la simulación de los escenarios de política y gestión de las aguas. Se analiza, en primer lugar, la evolución de las extracciones de agua por los regantes y su impacto en la trayectoria de recuperación del acuífero. En segundo lugar, se compara el bienestar económico de los regantes en los distintos escenarios y, finalmente, se discuten las implicaciones de la trayectoria de recuperación del acuífero en los potenciales beneficios ambientales.

Los resultados del modelo de control óptimo se toman como base de referencia para comparar los resultados obtenidos en los distintos escenarios de regulación a través de cuotas, pagos compensatorios o un banco de aguas. Los resultados del modelo de no control o ausencia de regulación merecen especiales comentarios ya que permiten determinar qué ganan y qué pierden los agricultores con una política de recuperación del acuífero.

La pauta seguida en la extracción de agua por los regantes a lo largo del horizonte temporal analizado presenta significativas diferencias en los distintos escenarios institucionales. En primer lugar, hay que destacar que los resultados del modelo de no control, donde no existirían ningún tipo de restricciones excepto las dotaciones teóricas establecidas en la Ley de Aguas de 1985, revelan que el proceso de sobreexplotación se encuentra ya próximo al estado estacionario que se alcanzaría en torno a los 57 metros. Hay que señalar que este análisis no considera la posible existencia de regadíos ilegales ni las dificultades de la administración para atajar este problema. Sin embargo, estos resultados permiten aseverar que, considerando que los derechos de agua abarcan a 100.000 ha de regadío, los costes energéticos a estos niveles de profundidad frenan la expansión del consumo a niveles medios cercanos a las 3.200 m³/ha.

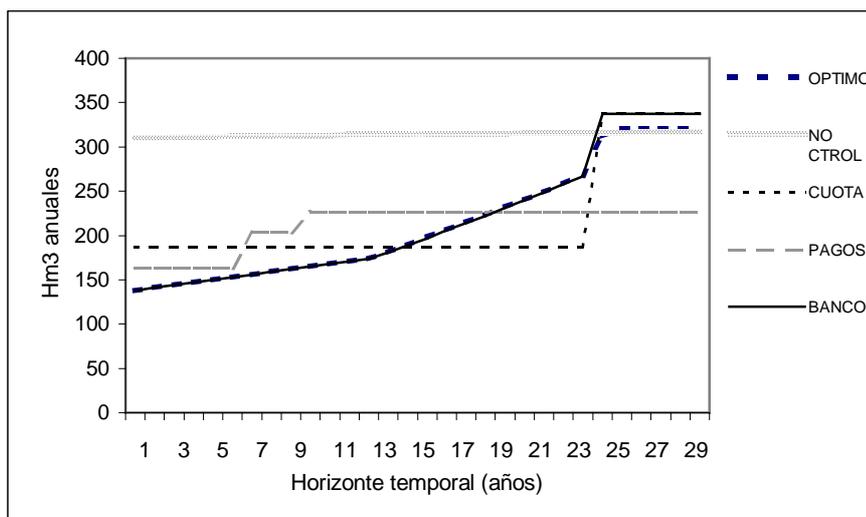


Figura 1. Extracciones agregadas bajo distintos instrumentos de gestión

En comparación con el modelo de asignación a través de cuotas anuales (RE) en el cual, por definición, las extracciones de agua se mantienen constantes a lo largo del horizonte de recuperación, en el modelo de control óptimo se produce una importante reasignación del agua tanto en términos intratemporales – reasignación espacial o entre regantes - como intertemporales – reasignación entre distintos periodos de tiempo-. Es importante destacar también que los resultados obtenidos en el escenario de gestión a través de un banco de aguas revelan un comportamiento muy similar al de la gestión óptima por lo que ambos se solapan en la Figura 1.

Los resultados del modelo de gestión óptima revelan que la cuota global acumulada se reparte de forma creciente a lo largo del horizonte temporal, siendo las extracciones más pequeñas al principio y mayores al final del mismo. El mecanismo de asignación de agua en un banco se produce a través del ahorro e intercambio voluntario entre regantes guiado por el precio. Las extracciones de agua son también menores al inicio y siguen un ritmo creciente a lo largo del horizonte de recuperación. La posibilidad de intercambiar agua a lo largo del tiempo a un determinado precio señala la escasez del recurso e induce a los regantes a contemplar la maximización de sus beneficios a largo plazo. Los regantes internalizan el impacto de la trayectoria de recuperación en un mayor valor de uso del agua en el futuro y maximizan sus beneficios privados adelantando el ahorro y difiriendo el consumo de agua en el tiempo. Los resultados obtenidos señalan que el precio del agua sería de 20 ptas/m³ al inicio del período de recuperación.

Los datos de consumo de agua en estos dos escenarios – gestión óptima y banco de aguas-, reflejan que con respecto a la asignación inicial del agua, las explotaciones 3 y 4 son vendedoras netas de agua, mientras que la explotación 2 se convertiría en una compradora neta. Esto significa que la flexibilización en la asignación intratemporal del agua potenciaría sin duda las producciones hortícolas de regadío.

En cuanto al escenario del sistema de pagos (modelo PCR), se observa que el Programa de Compensación tiene una influencia significativa al principio del horizonte, incentivando incluso una reducción adicional del consumo más allá de los límites o cuotas establecidas en el Régimen de Extracción. Sin embargo, es importante destacar que a medida que transcurre el tiempo y aumenta el valor de uso del agua, las extracciones bajo el PCR son significativamente superiores a las del escenario de cuotas. Esto significa que las cuotas del RE pasan a ser un factor limitante en todas las explotaciones tipo ya que el nivel de bonificación establecido no sería suficiente para incentivar el ahorro voluntario de agua. Por tanto, a partir del año 7, los pagos suponen una compensación parcial a la pérdida de renta y no un incentivo suficiente para limitar el consumo global de agua a los niveles establecidos.

De hecho, los resultados obtenidos por explotaciones tipo indican que las explotaciones con orientación hortícola -tipo 2- no se acogerían nunca al programa. Ello refleja que los pagos establecidos compensan tan solo parcialmente las pérdidas de renta que tienen estas explotaciones. Por el contrario, la cuantía de los pagos sobrepasan las pérdidas de renta actuales en el caso de las explotaciones tipo 3 y tipo 4 para los primeros períodos de horizonte temporal. Sin embargo, se observa que las extracciones al final del período superarían las cuotas fijas que restringen el consumo de agua del RE. Esto revela que si bien los pagos establecidos superan las pérdidas de los agricultores en la situación actual pueden no ser suficientes a medida que el acuífero se recupere y paralelamente se incremente el valor de uso del agua.

Por otro lado, hay que destacar que, suponiendo la supresión de las limitaciones régimen de Explotación una vez recuperado el nivel sostenible de la acuífero, el consumo de agua se incrementaría y se produciría nuevamente un descenso de las reservas en todos los escenarios excepto en el óptimo.

Como se ha señalado anteriormente, el patrón de asignación de agua en un escenario de gestión a través de un banco de aguas es muy similar al de la gestión óptima. Por tanto, el banco de aguas es el instrumento que revela un mayor potencial en cuanto a la consecución de bienestar económico. Los resultados obtenidos en este

escenario revelan que las potenciales ganancias de bienestar en el sector agrario serían un 11% superiores a las conseguidas en el modelo o escenario de cuotas, que refleja una asignación constante en el tiempo e intransferible entre explotaciones.

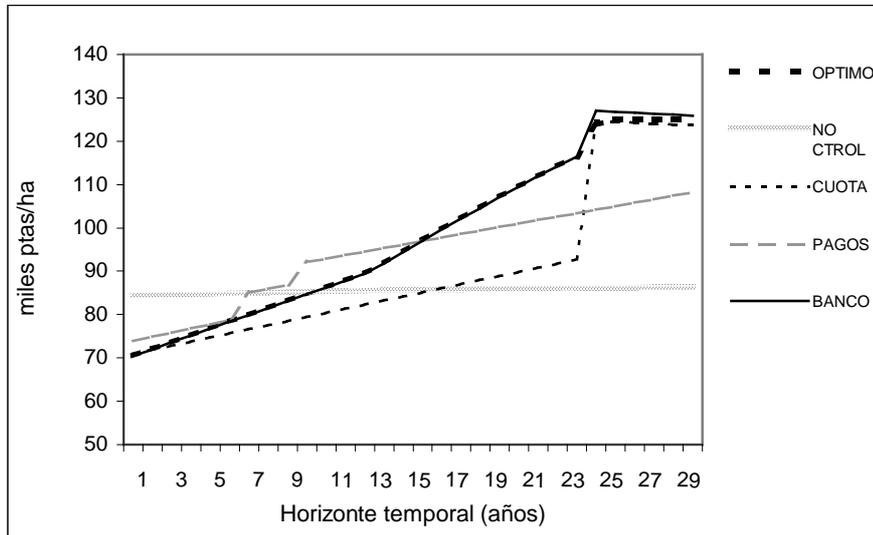


Figura 2. Evolución del beneficio bajo distintos instrumentos de gestión

Es interesante también observar que las pérdidas de bienestar para el sector agrario impuestas por las cuotas del actual Régimen de Extracción en comparación con el escenario de no control son relativamente pequeñas para el horizonte temporal considerado. Aunque efectivamente al principio del horizonte temporal la pérdida de bienestar anual que se deriva de dichas restricciones es de casi el 20%, dicha tendencia se invierte a partir del año 17, año en el que las ganancias derivadas de la recuperación del nivel freático bajo el sistema de cuotas y el consiguiente incremento en el valor de uso del agua superan ya las pérdidas de renta impuestas por las restricciones del RE. Así pues, las pérdidas de bienestar para el conjunto del horizonte temporal analizado suponen sólo un 5%.

Los escenarios de gestión óptima y banco de aguas se sitúan incluso en niveles de bienestar superiores al del escenario de no control. La ganancia de bienestar global sería en este caso de un 6%. Hay que señalar además que las diferencias anuales de bienestar entre el escenario estacionario sostenible y el escenario estacionario en ausencia de control son de un 22%. Estos resultados nos llevan a una importante conclusión: incluso en ausencia de un objetivo ambiental de recuperar el Parque Nacional de las Tablas de

Daimiel, la recuperación del nivel freático conllevaría un incremento neto de bienestar desde el punto de vista exclusivamente agrario.

Los resultados del escenario de pagos deben ser discutidos teniendo en cuenta la transferencia de bienestar que suponen las compensaciones. Si se considera el bienestar estrictamente agrario incluyendo compensaciones, los resultados obtenidos en estos escenarios superan lógicamente al resto de los escenarios simulados.

Sin embargo, si consideramos las compensaciones como una mera transferencia de bienestar del Estado a los agricultores y tenemos en cuenta el bienestar neto, hay que señalar que, si bien el menor esfuerzo de recuperación en los primeros años se traduce en un bienestar anual superior al del escenario de control óptimo y al del banco de agua, esta tendencia se invierte a partir del año 15. Considerando el bienestar global durante un período de 30 años, los resultados obtenidos se encuentran ligeramente por debajo, en un 1%, del escenario óptimo y del banco de aguas.

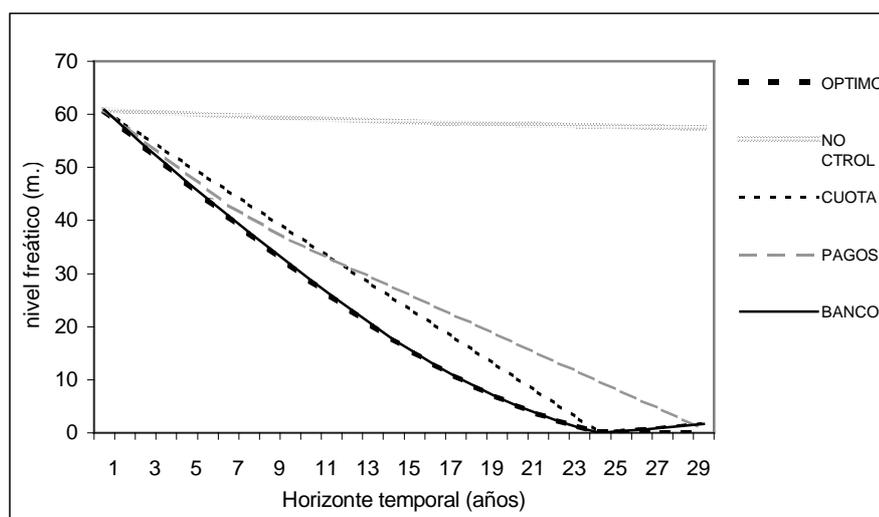


Figura 3. *Trayectorias de recuperación*

Las diferentes pautas seguidas en las extracciones de agua se traducen lógicamente en distintas trayectorias de recuperación del acuífero para los escenarios institucionales analizados. Extrapolando el impacto de los distintos escenarios simulados a los posibles beneficios ambientales ligados al nivel freático, hay que destacar que, mientras en el escenario de cuotas la trayectoria es lineal, tanto en la gestión óptima como en la gestión a través de un banco de aguas la recuperación del acuífero sigue una trayectoria convexa a lo largo del horizonte temporal. Cabría inferir,

por tanto, que la recuperación del acuífero a través de un banco de aguas, podría ofrecer además mayores beneficios ambientales que un sistema de cuotas fijas ya que el stock de agua en el acuífero será siempre superior a lo largo del horizonte de recuperación.

Hay que señalar además que, si bien en el escenario de pagos se observa que al principio el ritmo de recuperación es superior al de las cuotas, a partir del año 11 el ritmo de recuperación se ralentiza. Conforme se produce el proceso de recuperación y disminuyen los costes de extracción, se incrementa el incentivo a regar y disminuye el grado de acogida al programa. El tiempo estimado para la recuperación del acuífero en este caso se extendería a 30 años. Por último, es evidente que el escenario de no control implicaría la pérdida definitiva de los humedales o impondría el coste de mantener el parque artificialmente bien a través de bombeos y recirculación de agua, bien a través del trasvase Tajo-Segura.

5. Conclusiones

El acuífero Mancha Occidental constituye la principal fuente de agua en la región y alimenta humedales de gran importancia ecológica entre los que cabe destacar el Parque Nacional Tablas de Daimiel. El proceso de sobreexplotación de este acuífero ha incrementado de forma notable los costes de extracción para todos los usuarios y ha puesto en peligro la supervivencia de estos humedales. La creciente conciencia social por los valores ambientales y la conservación de los espacios naturales junto con un mayor conocimiento de las estrechas interrelaciones hidrogeológicas con determinados fenómenos naturales como es el mantenimiento de ecosistemas húmedos ha puesto de manifiesto la necesidad de un marco de gestión sostenible de este valioso recurso natural. En este sentido, la Ley de Aguas de 1985 supuso un giro radical en el marco de gestión de las aguas subterráneas incluyéndolas en el dominio público hidráulico e introduciendo la posibilidad de limitar las extracciones a través de un sistema de cuotas fijas cuando el acuífero se declara sobreexplotado o en riesgo de estarlo. La reciente Ley de Aguas de 1999 introduce además la posibilidad de establecer centros de intercambio para flexibilizar la asignación del agua.

Los resultados obtenidos revelan que la aplicación de este instrumento de gestión a la recuperación del acuífero Mancha Occidental conllevaría un coste significativamente menor para el sector agrario que el actual marco institucional basado en cuotas

intransferibles. En este caso, la flexibilización en la asignación del agua, no sólo en el espacio sino también en el tiempo, se traduciría en una significativa ganancia de eficiencia al inducir un mayor ahorro y un ritmo de recuperación más rápido al principio del horizonte de recuperación. Además, la convexidad en la trayectoria de recuperación podría redundar también en mayores beneficios ambientales ya que el nivel freático se acerca más rápidamente al nivel sostenible que bajo un sistema de cuotas.

Por otro lado, hay que destacar que la comparación con un escenario de no regulación revela que los agricultores obtendrían incluso un beneficio neto si la política de recuperación se implementase a través de un banco de aguas, poniendo en cuestión el extendido dilema “los agricultores o los patos”.

Con respecto al sistema de gestión actual, podemos concluir que el Programa de Compensación de Rentas perderá “efectividad compensadora” con respecto a las severas limitaciones del Régimen de Extracción conforme se produzca la recuperación del acuífero y se incremente el valor de uso del agua. Ello podría generar otra vez conflictos sociales y elevar el grado de incumplimiento de las cuotas deteniendo el proceso de recuperación.

Por otro lado, los resultados han puesto de manifiesto la necesidad de implementar una cuota sostenible una vez termine el proceso de recuperación y reflejan que la vuelta a los derechos teóricos establecidos en las concesiones de pozos volvería a conducir a un descenso de los niveles freáticos.

Por último, hay que señalar que si bien en esta investigación no se ha considerado la existencia de regadíos ilegales y se han obviado las dificultades de la administración para hacer cumplir la legislación, el banco de aguas podría constituir un mecanismo adecuado para aflorar los regadíos ilegales, permitiendo el acceso de nuevos agentes económicos como compradores a este centro de intercambio, manteniendo la misma cuota global. Este aspecto si bien no está recogido en la Ley de 1999, donde solo se contempla la posibilidad de intercambio entre usuarios con derechos, podría constituir una solución al espinoso tema de los regadíos ilegales.

Bibliografía

- Anderson, T., O. Burt y D. Fractor (1981). Privatizing groundwater basins: a model and applications. En *Water Rights: Scarce Resource Allocation, Bureaucracy, and the Environment*. T. Anderson, Cambridge: Ballinger.
- Burt, O. R., R. G. Cummings y J. W. McFarland (1977). "Defining upper limits to groundwater development in the arid west." *American Journal of Agricultural Economics*(December): 943-947.
- Carlson, G. A., D. Zilberman y J. A. Miranowski (1993). "Economics of nonrenewable and renewable resources." En *Agricultural and Environmental Resource Economics*: pp99-141. Ed. Carlson, G. A., D. Zilberman y J. A. Miranowski .Oxford University Press.
- Gisser, M. y D. Sánchez (1980). "Competition versus optimal control in groundwater pumping." *Water Resources Research* **16**: 638-642.
- Gordon, H. S. (1954). "The economic theory of a common property resource: the fishery." *Journal of Political Economy* **62**: 124-142.
- Hardin, G. (1968). "The Tragedy of the Commons." *Science* **162** (1243-1248).
- Iglesias Martínez, E. (2001). "*Economía y gestión sostenible de las aguas subterráneas: El acuífero Mancha Occidental*". Tesis Doctoral. Departamento de Economía y Ciencias Sociales Agrarias. Universidad Politécnica de Madrid.
- López Sanz, G. (1998). *La gestión del agua subterránea en la cuenca alta del río Guadiana: de la confrontación a la cooperación*. Ed. Diputación Provincial de Ciudad Real.
- MacDonnell, L. J., D. H. Getches, et al. (1995). "The law of the Colorado river: coping with severe sustained drought." *Water Resources Bulletin* **31**(5): 825-836.
- Milliman, J. W. (1956). "Commonality, the price system and use of water supplies." *The Southern Journal* **22**: 426-437.
- Page, T. (1997). "On the problem of achieving efficiency and equity, intergenerationally." *Land Economics* **73**(4): 580-596.
- Provencher, B. (1993). "A private property rights regime to replenish a groundwater aquifer." *Land Economics* **69**(4): 325-340.
- Reyes, P. (1994). "Tárfas óptimas en la extracción de agua. Modelos de juegos discretos y multiprocesos." *El Trimestre Económico* **243**(41): 525-563.
- Rosell, J. (2001). Aspectos económicos de la utilización de las aguas subterráneas en La Mancha. En *Economía de las aguas subterráneas y su gestión colectiva*. N. Hernández-Mora y R. Llamas, Fundación Marcelino Botín.
- Rubio, S.J. y B. Casino (2001). "Competitive versus efficient extraction of a common property resource: the groundwater case" *Journal of Economics Dynamics and Control* **25**: 1117-1137.
- Scott, A. (1955). "The fishery: the objectives of the sole ownership." *Journal of Political Economy* **63**: 116-124.
- Smith, V. (1977). "Water deeds: a proposed solution to the water valuation problem."

Arizona Review **26**: 7-10.

Sorensen, A. a. T. T. Hebertson. (1998). "Policy rules for exploitation of renewable resources: a macroeconomic perspective." *Environmental and Resource Economics* **12**: 53-76

Varela Ortega, C.; Sumpsi, J.M.; Garrido, A.; Blanco, M.; y Iglesias, E. "Water Pricing Policies, Public Decision Making and Farmers response: Implications for Water Policy". *Agricultural Economics*. Enero, 1998.

Varela, C., J. Sumpsi y E. Iglesias (1995). *The CAP and the Environment: Analysis of the effects of the Common Agricultural Policy on the environment*. Spain_ Final report. EU Commission research project, DG XI. Coordinado por LEI-DLO (Agricultural Economics Research Institute, Países Bajos). 74 pp.

Zilberman, D., M. Wetzstein y M. Marra (1993). "The economics of nonrenewable and renewable resources." En *Agricultural and enviromental resource economics*: pp.99-141. Ed. D.Zilberman y J.A.Miranowski, Oxford University Press.