

Evaluación del impacto de la tarificación del agua de riego sobre la sostenibilidad del regadío: una aproximación a través de indicadores sintéticos

JORDI GALLEGO-AYALA

*Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID, ESPAÑA*

JOSÉ A. GÓMEZ-LIMÓN

*Departamento de Economía Agraria
INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN Y FORMACIÓN AGRARIA Y PESQUERA (IFAPA), ESPAÑA
e-mail: jordi.gallego.ayala@gmail.com; josea.gomezlimon@juntadeandalucia.es*

RESUMEN

La Directiva Marco de Aguas exige la introducción de tarifas para la recuperación de los costes del agua. Este trabajo analiza las consecuencias de la hipotética implementación de diferentes formas de tarificación del agua de riego (por superficie, volumétrica, binómica y por tramos), estudiando su impacto sobre la sostenibilidad de las zonas regables. La aplicación empírica realizada se ha centrado en la Comarca de Campos (Palencia). Con este propósito se han empleado modelos de simulación basados en la programación matemática positiva. La resolución de estos modelos ha permitido obtener, para cada escenario de tarificación, un conjunto multidimensional de indicadores de sostenibilidad (económicos, sociales y ambientales), a partir de los cuales se ha desarrollado un indicador sintético de sostenibilidad para el regadío. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto cómo la puesta en funcionamiento de las distintas formas de tarificación generarían un efecto negativo sobre la sostenibilidad global del regadío, ya que empeorará sus sostenibilidad económica y social, proporcionando tan sólo ligeras mejoras ambientales.

Palabras clave: Indicadores sintéticos, sostenibilidad, política de aguas, agricultura de regadío.

Impact Assessment of Irrigation Water Pricing in Irrigated Agriculture Sustainability: A Composite Indicators Approach

ABSTRACT

The Water Framework Directive makes compulsory the implementation of water tariffs in order to recover costs of water services. This work analyses the consequences of the hypothetical implementation of different instruments for irrigation water pricing (area, volumetric, two-part tariff and block-rate), studying their impact on the sustainability of irrigated areas. The empirical application done has been focused on Campos district, located in the province of Palencia (Spain). With this purpose, simulation models based on positive mathematical programming have been built. Running these models for each water-pricing scenario, a multidimensional set of sustainability indicators (economic, social and environmental ones) has been obtained. All these indicators have been used to construct a composite indicator to measure overall sustainable performance of irrigated farms. The results obtained show how pricing irrigation water will have a negative impact on farms' sustainability, since their economic and socially sustainability will decline, inducing only a slight environmental improvement.

Keywords: Composite Indicators, Sustainability, Water policy, Irrigated Agriculture.

Clasificación JEL: C61, Q15, Q25.

Artículo recibido en mayo de 2008 y aceptado en enero de 2008.

Artículo disponible en versión electrónica en la página www.revista-eea.net, ref. 28202.

1. INTRODUCCIÓN

Los incrementos continuados de la demanda de agua en España han puesto de manifiesto la creciente escasez relativa de este recurso. Tal circunstancia ha provocado una intensa polémica sobre la eficiencia en el uso de este bien por parte del sector agrario, principal consumidor de agua (el 75% del consumo total nacional en 2004; INE, 2008). La aparente mala gestión del recurso en los regadíos españoles (grandes pérdidas de agua y su aplicación a cultivos excedentarios, de baja rentabilidad y demandantes de poca mano de obra) ha servido de argumento para apuntar, como solución indispensable, la aplicación de políticas de demanda, propias de una economía “madura” del agua, especialmente la tarificación del agua, (Dinar *et al.*, 1997; Sumpsi *et al.*, 1998; Molle y Berkoff, 2007).

Esta situación de madurez de la economía del agua no es única de España, sino que es compartida por otros Estados de la Unión Europea (UE). Por este motivo las instituciones comunitarias decidieron desarrollar una política común en materia de gestión del agua. Fruto de ello fue la aprobación de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (abreviadamente Directiva Marco de Aguas, o DMA). Siguiendo la corriente de pensamiento antes comentada, esta normativa europea ha establecido la tarificación como política de demanda de agua preferente en el seno de la UE (art. 9). Así, la Directiva obliga a los estados miembros a aplicar tarifas por el uso del agua antes de 2010, al objeto de proveer “incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos”. De esta manera se trata de contribuir a la consecución de los objetivos medioambientales (el “buen estado” de las masas de agua) establecidos en esta misma norma.

Si bien la tarificación del agua es una exigencia ambientalista, la lógica en la que se basa este instrumento es puramente económica. En este sentido, los agricultores de regadío, según la Teoría Económica, responderían a la introducción (o incremento) de un precio al agua con una reducción de su consumo, siguiendo una curva de demanda de pendiente negativa, aliviando así la presión cuantitativa sobre las masas de agua. En cualquier caso, la tarificación no sólo afecta a la demanda de agua de riego, sino que tiene otros efectos de índole económica, social y ambiental. La comunidad científica ha estudiado con intensidad tales impactos multidimensionales derivados de la tarificación del agua de riego. De la amplia literatura existente al respecto, pueden destacarse los trabajos desarrollados en España por Varela-Ortega *et al.* (1998), Berbel y Gómez-Limón (2000), Gómez-Limón y Riesgo (2004) o Iglesias y Blanco (2008). En cualquier caso, cabe señalar que todos estos trabajos se han limitado a estudiar el impacto multidimensional de la tarificación, presentando la evolución de diferentes indicadores de relevancia política por separado. Dado este estado de conocimientos, parece oportuno señalar la necesidad de seguir avanzando en esta línea de investigación a través de la aplicación de metodologías que permitan un análisis conjunto de los indicadores analizados hasta el

momento, al objeto de establecer un juicio global sobre las implicaciones de este instrumento económico sobre la sostenibilidad del regadío.

Asimismo, la revisión de literatura realizada ha evidenciado cómo la mayoría de los trabajos anteriores han considerado la tarifación volumétrica como única alternativa para aplicar este instrumento recuperador de costes. Así pues, parece igualmente oportuno profundizar en el análisis de otras posibilidades de aplicación de este instrumento económico, estudiando los efectos diferenciales de tales alternativas.

Dado este estado de la cuestión, el presente trabajo plantea cubrir parcialmente las dos lagunas de conocimiento antes señaladas. Así, el objetivo de la investigación es plantear una metodología para analizar *ex-ante* los impactos que tendrían la implementación de un conjunto de instrumentos alternativos para la tarifación del agua de riego para la sostenibilidad de la agricultura de regadío. Para ello, como elemento innovador de la presente investigación, se propone el uso de un índice sintético de sostenibilidad. La metodología propuesta se va a aplicar, a manera de experiencia piloto, a un sistema agrario real de regadío; la comarca agraria de Campos (Palencia). Con todo ello, los resultados de esta investigación pretenden evidenciar la utilidad de la metodología propuesta como herramienta de trabajo para los técnicos y decisores políticos, al objeto que estos puedan diseñar e implementar los instrumentos más adecuados que posibiliten la mejora de la “gobernanza” de los sistemas de regadío.

Propuesto de esta manera el objetivo del trabajo, el documento se ha estructurado como sigue. Tras esta sección introductoria, el manuscrito continúa con la descripción de la zona de estudio considerada para el análisis empírico. A continuación, en el tercer apartado, se detalla la metodología seguida para el desarrollo de la investigación. La formulación concreta de los modelos de simulación empleados se analizan en el cuarto apartado. En el quinto apartado se exponen de forma sintética los resultados alcanzados. Finalmente, el trabajo termina con una sección dedicada a la presentación de las principales conclusiones alcanzadas.

2. CASO DE ESTUDIO

La aplicación empírica de esta investigación se circunscribe al ámbito geográfico de la comarca agraria de Campos, localizada en el centro de la meseta norte, dentro de la provincia de Palencia. Su elevada altitud (entre 700 y 800 m) y la lejanía del mar le confieren un clima de marcado carácter continental, donde las precipitaciones medias anuales son escasas (en torno a los 500 mm) y repartidas heterogéneamente a lo largo del año (la mayor parte de las lluvias se registran en otoño y, en menor medida, en primavera). Con estas condiciones climáticas, la agricultura de regadío se presenta como la única alternativa para romper el monocultivo de cereales de invierno típico de la zona, haciendo posible la introducción de cultivos de verano.

El regadío de la comarca de Campos abarca una superficie de 37.829 ha, lo que representa el 14,5% de su superficie agraria útil (SAU), que se encuentran reparti-

das entre 2.096 explotaciones (la explotación media de regadío cuenta con 18,0 ha regables). En cualquier caso conviene destacar la existencia de grandes diferencias en la estructura de las explotaciones, al coexistir explotaciones de tamaño pequeño (menores a 5 ha) con otras de gran tamaño (más de 50 ha).

La transformación de estas tierras en regadío se realizó en la segunda mitad del siglo XX, gracias a la construcción de importantes obras de regulación en la cabecera de sus principales ríos (Pisuerga y Carrión) y de los correspondientes canales de riego para el transporte de estas aguas superficiales. Estas infraestructuras son de titularidad pública y son gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD). A estas infraestructuras se suma la red secundaria para la distribución del agua entre los regantes. Dicha red es también de titularidad pública, pero es gestionada y mantenida por las comunidades de regantes, como entidades asociativas para la gestión comunal del agua de riego.

La dotación de agua concedida a las comunidades de regantes por parte de la autoridad hidráulica ronda los 8.000 m³/ha anuales, cantidad que es medida a la entrada de los canales principales de riego. No obstante, hay que tener en cuenta que la eficiencia de transporte por los canales principales es del 80,3%, mientras que la de distribución por la red secundaria es del 85,5% (CHD, 2007). Así pues, la cantidad promedio de agua que realmente llega a pié de parcela es aproximadamente de 5.500 m³/ha anuales. Las técnicas de riego por aspersión y por superficie se reparten casi al 50% la totalidad de las tierras regadas.

Los cultivos de regadío predominantes en la zona son los cereales de invierno (trigo y cebada) con el 49,8% de la superficie total, la alfalfa (26,3%), la remolacha (9,9%), el maíz (9,4%) y el girasol (4,6%) (datos para el año 2008).

La tarificación actual del agua de riego se basa en una cantidad fija en función de la superficie regable, la cual comprende a su vez tres conceptos diferentes. En primer lugar, están las dos tarifas pagadas a la CHD: a) el *canon de regulación*, por la gestión de las infraestructuras gestionadas por este organismo público (embalses y canales principales), fijado en 24 €/ha al año, y b) la *tarifa de utilización*, por el uso de la red secundaria de titularidad pública, que oscila entre los 10 y los 30 €/ha anuales, según las características de estas redes en las diferentes zonas regables. A ambas tasas se unen las *derramas* realizadas por las propias comunidades de regantes en concepto de gastos de operación y mantenimiento de la red secundaria, que oscila entre los 20 y los 30 €/ha·año. En conjunto, la tarifa total a pagar por el agua de riego en la zona de estudio se sitúa entre 55 y 80 €/ha anuales¹.

La elección de esta zona para el estudio de un caso real se ha debido tanto a sus características técnicas, dado que se trata de una zona representativa de los regadíos del interior peninsular, donde el carácter multifuncional de la agricultura de regadío es más que evidente (Gómez-Limón y Gómez-Ramos, 2007), como a razones de orden práctico, por la buena disponibilidad de datos de calidad (ver apartado 3.5).

¹ Teniendo en cuenta el agua que llega a los regantes (agua a pié de parcela = 5.500 m³/ha), esta tarifa total por superficie equivaldría a una tarifa volumétrica de 0,010-0,015 €/m³.

3. METODOLOGÍA

3.1. Alternativas para la tarificación del agua de riego

Tomando en consideración los diferentes métodos alternativos aplicables para la tarificación del agua de riego (véase Tsur y Dinar, 1997; Johansson *et al.*, 2002; Easter y Liu, 2005; Molle y Berkoff, 2007), así como las características particulares del regadío analizado como caso de estudio (regadíos de iniciativa pública y recursos hídricos de origen superficial), para la presente investigación se han seleccionado los siguientes cuatro instrumentos como los de mayor interés para su potencial implementación en la zona:

- *Tarificación por superficie regada.* Se basa en la implementación de una tarificación del agua por hectárea regada, con independencia del cultivo producido. Este sistema de tarificación es similar al actualmente utilizado en la zona, aunque con la diferencia que ahora la tarifa se paga por superficie regable (se haga disposición o no del uso del agua), y el instrumento propuesto sólo considera gravable las superficies realmente regadas. Así, para nuestro caso de estudio se proponen once escenarios diferentes para la simulación, en los cuales este gravamen aumenta de forma progresiva desde 0 hasta 500 €/ha·año. Estos valores han sido seleccionados teniendo en consideración el pago medio actual realizado por los servicios del agua (ver apartado anterior) y las perspectivas de subida por la implementación de la DMA (CHD, 2007).
- *Tarificación volumétrica.* Se considera una tarificación del agua de riego en función de los metros cúbicos de agua empleados. Con este propósito se han seleccionado once niveles de tarificación que van desde 0,00 hasta 0,10 €/m³. Estos valores se han seleccionado por su interés como rango de variación para la posible aplicación del principio de recuperación de costes exigido por la DMA (Gómez-Limón y Riesgo, 2004).
- *Tarificación binómica.* Se trata de una combinación de las dos alternativas de tarificación anteriores, por la cual se grava el uso del agua de riego con una tarifa fija por hectárea regada y una tarifa volumétrica. De esta forma, se han generado nueve niveles diferentes para la implementación de este instrumento, como consecuencia de la combinación de tres tarifas fijas por hectárea (50, 100 y 150 €/ha·año) y tres niveles la tarificación volumétrica (0,02, 0,04 y 0,06 €/m³).
- *Tarificación por tramos.* Este instrumento se basa en el establecimiento de precios del agua diferenciados, que aumentan de forma progresiva en función del tramo o bloque de consumo de agua (véase Bar-Shira *et al.*, 2006). En este sentido se ha considerado conveniente definir tres bloques de consumo de

agua²: el primer bloque marca el consumo desde 0 hasta 3.000 m³/ha, el segundo desde los 3.000 hasta 6.000 m³/ha y el tercero para consumos superiores a los 6.000 m³/ha. Teniendo en cuenta los niveles de precios considerados para la tarificación volumétrica, se han generado cuatro alternativas para la aplicación de este método de tarificación, cuya estructura queda definida en la tabla 1.

TABLA 1
Alternativas para la tarificación por tramos.

Tramos de consumo	Escenarios de precios del agua (€/m ³)			
	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3	Alternativa 4
0-3.000 m ³ /ha	0,01	0,02	0,03	0,04
3.000-6.000 m ³ /ha	0,02	0,04	0,06	0,08
≥ 6.000 m ³ /ha	0,03	0,06	0,09	0,12

Fuente: Elaboración propia.

Para terminar este epígrafe debe aclararse que en todos los instrumentos basados en el agua utilizada (volumétrica, binómica y por tramos) se considera que el volumen de agua por el que se paga es aquella cantidad puesta a disposición del regante a pie de parcela.

3.2. Heterogeneidad en la toma de decisiones y el análisis de grupos

En la modelización de la actividad agraria a nivel de sistema agrario (o a cualquier otro nivel que considere conjuntamente distintas explotaciones) surgen los problemas de los sesgos de agregación. Efectivamente, la modelización conjunta de un grupo de explotaciones a través de un único modelo de programación matemática sobrestima la movilidad de los recursos, permitiendo que las explotaciones modelizadas combinen recursos en proporciones no disponibles para ellas de forma individual en la realidad (Hazell y Norton, 1986). Estos sesgos de agregación sólo pueden evitarse si las explotaciones agrupadas en un modelo reúnen rígidos criterios de homogeneidad (Day, 1963): homogeneidad tecnológica, proporcionalidad pecuniaria y proporcionalidad institucional.

Las zonas regables consideradas como caso de estudio están localizadas en su totalidad en la misma comarca agraria. Por tanto, podría considerarse que se trata de un caso relativamente homogéneo desde el punto de vista edafo-climático, tec-

² La frontera para cada uno de los tramos de consumo ha sido establecida en función de las necesidades hídricas para determinados grupos de cultivos y la tecnología de riego aplicada. Así, la frontera del primer tramo hace referencia al consumo de agua de los cereales de invierno (trigo y cebada) regados mediante aspersión (la técnica de aplicación más eficiente), y el límite del segundo tramo está ligado al consumo de agua para el girasol regado igualmente por aspersión.

nológico, institucional y de mercado. Dadas tales características, cabría asumir que el caso de estudio cumple de manera plausible las tres premisas de homogeneidad antes enunciadas. En este sentido podría suponerse que el comportamiento de todos los agricultores de la zona de estudio debería ser similar y que, por tanto, el funcionamiento de los instrumentos de tarifación considerados cabría analizarlos a partir de un único modelo de simulación con unos sesgos de agregación relativamente pequeños. Sin embargo, esta supuesta homogeneidad en el comportamiento de los productores raramente se produce en la realidad. Así, aún disponiendo de una base de recursos similar, los agricultores de un mismo sistema agrario suelen presentar diferencias significativas en sus decisiones productivas. Por este motivo, para minimizar los sesgos de agregación en la modelización, es conveniente agrupar a los productores en grupos homogéneos en cuanto a sus planes de cultivo (Berbel y Rodríguez, 1998), donde se incluyan agricultores que tienen funciones de costes e ingresos (proporcionalidad pecuniaria y tecnológica) realmente similares.

Para agrupar a los agricultores analizados en grupos homogéneos se ha empleado la información primaria procedente de una encuesta tipo dirigida a los agricultores de la zona de estudio (ver apartado 3.5), a través de la cual se ha obtenido la información necesaria para su caracterización productiva. Tal información ha sido utilizada al objeto de realizar un análisis de grupos o cluster, considerándose los planes de cultivo seguidos por estos agricultores como variables tipificadoras. Dicha técnica multivariante se ha implementado considerando la distancia euclídea al cuadrado como medida de las diferencias entre planes de cultivos, y el método de Ward o de mínima varianza como criterio de agregación.

3.3. La técnica de simulación: la Programación Matemática Positiva

La Programación Matemática Positiva (PMP) desarrollada por Howitt (1995) es una técnica de programación matemática que permite la calibración de modelos matemáticos a partir de la distribución de cultivos observada en un año de referencia. Para ello emplea un sistema de calibración basado en la información contenida en el valor dual de las variables (cultivos) para establecer una función de costes no lineal.

El método de calibración “estándar” descrito por Howitt (1995) se implementa a través de tres pasos. El primer paso consiste en la construcción de un modelo de programación lineal que permita obtener los valores de las variables duales para cada uno de los cultivos considerados. En el siguiente paso, los valores de las variables duales son utilizados para la calibración de la función de costes de los diferentes cultivos. El tercer y último paso consiste en utilizar los parámetros de las funciones de costes para definir una función objetivo cuadrática que reproduce la distribución de cultivos del año base. Este mismo modelo de PMP, haciendo los cambios oportunos, permite simular el patrón de comportamiento productivo de los agricultores ante diferentes cambios en el contexto económico (precios de productos y/o insumos, subvenciones, etc.) o normativo (restricciones productivas) que afectan al sector agrario.

No obstante, la técnica originaria ha suscitado diversas críticas, que han evidenciado algunas deficiencias en este enfoque metodológico (véase Heckeley y Britz, 2005 y Henry de Frahan *et al.*, 2007). Este hecho ha obligado a realizar posteriores desarrollos de la PMP encaminados a solventar las limitaciones de este enfoque primigenio. En este sentido, Röhm y Dabbert (2003) presentan una extensión de la PMP que permite un mayor grado de sustitución entre cultivos similares (denominados como “actividades variantes”), antes que entre otros cultivos menos parecidos (“actividades”). Así, el concepto de actividad variante se puede aplicar a un mismo cultivo producido bajo diferentes técnicas, o también para cultivos de una misma familia (Röhm y Dabbert, 2003). Esta característica resulta adecuada para el presente trabajo, en la medida que es previsible que los agricultores, frente a la implementación de una nueva política de precios del agua, sigan una estrategia de cambiar sus planes de producción (sustitución de cultivos de regadío por otros de secano), donde exista un mayor grado de sustitución entre un mismo cultivo producido bajo dos técnicas diferentes (regadío y secano) antes que entre otros cultivos. Por este motivo, este enfoque ha sido seleccionado para el desarrollo de la presente investigación.

A continuación se realiza una exposición sintética de la formulación matemática de esta versión extendida de la PMP³, teniendo en consideración las diferentes actividades (i) y sus posibles variantes (j). Para ello se parte del siguiente modelo:

$$\text{Max } MBT = \sum_i \sum_j (p_{i,j} \cdot y_{i,j} - c_{i,j} + s_{i,j}) x_{i,j} + PUE \quad [1a]$$

Sujeto a:

$$\sum_i \sum_j (x_{i,j}) \leq \sum_i \sum_j (x_{i,j}^0) \quad [1b]$$

$$\sum_j (x_{i,j}) \leq \sum_j (x_{i,j}^0) (1 + \varepsilon_1) \quad \forall i \quad [1c]$$

$$x_{i,j} \leq x_{i,j}^0 (1 + \varepsilon_2) \quad \forall i, \forall j \quad [1d]$$

$$\varepsilon_2 > \varepsilon_1 \quad [1e]$$

$$x_{i,j} \geq 0 \quad \forall i, \forall j \quad [1f]$$

La ecuación [1a] representa la función objetivo del modelo de programación lineal, donde MBT es el margen bruto total, calculado como la suma de los márgenes brutos aportados por cada cultivo. Así, el MBT es función de las $x_{i,j}$, las superficies dedicadas a la actividad i con su variante j , que son consideradas como las variables de decisión del modelo. Además, para el cálculo de los márgenes brutos se requiere disponer de información sobre precios de los productos ($p_{i,j}$), los rendi-

³ Para una información más detallada sobre el desarrollo matemático de la versión extendida de la PMP expuesta, se remite al lector interesado directamente al trabajo de Röhm y Dabbert (2003).

mientos ($y_{i,j}$), los costes variables ($c_{i,j}$) y las ayudas directas por superficie de la PAC acopladas a la producción ($s_{i,j}$) de cada uno de los cultivos considerados como alternativa. También se tiene en consideración el montante del pago único por explotación (PUE), calculado sobre la base de las ayudas históricas recibidas por el agricultor.

El conjunto de restricciones del modelo anterior se interpreta como sigue. La ecuación [1b] hace referencia a la restricción de la superficie de tierra disponible, donde $x_{i,j}^o$ representa el plan de cultivos observado en el año base. La ecuación [1c], por su parte, representa la restricción para el total de las actividades, siendo ϵ_1 un pequeño número positivo que se asigna de forma arbitraria. Finalmente la ecuación [1d] acota la actividad variante, siendo ϵ_2 otro número positivo pequeño que se asigna igualmente de forma arbitraria, si bien debe cumplir lo dispuesto en la ecuación [1e].

La adición de las ecuaciones [1c] y [1d] fuerza una solución óptima del modelo [1] que reproduce las actividades observadas en el año base ($x_{i,j}^o$). Como resultado de la introducción de estas dos restricciones, la solución del modelo genera el valor dual de los diferentes cultivos. La ecuación [1c] reporta el valor dual de las actividades (λ_i) y la ecuación [1d] proporciona el valor dual de las actividades variantes ($\lambda_{i,j}$).

Una vez interceptados los valores duales, estos son utilizados para la calibración de la función de costes de las diferentes actividades. Igualmente, estos parámetros son utilizados para definir la nueva función objetivo del modelo de PMP. De esta forma la ecuación [2] presenta la función objetivo de la versión extendida de la PMP (Röhm y Dabbert, 2003):

$$\text{Max} \sum_i \sum_j \left\{ x_{i,j} \left[y_{i,j} p_{i,j} - c_{i,j} \left(\alpha_{i,j} + \beta_{i,j} x_{i,j} + \gamma_{i,j} \sum_j x_{i,j} \right) + s_{i,j} \right] \right\} + PUE \quad [2]$$

Este enfoque de la PMP como método de simulación ha sido anteriormente utilizado, entre otros, en los trabajos de Key y Kaplan (2007), Schmid *et al.* (2007), Gallego-Ayala y Gómez-Limón (2009) ó Henseler *et al.* (2009).

3.4. Cálculo del indicador sintético de sostenibilidad

Al objeto de calcular el Índice de Sostenibilidad de la Agricultura de Regadío (ISAR), se ha seguido las orientaciones metodológicas sugeridas por la OECD-JRC (2008) en relación a la construcción de indicadores sintéticos. A continuación se exponen los aspectos más relevantes en este sentido.

3.4.1. Marco teórico y selección de indicadores básicos

La primera etapa desarrollada con este propósito ha sido la selección de una batería de indicadores que permitan cuantificar el desempeño sostenible de las explotaciones de regadío en la zona analizada, de forma tal que a través de los mismos se pueda recabar información sobre el desempeño de las tres dimensiones básicas de la sostenibilidad: económica, social y ambiental. La selección de estos indicadores para evaluar la sostenibilidad agraria se ha fundamentado en el trabajo de Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010), realizado sobre este mismo sistema agrario. Así, teniendo en cuenta las posibilidades de modelización a través de la programación matemática, para este trabajo se han considerado finalmente 12 indicadores, tal y como se recoge en la Tabla 2.

TABLA 2
Indicadores básicos seleccionados.

Área de análisis	Indicadores	Unidad de medida
<i>Económico</i>	Margen bruto total (MBT)	€/ha
	Contribución de la agricultura al PIB (CONPIB)	€/ha
<i>Social</i>	Empleo agrario (EMPLT)	Jornales/ha
	Estacionalidad de la mano de obra (ESTAC)	%
	Riesgo de abandono de la actividad agraria (ABAND)	%
<i>Ambiental</i>	Especialización (ESPEC)	%
	Cobertura del suelo (COBSUEL)	%
	Balance de nitrógeno (BALN)	kg N/ha
	Balance de fósforo (BALP)	kg P/ha
	Riesgo de pesticidas (RIESPEST)	kg/ha
	Uso del agua de riego (AGUA)	m ³ /ha
	Balance energético (BALE)	kcal/ha

Fuente: Elaboración propia a partir de Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010).

A continuación se explica de forma sintética la interpretación de cada uno de estos indicadores:

- *Margen bruto total*. Es la diferencia entre los ingresos (ventas y subvenciones, tanto acopladas como desacopladas incluidas en el PUE) y los costes variables totales de la explotación. El margen bruto así obtenido puede considerarse un estimador válido de la rentabilidad privada de la actividad agraria.
- *Contribución de la agricultura al PIB*. Este indicador es un *proxy* de la generación de riqueza de la actividad agraria para el conjunto de la sociedad. En este caso se ha calculado deduciendo del indicador anterior todas las subven-

ciones recibidas e incrementándolo en las cantidades pagadas a la administración en concepto de tarifas del agua.

- *Empleo agrario*. Este indicador trata de cuantificar la contribución del sector agrario al desarrollo rural y al equilibrio territorial (fijación de población, distribución de la renta, etc.).
- *Estacionalidad de la mano de obra*. La demanda de mano de obra por parte de la actividad agraria está íntimamente ligada a los itinerarios productivos de los cultivos, que generan en ciertos períodos temporales una concentración de la mano de obra requerida. Así, este indicador cuantifica el porcentaje de mano de obra requerida por la actividad agraria en los picos de demanda de trabajo agrícola a lo largo del año, lo que puede considerarse un estimador adecuado para medir la contribución de la agricultura a la fijación de población en el medio rural.
- *Riesgo de abandono de la actividad agraria*. La continuidad productiva de las explotaciones agrarias está ligada a dos factores (EEA, 2005): a) la edad del agricultor y b) la rentabilidad de la explotación. Para ello Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010) han definido un índice *ad hoc*, de forma tal que éste toma valores de la horquilla comprendida entre 1 (cuando el titular de la explotación es menor de 55 años o tiene un sucesor asegurado y obtiene de la explotación una renta superior a la renta media de la zona) y 0 (cuando el titular es mayor de 70 años y no tiene sucesor asegurado y la renta de la explotación es inferior al 50% de la renta media de la zona).
- *Especialización*. Este indicador mide el porcentaje de la explotación cubierta por el cultivo principal, cuantificando así la tendencia de la explotación hacia la práctica del monocultivo. En este sentido este indicador reporta información sobre la pérdida de biodiversidad agraria.
- *Cobertura del suelo*. Este indicador representa el porcentaje de días al año durante los cuales la vegetación recubre el suelo. Así, este indicador puede considerarse como un *proxy* del riesgo de erosión del suelo.
- *Balance de nitrógeno/Balance de fósforo*. Este balance se obtiene por diferencia entre el nitrógeno/fósforo contenido en los *inputs* empleados en la producción y el existente en los correspondientes *outputs*. Dicha diferencia proporciona la cantidad de nitrógeno/fósforo que cada año es liberada al medio, lo que representa un estimador del impacto ambiental de la agricultura de regadío sobre las masas de agua.
- *Riesgo de pesticidas*. Este indicador se cuantifica estimando la mortandad de organismos vivos por la acción de las materias activas presentes en los productos fitosanitarios aplicados. En este sentido, este indicador aporta infor-

mación sobre la toxicidad liberada al ambiente por el uso de estos agroquímicos.

- *Uso del agua de riego.* La cantidad de agua usada para riego permite medir la presión cuantitativa ejercida por la actividad agraria sobre las masas de agua.
- *Balance energético.* Este balance se calcula igualmente a través de un enfoque *input-output*, como la diferencia entre la energía presente en los insumos agrarios empleados en la producción más la energía necesaria para desarrollar las labores agrícolas y la energía incluida en las cosechas. Este indicador trata de cuantificar la contribución de la actividad de regadío como sumidero de CO₂ (reducción de gases de efecto invernadero) y, por tanto, como elemento mitigador del cambio climático.

3.4.2. Normalización de los indicadores base

La normalización es una necesidad previa a cualquier agregación de indicadores, en la medida que estos están expresados normalmente en unidades de medida diferentes. Así, para poder compararlos y realizar operaciones aritméticas entre ellos (construcción de indicadores sintéticos), es preciso expresarlos en unidades homogéneas. En nuestro caso, entre las diferentes técnicas de normalización existentes (Freudenberg, 2003), se propone el empleo de la normalización ‘min-max’, al objeto de que el valor de todos los indicadores, una vez normalizados, varíe en un rango adimensional [0,1], donde el 0 se corresponde con el peor valor posible del indicador (el menos sostenible) y el 1 con el mejor (el más sostenible).

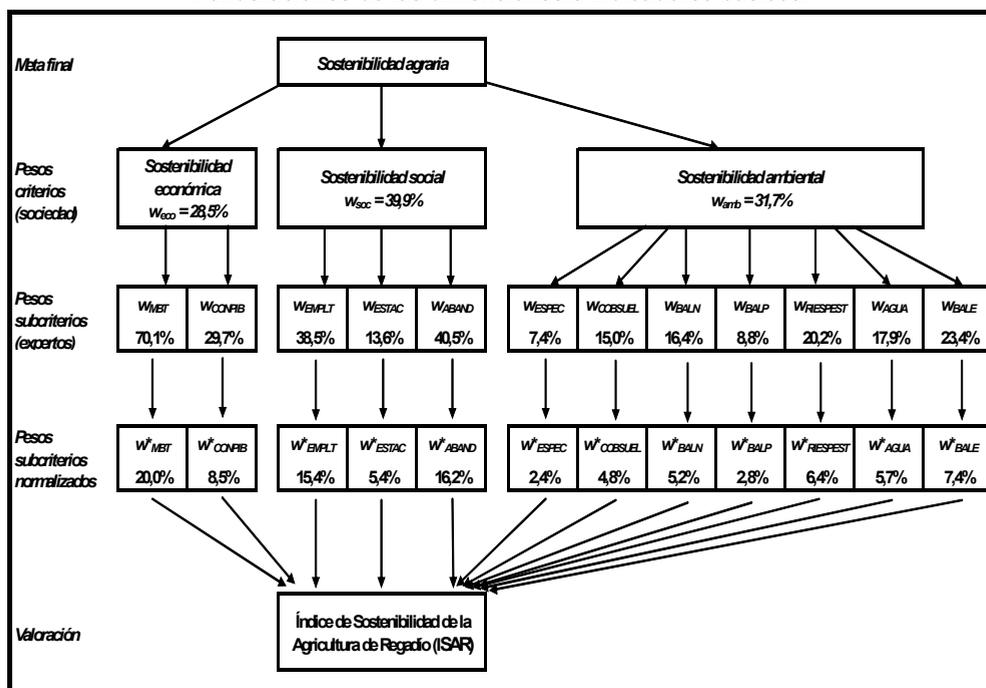
3.4.3. La ponderación de los indicadores

Una vez normalizados los indicadores, la siguiente etapa es la asignación de pesos y la agregación de indicadores, procedimiento a través del cual se construyen realmente los indicadores sintéticos. Tal y como apunta la OECD-JRC (2008), existen diferentes métodos alternativos para llevar a cabo tanto la ponderación como la agregación de los indicadores. En cualquier caso, para esta investigación, como se indica a continuación, se ha optado por emplear los métodos más comunes en este tipo de ejercicios.

La ponderación o asignación de pesos permite diferenciar la importancia relativa de los distintos indicadores de base considerados. Para esta investigación se ha considerado oportuno tomar los pesos obtenidos por Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010). Estas ponderaciones se han calculado a través de sendas aplicaciones del proceso analítico jerárquico (AHP, acrónimo inglés de *Analytic Hierarchy Process*). En primer lugar, esta técnica se ha implementado a una muestra representativa de la población de Castilla y León (encuesta a 321 individuos), al objeto de obtener los pesos de las tres componentes básicas de la sostenibilidad.

Así se ha calculado la importancia relativa del conjunto de indicadores económicos, sociales y ambientales. En segundo lugar, se ha aplicado esta misma técnica a un panel de 16 técnicos expertos, con el propósito de obtener las ponderaciones de los indicadores de base contenidos dentro de cada una de las tres dimensiones básicas. El peso otorgado a cada uno de las componentes básicas de la sostenibilidad, así como a los diferentes indicadores de base puede observarse en la Figura 1⁴.

FIGURA 1
Ponderaciones de las dimensiones e indicadores básicos.



Fuente: Elaboración propia a partir de Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010).

⁴ Conviene señalar que la comunidad autónoma de Castilla y León tiene un marcado carácter agrario, donde la agricultura aporta el 6% del valor añadido bruto total de la economía regional y más del 11% del empleo. Igualmente cabe añadir que en esta región existe un grave problema de despoblamiento de las zonas rurales, motivado en buena medida por el proceso de modernización del sector agrario acaecido durante las últimas décadas. A pesar de ello la agricultura sigue jugando un papel clave para la supervivencia socioeconómica de los núcleos rurales. Tales circunstancias explican las ponderaciones asignadas por la sociedad regional a cada una de las dimensiones de la sostenibilidad. Efectivamente, la percepción de la sociedad castellano y leonesa prioriza el rol social de la agricultura de regadío (vertebración del medio rural) frente al desempeño ambiental y económico de dicha actividad (Gómez-Limón y Gómez-Ramos, 2007). Tales circunstancias hacen evidente que los pesos empleados en este análisis son específicos de Castilla y León (no son extrapolables a otros casos de estudios), y como luego se comentarán explican en buena medida los resultados obtenidos.

3.4.4. La agregación de los indicadores

Para esta investigación se ha optado por agregar los indicadores realizando una suma ponderada de sus valores normalizados. Así, en primer lugar se ha obtenido el indicador sintético global para la agricultura de regadío (ISAR) mediante una suma ponderada de los diferentes indicadores de base, tal y como aparece reflejado en la siguiente fórmula:

$$ISAR = \sum_{k=1}^{k=12} w_k^* \cdot I_k \quad [3]$$

donde w_k^* es el peso normalizado asociado al indicador k , e I_k es el valor normalizado del indicador k .

No obstante, al objeto de poder analizar y diferenciar la importancia relativa que cada una de las diferentes dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental), se han obtenido igualmente los indicadores sintéticos parciales para cada una de ellas, siguiendo las expresiones que aparecen a continuación:

$$ISAR_{\text{económico}} = \sum_{k=1}^{k=2} w_k^* \cdot I_k \quad [4]$$

$$ISAR_{\text{social}} = \sum_{k=1}^{k=3} w_k^* \cdot I_k \quad [5]$$

$$ISAR_{\text{ambiental}} = \sum_{k=1}^{k=7} w_k^* \cdot I_k \quad [6]$$

3.5. Origen de la información para la alimentación de los modelos e indicadores

La información necesaria para la alimentación de los modelos de simulación, así como para el cálculo de los indicadores de sostenibilidad se ha recopilado tanto de fuentes primarias como secundarias.

La información primaria se ha obtenido a partir de una encuesta dirigida a los regantes presentes en el área de estudio. Para ello, se desarrolló un cuestionario a través del cual se ha recabado información sobre las características socioeconómicas de los titulares, las características estructurales de sus explotaciones, sus planes de cultivos y los itinerarios productivos seguidos. El universo de esta encuesta ha estado constituido por el conjunto de agricultores con tierras de regadío localizados en la comarca de Campos; 2.096, según el último Censo Agrario. Dada la imposibilidad práctica de realizar un muestreo aleatorio simple, se optó por aplicar un muestreo por cuotas en función de la afiliación de los productores a las diferentes Organizaciones Profesionales Agrarias (OPAs): ASAJA, UPA y COAG. El mo-

mento elegido para la realización de la encuesta ha sido el periodo de cumplimiento de solicitudes de ayudas PAC (marzo-abril de 2008), ya que es entonces cuando los titulares de las explotaciones se desplazan a realizar este trámite a las oficinas de las OPAs, facilitando con ello el trabajo de los encuestadores. Siguiendo el procedimiento antes descrito se obtuvieron finalmente 111 cuestionarios válidos de agricultores con regadío en sus explotaciones.

La información recogida en esta encuesta ha permitido en primer lugar caracterizar la diversidad de explotaciones presentes en la zona analizada y establecer la tipología de explotaciones presente en la comarca. Además, esta encuesta ha sido la principal fuente de información primaria para la alimentación de los modelos de simulación y el cálculo de los indicadores de base seleccionados para la aplicación empírica desarrollada.

Por otro lado, las fuentes de información secundaria han permitido completar los datos necesarios para la alimentación de los modelos de simulación y el cálculo de los indicadores de base, especialmente en aquellos casos que esta información es uniforme para todos los productores de la zona. Más concretamente se han consultado fuentes bibliográficas de carácter técnico y estadístico para el cálculo de: los balances de nitrógeno y fósforo (Domínguez-Vivancos, 1997; Villalobos, 2002) y de energía (Volpi, 1992), las necesidades hídricas de los cultivos y las eficiencias de las técnicas de riego (CHD, 2007), la toxicidad de las materias activas presentes en los fitosanitarios (Gómez de Barreda *et al.*, 1998), el tiempo y la eficiencia de trabajo de las labores de cultivo (de Juan *et al.*, 2003; IDEA, 2006), y los precios de productos e insumos agrarios (MARM, 2009).

4. MODELIZACIÓN

4.1. Tipificación de las explotaciones de regadío de la zona de estudio

Siguiendo la técnica cluster descrita en el apartado 3.2, se han podido definir cuatro conjuntos homogéneos de agricultores con sus respectivas explotaciones “tipo”. Así, en la caracterización que sigue se comentan las variables más relevantes para las cuales se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes conglomerados:

- **Cluster A.** En este primer grupo se encuentran representados el mayor porcentaje de la muestra de agricultores encuestados (37,8%), que representan el 41,5% de la superficie total analizada. Los agricultores pertenecientes a este grupo gestionan explotaciones mixtas (regadío y secano) con un tamaño medio de 125 ha, donde el regadío ocupa el 31% de la superficie. Como rasgo diferenciador en comparación al resto de los grupos de agricultores, cabe apuntar que la práctica cultural más extendida es el mínimo laboreo (75% de la superficie total de la explotación). Asimismo, la tecnología de riego predominante es el riego por superficie (62% de la superficie de regadío). Los

cultivos de regadío más importantes dentro de los planes de cultivo de este grupo son los cereales de invierno y la alfalfa, con un 51% y un 26%, respectivamente, de la superficie regada. Por estos motivos a este grupo se le ha denominado “*cerealistas de mínimo laboreo*”.

- **Cluster B.** En el segundo grupo de agricultores se incluye el 19,8% de los agricultores de la muestra, que representan el 17,5% de la superficie de la zona de estudio. Las explotaciones gestionadas por estos agricultores presentan un tamaño de 101 ha, de las cuales el 42% son regables. Los agricultores de este grupo se distinguen por seguir itinerarios productivos basados en el laboreo tradicional (100% de la superficie), así como por emplear la técnica de riego por superficie (59% de la superficie de regadío). En la alternativa de cultivos de regadío predominan, los cereales de invierno (46%), y la alfalfa (23%), seguidos en menor proporción por el girasol (12%) y el maíz grano (10%). Por estas razones se ha decidido etiquetar a este grupo como “*agricultores convencionales de producción diversificada*”.
- **Cluster C.** Este tercer grupo homogéneo engloba al 31,5% de los agricultores, representando asimismo el 29,4% de la superficie de la zona de estudio. Este grupo homogéneo de agricultores se caracteriza por poseer explotaciones de 105 ha, de las cuales el 48% son de regadío. Asimismo, al igual que el *Cluster A*, el sistema de laboreo predominante en la explotación es el mínimo laboreo (74% de la superficie total), si bien contrariamente al resto de grupos, la técnica de riego predominante es la aspersión (66% de la superficie de regadío). Su orientación productiva en el regadío es cerealista y alfarera (44% y 30% respectivamente), aunque también tienen dedicada una superficie significativa a la remolacha (12%). Por todas las características apuntadas se ha decidido nombrar este grupo como “*cerealistas-remolacheros de mínimo laboreo y aspersión*”.
- **Cluster D.** El último de los agregados incluye al menor número de los agricultores de la muestra (10,8%), y representa asimismo el menor porcentaje de la superficie de estudio (11,6%). En este grupo puede observarse cómo los titulares gestionan explotaciones de 122 ha, en las que el 40% de la superficie es de regadío. Asimismo, este conglomerado se distingue por adoptar la siembra directa como sistema de laboreo dominante (80% del total de la superficie), de la misma manera que la técnica de riego más importante es el riego por superficie (71% de la superficie de regadío). Los cultivos de regadío predominantes en esta explotación “tipo” son los cereales de invierno, que cubre casi el 70% de la superficie de regadío. Sobre la base de las características observadas, se ha etiquetado este grupo como “*cerealistas de siembra directa*”.

A la luz de los resultados obtenidos en la tipificación de las explotaciones, cabe destacar cómo estos grupos homogéneos de agricultores se caracterizan por sus

planes de cultivo, así como por las técnicas de laboreo y las técnicas de riego empleadas⁵.

Las explotaciones “tipo” antes expuestas, representativas del conjunto de explotaciones existentes en la zona de estudio, van a ser las unidades básicas de análisis a considerar para la construcción de los correspondientes modelos de simulación. De esta manera se trata de minimizar el sesgo de agregación ya comentado (ver apartado 3.2). Así pues, se ha construido un modelo diferenciado para cada grupo homogéneo de agricultores, al objeto de poder simular de forma independiente para cada conglomerado los diferentes métodos alternativos de tarificación del agua de riego considerados de interés. Posteriormente, los resultados obtenidos para cada grupo de productores se han agregado a nivel de comarca. Para ello se ha realizado una suma ponderada de los resultados de cada explotación “tipo”, atendiendo la superficie que representa por cada una de ellas.

4.2. Variables de decisión

Las variables de decisión consideradas para la construcción de los modelos de simulación han sido las superficies destinadas a cada uno de los cultivos más habituales en la zona de estudio ($x_{i,j}$). No obstante, debido a las diferencias de costes y rendimientos existentes, ha parecido oportuno caracterizar estas actividades en función del trinomio cultivo-tecnología de riego-técnica de laboreo. Así, teniendo en cuenta únicamente las combinaciones realmente empleadas por los agricultores de la zona analizada, se ha seleccionado un total de 34 variables de decisión, tal y como se puede observar en la Tabla 3.

TABLA 3
Variables de decisión para la zona caso de estudio.

Técnica de riego Técnica de laboreo	Por superficie			Por aspersión			Secano		
	CO	ML	SD	CO	ML	SD	CO	ML	SD
Trigo	X	X	X	X	X		X	X	X
Cebada	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Avena							X	X	
Guisante								X	X
Girasol	X						X	X	
Alfalfa	X	X		X	X		X		
Maíz grano	X								
Maíz forraje	X			X					
Remolacha				X	X				

Fuente: Elaboración propia.

CO: Laboreo Convencional; ML: Mínimo Laboreo; SD: Siembra Directa.

⁵ De igual forma se ha tratado de caracterizar estas explotaciones “tipo” sobre la base de variables socioeconómicas de sus titulares y de las características estructurales de sus explotaciones, pero los resultados obtenidos de las pruebas ANOVA y chi-cuadrado no han resultado significativos (no existen diferencias significativas de estas variables entre clusters).

En este sentido cabe reseñar que los modelos desarrollados se han diseñado al objeto de simular el comportamiento productivo del conjunto de las explotaciones “tipo” analizadas, incluyendo tanto sus superficies regables, sean empleadas para cultivos de regadío (regadas) o de secano (no regadas), como las que son estrictamente de secano⁶.

Al objeto de dar una mayor flexibilidad a los modelos de simulación y permitir un mayor grado de sustitución entre las actividades variantes ante los cambios en la política de precios del agua (sustitución de cultivos en regadío por secano), se han definido tres grupos de actividades variantes, atendiendo a la extensión de la PMP desarrollada por Röhm y Dabbert (2003). Más concretamente estos grupos son: a) *cereales de invierno*, compuesto por las actividades variantes trigo, cebada y avena, tanto en regadío como en secano, b) *girasol*, constituido por las actividades variantes, girasol en regadío y en secano, y c) *alfalfa*, con sus actividades variantes alfalfa regadío y secano.

4.3. Modelización de la tarifación por superficie

El modelo construido para la simulación de la implementación de una tasa fija sobre la superficie regada es el que aparece a continuación:

$$\begin{aligned} \text{Max } & \sum_i \sum_j \left\{ x_{i,j} \left[y_{i,j} p_{i,j} - c_{i,j} \left(\alpha_{i,j} + \beta_{i,j} x_{i,j} + \gamma_{i,j} \sum_j x_{i,j} \right) + s_{i,j} \right] \right\} + \\ & + PUE - t_s \cdot \sum_{i'} \sum_{j'} x_{i,j} \end{aligned} \quad [7a]$$

Sujeto a:

$$\text{Restricción superficie total de la explotación: } \sum_i \sum_j x_{i,j} \leq SUP \quad [7b]$$

$$\text{Restricción superficie regadío: } \sum_{i'} \sum_{j'} x_{i,j} \leq SUP_{\text{regable}} \quad [7c]$$

$$\text{Restricción superficie aspersión: } \sum_{i''} \sum_{j''} x_{i,j} \leq SUP_{\text{aspersión}} \quad [7d]$$

Restricciones de rotación alfalfa:

$$x_{\text{alf-CO,sup}} + x_{\text{alf-ML,sup}} + x_{\text{alf-CO,asp}} + x_{\text{alf-ML,asp}} \leq 0,55 \cdot SUP_{\text{regable}} \quad [7e]$$

$$x_{\text{alf-CO,sec}} \leq 0,55 \cdot SUP_{\text{secano}} \quad [7e']$$

⁶ Esta forma de modelizar el conjunto de la explotación (superficie regable y de secano) supone otra novedad de la presente investigación con respecto a la literatura existente, que normalmente ha modelizado únicamente la parte regable de las explotaciones con regadío. En este sentido cabe señalar que la modelización del conjunto de la explotación está justificado en la medida que sólo así se puede estudiar de una forma integral el comportamiento productivo de los productores, considerando el conjunto de sus explotaciones como verdaderas unidades de gestión.

Restricción del cupo de remolacha:

$$x_{rem-CO} + x_{rem-ML} \leq 50\% \frac{\text{cupo remolacha}}{\text{Rto. remolacha}} \quad [7f]$$

Restricción de mercado (alfalfa):

$$\sum_j y_{alf-CO,j} \cdot x_{alf-CO,j} + \sum_j y_{alf-ML,j} \cdot x_{alf-ML,j} \leq \text{Producción}_{\text{máxima_histórica}} \quad [7g]$$

$$\text{Restricciones de no negatividad: } x_{i,j} \geq 0 \quad \forall i, \forall j \quad [7h]$$

La ecuación [7a] representa la función objetivo, que se ajusta a la expresión [2] ya explicada con anterioridad, en la cual se ha incluido la tasa por superficie regada t_s , que se cobraría por los cultivos y variantes efectivamente regados (indicados con los subíndices i^r y j^r). Esta tasa se ha parametrizado tomando valores desde 0 €/ha a 500 €/ha.

La primera restricción [7b] limita la superficie de cultivo a la superficie total (regadío más secano) realmente disponible en la explotación (SUP). Por su parte, la restricción [7c] limita la superficie regada a la superficie regable disponible (SUP_{regable}). Efectivamente, al tratarse de una modelización en el corto y medio plazo, no se permite la transformación en regadío de superficies de secano. Por este mismo motivo tampoco se ha planteado la posibilidad de introducir innovaciones en la tecnología de riego, limitándose por ello la superficie regada por aspersión (cultivos y variantes indicados con los subíndices i^a y j^a) a la superficie regada actualmente con esta técnica ($SUP_{\text{aspersión}}$), tal y como se establece en la expresión [7d].

Las restricciones [7e] y [7e'] se han incluido para que los planes de cultivo óptimos resultantes de la modelización respeten las restricciones agronómicas del cultivo de la alfalfa. Por su parte la expresión [7f], se ha considerado al objeto de poder simular convenientemente la reestructuración del sector remolachero tras la última reforma de la OCM del azúcar. Según esta reforma, los remolacheros están obligados a abandonar el 50% de la producción de este cultivo a partir de la campaña 2008/2009, por lo cual estos recibirán como compensación 40 euros por cada tonelada que de media entregasen durante el cuatrienio 2004-2008 (cantidad incluida, debidamente anualizada, dentro del PUE). Finalmente, la expresión [7g] es la restricción de mercado relativa a la alfalfa, condicionada por la cabaña ganadera de la zona.

El conjunto de las restricciones [7b], [7c], [7d], [7e], [7e'], [7f], [7g] y [7h] que se mantendrán constantes en el resto de modelos, se representará de aquí en adelante como $A\bar{X} \leq \bar{B}$.

4.4. Modelización de la tarifación volumétrica

Al objeto de simular la implementación de la tarifación volumétrica del agua, el modelo planteado ha sido el siguiente:

$$\text{Max} \sum_i \sum_j \left\{ x_{i,j} \left[y_{i,j} p_{i,j} - c_{i,j} \left(\alpha_{i,j} + \beta_{i,j} x_{i,j} + \gamma_{i,j} \sum_j x_{i,j} \right) + s_{i,j} - t_w \cdot \frac{NH_{i,j}}{Efic_{i,j}} \right] \right\} + PUE \quad [8a]$$

Sujeto a:

$$\text{Restricción general: } A\bar{X} \leq \bar{B} \quad [8b]$$

donde t_w es la tarifa volumétrica del agua de riego, $NH_{i,j}$ son las necesidades hídricas del cultivo i,j y $Efic_{i,j}$ es la eficiencia asociada a la técnica de riego empleada por este mismo cultivo. En este caso t_w se ha parametrizado igualmente entre 0,00 y 0,10 €/m³.

4.5. Modelización de la tarificación binómica

La aplicación de una tarificación binómica del agua de riego se ha simulado a través del siguiente modelo:

$$\text{Max} \sum_i \sum_j \left\{ x_{i,j} \left[y_{i,j} p_{i,j} - c_{i,j} \left(\alpha_{i,j} + \beta_{i,j} x_{i,j} + \gamma_{i,j} \sum_j x_{i,j} \right) + s_{i,j} - t_w \cdot \frac{NH_{i,j}}{Efic_{i,j}} \right] \right\} + PUE - t_s \cdot \sum_{i'} \sum_{j'} x_{i',j'} \quad [9a]$$

Sujeto a:

$$\text{Restricción general: } A\bar{X} \leq \bar{B} \quad [9b]$$

En este caso, los valores de t_s varían entre los 50 y 150 €/ha y t_w toma valores que van desde 0,00 hasta 0,06 €/m³.

4.6. Modelización de la tarificación por tramos

Para simular el comportamiento productivo de los agricultores “tipo” ante un sistema de tarificación del agua de riego por tramos, la ecuación [10a] define la función objetivo empleada para la simulación:

$$\text{Max} \sum_i \sum_j \left\{ x_{i,j} \left[y_{i,j} p_{i,j} - c_{i,j} \left(\alpha_{i,j} + \beta_{i,j} x_{i,j} + \gamma_{i,j} \sum_j x_{i,j} \right) + s_{i,j} - [t_{w1} \cdot (3000 - \phi) + t_{w2} \cdot (\gamma - \eta) + t_{w3} \cdot \phi] \right] \right\} + PUE \quad [10a]$$

Sujeto a:

$$\text{Restricción general: } A\bar{X} \leq \bar{B} \quad [10b]$$

$$\text{Restricción primer tramo de agua: } \frac{\sum_{i'} \sum_{j'} \frac{NH_{i,j}}{Efic_{i,j}}}{\sum_{i'} \sum_{j'} x_{i,j}} + \phi - \gamma = 3.000 \quad [10c]$$

$$\text{Restricción segundo tramo de agua: } \frac{\sum_{i'} \sum_{j'} \frac{NH_{i,j}}{Efic_{i,j}}}{\sum_{i'} \sum_{j'} x_{i,j}} + \eta - \phi = 6.000 \quad [10d]$$

$$\text{Restricción no negatividad: } \phi \geq 0; \gamma \geq 0; \eta \geq 0; \phi \geq 0 \quad [10e]$$

donde t_{w1} ($t_{w1} = 0,01, 0,02, 0,03$ y $0,04 \text{ €/m}^3$) hace referencia a la tarifa unitaria de agua del primer tramo de consumo de agua, aplicado sobre el volumen $3.000 - \phi$ derivado de la expresión [10c], t_{w2} ($t_{w2} = 0,02, 0,04, 0,06$ y $0,08 \text{ €/m}^3$) es la tarifa unitaria de agua correspondiente al segundo tramo de consumo de agua, que grava la cantidad de agua $\gamma - \phi$, que se deduce de las expresiones [10c] y [10d], y t_{w3} ($t_{w3} = 0,03, 0,06, 0,09$ y $0,12 \text{ €/m}^3$) es la tarifa correspondiente al tercer tramo de consumo de agua, que se cobra por el volumen ϕ , derivado de la expresión [10d].

4.7. Calibración de los modelos

Cabe apuntar que los diferentes modelos de PMP construidos para esta investigación han sido calibrados teniendo en consideración la rotación de cultivos seguida por los productores en la campaña agrícola 2007-2008 (*Escenario base*), donde el marco normativo de la PAC hacía referencia a la Reforma Intermedia aprobada en 2003 (desacoplamiento parcial de las ayudas). Sin embargo, ante el posterior cambio en la PAC y la entrada en funcionamiento del Chequeo Médico de 2009 (desacoplamiento total de las ayudas a la producción), a la hora de realizar las simulaciones de los diferentes instrumentos económicos de tarifación del agua de riego se ha tenido igualmente en consideración el cambio producido en la PAC. Esto se ha realizado al propósito de dar una mayor significación a los resultados obtenidos, y así poder diferenciar la incidencia sobre la sostenibilidad de las explotaciones producida por la reforma de la PAC (paso de Reforma Intermedia a Chequeo Médico) y la ulterior implementación de la tarifación del agua.

5. RESULTADOS

La resolución de los modelos anteriormente descritos ha permitido, en primer, lugar la obtención de resultados para cada una de las cuatro explotaciones “tipo”

analizadas. Posteriormente, mediante la agregación ponderada de estos resultados parciales, se han podido obtener igualmente los resultados para el conjunto del sistema de regadío considerado como caso de estudio. No obstante, al objeto de sintetizar la exposición de resultados, este epígrafe se va a centrar en el análisis de los resultados agregados para el conjunto de la comarca de Campos, al ser estos los más relevantes de cara a apoyar la toma de decisiones política.

En la tabla del anexo pueden encontrarse los valores de los indicadores de base para el conjunto de la zona de estudio en cada uno de los escenarios de tarificación simulados⁷. En cualquier caso, conforme a la metodología adoptada para la evaluación de sostenibilidad, la presentación de los resultados globales se va a realizar sobre la base de los valores alcanzados por el indicador sintético *ISAR* y sus componentes dimensionales (*ISAR_{eco}*, *ISAR_{soc}* y *ISAR_{amb}*).

Teniendo en consideración los resultados obtenidos para el índice *ISAR*, cabe apuntar en primer lugar cómo el reciente cambio producido en la PAC (aplicación del Chequeo Médico) generará por sí sólo un ligero efecto negativo sobre la sostenibilidad de la agricultura de regadío de la zona de estudio. Este impacto negativo se plasma en el descenso del indicador sintético de sostenibilidad, que disminuye desde un valor de 0,69 (*Escenario base*) a 0,65 (*Escenario tras la aplicación del Chequeo Médico* (sin aplicación de tarificación alguna), tal y como puede apreciarse en la tabla 4. En este sentido cabe señalar que esta erosión en el desempeño sostenible de la actividad de regadío está motivada por dos cuestiones básicas: a) la desvinculación total de las ayudas a la producción, que fomentará una mayor extensificación de la producción (introducción de actividades de secano en las superficies regables de las explotaciones), lo que a su vez motivará la generación de un menor valor añadido y el empeoramiento del desempeño social de la agricultura, y b) la reforma de la OCM del azúcar, que provocará que la superficie dedicada a la remolacha disminuya de forma significativa en la zona de estudio (cultivo de elevado valor añadido y que ejerce un importante rol social por su elevada demanda de mano de obra). Ambas circunstancias explican que el descenso antes señalado del *ISAR* se deba al empeoramiento del desempeño económico y social de las explotaciones (obsérvese la evolución de los indicadores *ISAR_{eco}* e *ISAR_{soc}* en la Tabla 4), sin que se aprecien variaciones significativas en la sostenibilidad ambiental (*ISAR_{amb}*).

⁷ Los resultados de las variables de decisión (trinomio cultivo-tecnología de riego-técnica de laboreo) alcanzados en cada una de las simulaciones realizadas están igualmente disponibles para cualquier lector interesado mediante petición directa a los autores del trabajo.

TABLA 4
Resultados simulación para el conjunto de la comarca de Campos.

Escenarios de tarificación	Índices			
	<i>ISAR_{eco}</i>	<i>ISAR_{soc}</i>	<i>ISAR_{amb}</i>	<i>ISAR</i>
<i>Escenario base</i>	0,20	0,32	0,17	0,69
Instrumento económico: tarificación por superficie				
<i>0 €/ha</i>	0,17	0,31	0,17	0,65
<i>100 €/ha</i>	0,15	0,25	0,17	0,56
<i>200 €/ha</i>	0,12	0,17	0,17	0,46
<i>300 €/ha</i>	0,10	0,11	0,17	0,38
<i>400 €/ha</i>	0,07	0,07	0,16	0,31
<i>500 €/ha</i>	0,05	0,04	0,16	0,26
Instrumento económico: tarificación volumétrica del agua				
<i>0,00 €/m³</i>	0,17	0,31	0,17	0,65
<i>0,01 €/m³</i>	0,16	0,26	0,17	0,59
<i>0,02 €/m³</i>	0,14	0,20	0,18	0,52
<i>0,03 €/m³</i>	0,12	0,15	0,18	0,46
<i>0,04 €/m³</i>	0,11	0,12	0,18	0,42
<i>0,05 €/m³</i>	0,10	0,11	0,18	0,39
<i>0,06 €/m³</i>	0,10	0,09	0,18	0,37
<i>0,08 €/m³</i>	0,08	0,07	0,18	0,32
<i>0,10 €/m³</i>	0,06	0,04	0,18	0,28
Instrumento económico: tarificación binómica				
<i>0 €/ha + 0,00 €/m³</i>	0,17	0,31	0,17	0,65
<i>50 €/ha + 0,02 €/m³</i>	0,13	0,17	0,18	0,48
<i>50 €/ha + 0,04 €/m³</i>	0,11	0,12	0,18	0,41
<i>50 €/ha + 0,06 €/m³</i>	0,10	0,09	0,18	0,36
<i>100 €/ha + 0,02 €/m³</i>	0,12	0,14	0,18	0,44
<i>100 €/ha + 0,04 €/m³</i>	0,10	0,10	0,18	0,38
<i>100 €/ha + 0,06 €/m³</i>	0,08	0,07	0,17	0,32
<i>150 €/ha + 0,02 €/m³</i>	0,11	0,11	0,18	0,39
<i>150 €/ha + 0,04 €/m³</i>	0,09	0,08	0,17	0,34
<i>150 €/ha + 0,06 €/m³</i>	0,07	0,05	0,17	0,29
Instrumento económico: tarificación por tramos				
<i>0,00 - 0,00 - 0,00 €/m³</i>	0,17	0,31	0,17	0,65
<i>0,01 - 0,02 - 0,03 €/m³</i>	0,15	0,21	0,18	0,55
<i>0,02 - 0,04 - 0,06 €/m³</i>	0,14	0,16	0,18	0,48
<i>0,03 - 0,06 - 0,09 €/m³</i>	0,13	0,12	0,19	0,44
<i>0,04 - 0,08 - 0,12 €/m³</i>	0,13	0,10	0,18	0,41

Fuente: Elaboración propia.

En lo concerniente a los resultados alcanzados para la implementación de la tarificación del agua de riego cabe apuntar que, en líneas generales, las diferentes formas de gravamen generan impactos en la misma dirección; una disminución de la

sostenibilidad del sistema agrario de regadío analizado. Así, como se puede observar en la tabla 4, a medida que se incrementa los diferentes tipos de gravámenes sobre el agua, se producen caídas adicionales del índice *ISAR* respecto al *Escenario base*. La justificación de este hecho radica en que los agricultores de la zona de estudio, como respuesta a la tarificación del agua, introducen nuevos cambios en sus estrategias productivas, sustituyendo los cultivos de regadío por alternativas de secano (extensificación de la producción). Tal circunstancia produce un empeoramiento en el desempeño económico y social de la agricultura de la zona, manteniéndose la sostenibilidad ambiental prácticamente estable. A continuación se detallan estos resultados, analizando cómo las estrategias productivas que adoptarán los agricultores producen un impacto heterogéneo sobre cada una de las tres dimensiones de la sostenibilidad, y cómo dichos impactos difieren a su vez en función de los diferentes mecanismos de tarificación considerados.

En relación al efecto de la tarificación sobre la *sostenibilidad económica*, se puede apreciar cómo a medida que se implementan los diferentes niveles de tarificación del agua de riego, el desempeño del índice *ISAR_{eco}* empeora, disminuyendo con ello el conjunto de la sostenibilidad del sistema agrario analizado. Esta erosión en la viabilidad económica de la agricultura de regadío de la zona de estudio es debida a que estos instrumentos económicos producen una disminución significativa de la rentabilidad privada del agricultor (indicador base *MBT*), producido tanto por los pagos que los regantes deben realizar a la administración en concepto de tasas (transferencia de rentas del sector privado al público), como por los cambios de los planes de cultivos (sustitución de los cultivos de regadío por otros de secano de menor valor añadido). Así, resulta evidente que las pérdidas de rentabilidad privada derivadas de la tarificación suponen una pérdida de eficiencia económica, en la medida que éstas son superiores a la recaudación pública generada por este instrumento; esta ineficiencia se corresponde con la disminución de la rentabilidad de las explotaciones agrarias provocada por los cambios en los planes de cultivo. Esta circunstancia explica que la disminución inducida en el indicador *MBT* sea más acusada que el aumento del indicador *CONPIB*, y con ello que el resultado global de la sostenibilidad económica medida a través del índice *ISAR_{eco}* se vea afectada negativamente. Estos resultados coinciden con los alcanzados por Berbel y Gómez-Limón (2000) o Gómez-Limón y Riesgo (2004) en otras zonas regables de la misma cuenca del Duero.

En esta misma línea debe destacarse cómo aquellos instrumentos de tarificación que tienen en consideración el consumo efectivo de agua de riego (tarificación volumétrica y por tramos, que transmiten de forma más directa la señal de coste por el uso del agua) causan un menor descenso del índice *ISAR_{eco}* si se compara con aquellas herramientas que tasan el agua independientemente del consumo realizado (tarificación por superficie). De hecho, para el caso de la tarificación por tramos (para los cuatro escenarios de precios simulados) este índice económico apenas disminuye un 30%. Este dispar comportamiento entre los diferentes instrumentos se produce porque la tarificación volumétrica y por tramos minimiza la aparición de la ineficiencia económica antes reseñada (reducción de la rentabilidad de las explotaciones

provocada por la introducción de cultivos de menor valor añadido), en la medida que estas formas de tarifación suponen básicamente una transferencia de rentas del sector privado al público. En cualquier caso, debe afirmarse que tal circunstancia sólo se verifica para tarifas volumétricas bajas; a medida que va incrementándose la cuantía del gravamen, las pérdidas de rentas privadas de los regantes se incrementa en mayor medida que los ingresos del sector público, es decir, el nivel de ineficiencia se incrementa igualmente.

Por otro lado la puesta en funcionamiento de la tarifación deterioraría igualmente la *sostenibilidad social* del regadío de la zona de estudio. Así, se aprecia cómo los valores del índice $ISAR_{soc}$ disminuyen de forma rápida y significativa a medida que se incrementa el gravamen a pagar por el agua de riego. Tal circunstancia se fundamenta en tres causas: a) la pérdida de empleo directo en el regadío (disminución indicador $EMPLT$), provocada por reducción en la demanda de trabajo como consecuencia de la sustitución de los cultivos de regadío por cultivos de secano menos intensivos en mano de obra, b) el aumento de la estacionalidad de la demanda de mano de obra (indicador $ESTAC$), inducida por el cambio en los planes de cultivos, y c) el incremento del riesgo de abandono de la actividad agraria (indicador $ABAND$), aspecto íntimamente ligado a la pérdida de rentabilidad privada por parte del agricultor por los motivos que ya se apuntaban con anterioridad. En todo caso, al contrario que con el índice $ISAR_{eco}$, la forma de evolucionar de la componente social de la sostenibilidad no revela diferencias significativas en función del instrumento de tarifación utilizado; todos ellos generan un descenso significativo del índice $ISAR_{soc}$.

Desde el punto de vista de la *sostenibilidad ambiental* (índice $ISAR_{amb}$) debe indicarse que la implementación de la tarifación del agua de riego tiene efectos casi neutros, tal y como se desprende de los resultados obtenidos (ver Tabla 4). Estos resultados pueden resultar a primera vista contra-intuitivos. No obstante, debe entenderse que estos son el reflejo de la compensación en términos del $ISAR_{amb}$ que se produce entre las externalidades ambientales positivas y negativas asociadas a la tarifación del agua de riego. Así, cabe señalar cómo la puesta en marcha de las tarifas del agua de riego generan una mejora en los resultados de los indicadores de base *AGUA* (descenso de la presión cuantitativa por parte de la actividad de regadío sobre los recursos hídricos) y *RIESPEST* (disminución de la liberación de fitosanitarios al medio ambiente). Sin embargo, en paralelo, se empeoran los valores de los indicadores *ESPEC* (aumento del monocultivo de cereales de invierno en secano (disminución de la biodiversidad), *COBSUEL* (aumento del riesgo de erosión eólica e hídrica del suelo), *BALN* y *BALP* (aumento de la contaminación difusa por nitrógeno y fósforo derivados de la actividad agraria)⁸ y *BALE* (descenso de la eficiencia

⁸ Este aumento de la presión por el uso de nitrógeno y fósforo es también contradictorio con la literatura anterior. La causa de estos resultados para el caso de estudio analizado reside en la importancia relativa del cultivo de alfalfa en regadío, leguminosa con balances de nitrógeno y fósforo prácticamente nulos. Efectivamente, la tarifación provoca en la mayoría de los casos el abandono de este

del sistema de regadío como sumidero de CO₂). Este efecto ambiental ambivalente de la tarificación provoca que, una vez ponderados los diferentes indicadores de base, el índice *ISAR_{amb}* se mantenga relativamente estable cuando se aplican este tipo de tarifas al regadío. En todo caso, cabe apreciar un efecto ambiental ligeramente beneficioso en los casos de la tarificación volumétrica y por tramos (instrumentos que tiene en consideración el consumo efectivo del agua de riego).

6. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos en este trabajo, la primera conclusión que puede obtenerse se refiere a la utilidad práctica del empleo de indicadores sintéticos de sostenibilidad como herramienta para la mejora de la “gobernanza” del sector agrario. Efectivamente, el uso de los mismos permite operativizar un concepto complicado como es el de la sostenibilidad agraria, permitiendo la consideración conjunta de indicadores económicos, sociales y ambientales. De esta manera estos índices se configuran como elementos informativos potencialmente útiles para los decisores públicos encargados de diseñar y aplicar los programas de medidas de los nuevos planes hidrológicos exigidos por la DMA. Así, como se ha realizado en esta investigación para el caso de la política de tarificación del agua de riego, esta metodología resulta adecuada en los análisis *ex-ante* encaminados a comparar los impactos potenciales de diferentes instrumentos alternativos y fijar un criterio de selección de los mismos. De esta manera se trataría de que se seleccionasen aquellas medidas cuya implementación en las zonas regables permitiese un desempeño más equilibrado de las diferentes dimensiones de la sostenibilidad (viabilidad económica, aceptabilidad social y eco-compatibilidad).

Por otra parte, de los resultados obtenidos para los diferentes instrumentos de tarificación testados, cabe reseñar los impactos diferenciales que estos tienen sobre los distintos índices socioeconómicos y ambientales. A pesar de ello, se detectan una serie de efectos comunes a todos ellos: a) la disminución significativa de las presiones cuantitativas (detracción del caudal en los ríos), y b) la generación de efectos perjudiciales de carácter económico (pérdida de rentabilidad privada de la actividad de regadío) y social (pérdida de empleo generado por el sector). Tales resultados coinciden con las conclusiones obtenidas por anteriores trabajos de investigación. En términos del indicador sintético calculado (*ISAR*), estos efectos dimensionales se traducirían en una disminución de la sostenibilidad global del sistema agrario analizado.

En cualquier caso, debe tenerse presente que la tarificación de agua de riego no es una opción, sino una medida de carácter imperativo establecida por la DMA a todos los estados miembros de la UE. Esta exigencia se basa en la premisa de que el

cultivo en regadío y su sustitución por cereales de invierno en secano, cultivos mucho más demandantes de abonos químicos que la alfalfa.

establecimiento de una tarificación recuperadora de costes es un instrumento adecuado para alcanzar los objetivos ambientales de la Directiva (el ‘buen estado’ de las masas de aguas). No obstante, los resultados obtenidos evidencian que si bien la tarificación resulta eficaz para la consecución del objetivo planteado, puede que ésta no sea realmente eficiente, en la medida que esta política de precios del agua genera en paralelo cuantiosos costes que deberían ser tenidos en cuenta, tanto de carácter socioeconómico (rentabilidad y empleo), como incluso medioambientales (riesgo de erosión, captura de CO₂, etc.). Tal circunstancia permite plantear ciertas dudas sobre la idoneidad de la ordenación lexicográfica de los objetivos perseguidos por la DMA, donde la consecución de objetivos socioeconómicos y ambientales diferentes a la mejora del medio hídrico están legalmente supeditados a la consecución del buen estado de las masas de agua.

En cualquier caso, la aplicación de una tarificación por tramos parece ser la instrumentación más adecuada para una política de precios del agua de riego, en la medida que es la alternativa que genera un menor descenso del índice *ISAR* (es la opción que permite mantener una mayor sostenibilidad global en la zona regable analizada). No obstante, debe comentarse que si esta instrumentación se hiciese de forma demasiado exigente, aplicando precios elevados en cada tramo (recuperación íntegra de los costes financieros, ambientales y del recurso), cabría prever un abandono generalizado de la actividad de regadío por su insostenibilidad socioeconómica. Por este motivo, parece razonable pensar que en la zona de estudio existen elementos objetivos para justificar la derogación parcial de la aplicación de la tarificación del agua, tal y como establece la propia DMA.

Finalmente cabe comentar que los resultados de la aplicación realizada son difícilmente extrapolables a otras zonas regables fuera de la comunidad de Castilla y León. Como se ha puesto de manifiesto, la operatividad del índice *ISAR* se ha realizado asumiendo que la sostenibilidad agraria es una ‘construcción social’, que trata de cuantificar la capacidad de la agricultura para satisfacer las diferentes demandas sociales (económicas, sociales y ambientales). Así, los valores del indicador sintético empleado son deudores de unos determinados pesos de los indicadores de base establecidos en función de tales demandas sociales en la actualidad, y que según se ha evidenciado, en el caso de Castilla y León priman los aspectos sociales sobre el resto. En este sentido cualquier transferencia de beneficios a otros contextos espacio-temporales debe realizarse con extrema cautela.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido cofinanciada por el Ministerio de Ciencia e Innovación a través del proyecto FUTURPAC (AGL2006-05587-C04-01), y por la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León por medio del proyecto FUTURCYL (VA036A08).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAR-SHIRA, Z.; FINKELSHTAIN, I. y SIMHON, A. (2006): "Block-rate versus uniform water pricing in agriculture: an empirical analysis", *American Journal of Agricultural Economics*, 88 (4), pp. 986-999.
- BERBEL, J. y GÓMEZ-LIMÓN, J.A. (2000): "The impact of water-pricing policy in Spain: An analysis of three irrigated areas", *Agricultural Water Management* 43 (2), pp. 219-238.
- BERBEL, J. y RODRÍGUEZ, A. (1998): "An MCDM approach to production analysis. An application to irrigated farms in Southern Spain", *European Journal of Operational Research* 107, pp. 108-118.
- CHD (Confederación Hidrográfica del Duero) (2007): *Plan hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero. Estudio general de la demarcación*, CHD, Valladolid.
- DAY, R.H. (1963): "On aggregating linear programming models of production", *Journal of Farm Economics*, 45 (4), pp. 797-813.
- DE JUAN, J.A.; ORTEGA, J.F. y TARJUELO, J.M. (2003): *Sistemas de cultivos: evaluación de itinerarios técnicos*, Mundi-Prensa, Madrid.
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M.W. y MEINZEN-DICK, R. (1997): *Water allocation mechanisms-principles and examples*, The World Bank, Washington.
- DOMÍNGUEZ-VIVANCOS, A. (1997): *Tratado de fertilización*, Mundi-Prensa, Madrid.
- EASTER, K.W. y LIU, Y. (2005): *Cost recovery and water pricing for irrigation and drainage projects*, Agriculture and Rural Development Discussion Paper No. 20, World Bank, Washington, DC.
- EEA (European Environmental Agency) (2005): *Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report*, Report No. 6/2005, EEA, Copenhagen.
- FREUDENBERG, M. (2003): *Composite indicators of country performance: a critical assessment*, OECD Science, Technology and Industry Working Papers, 2003/16. OECD, París.
- GALLEGO-AYALA, J. y GÓMEZ-LIMÓN, J.A. (2009): "Analysis of policy instruments for control of nitrate pollution in irrigated agriculture in Castilla y León, Spain", *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7 (1), pp. 24-40.
- GÓMEZ DE BARREDA, D.; LIDÓN, A.; GÓMEZ DE BARREDA FERRAZ, D.; GAMÓN, A. y SÁEZ, A. (1998): *Características fisicoquímicas y biológicas que definen el comportamiento en el suelo de los fitosanitarios*, SEMH (Sociedad Española de Malherbología)-Ediciones y Promociones Lav, Madrid.
- GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y GÓMEZ-RAMOS, A. (2007): "Opinión pública sobre la multifuncionalidad del regadío: el caso de Castilla y León", *Economía Agraria y Recursos Naturales* 7 (13), pp. 3-25.
- GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y RIESGO, L. (2004): "Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms". *Agricultural Economics*, 31 (1), pp. 47-66.
- GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, G. (2010): "Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators", *Ecological Economics*, 69 (5), pp. 1062-1075.
- HAZELL, P.B.R. y NORTON, R.D. (1986): *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*, MacMillan Publishing Company, New York.
- HECKELEI, T. y BRITZ, W. (2005): "Models based on positive mathematical programming: state of the art and further extensions", en: Arfini, F. (ed.) *Modelling agricultural policies: State of the art and new challenges*, Monte Università Parma, Parma: pp. 48-74.

- HENRY DE FRAHAN, B.; BUYSSE, J.; POLOMÉ, P.; FERNAGUT, B.; HARMIGNIE, O.; LAUWERS, L.; VAN HUYLENBROECK, G. y VAN MEENSEL, J. (2007): "Positive mathematical programming for agricultural and environmental policy analysis: Review and practice", en: WEINTRAUB, A.; ROMERO, C.; BJORNDAL, T. y EPSTEIN, R. (eds.): *Handbook on Operations Research in Natural Resources*, Springer, New York: pp. 129-154.
- HENSELER, M.; WIRSIG, A.; HERRMANN, S.; KRIMLY, T. y DABBERT, S. (2009): "Modelling the impact of global change on regional agricultural land use through an activity-based non-linear programming approach", *Agricultural Systems*, 100 (1-3), pp. 31-42.
- HOWITT, R.E. (1995): "Positive Mathematical Programming", *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (2), pp. 329-342.
- IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía) (2006): *Ahorro, eficiencia energética y estructura de la explotación agrícola*, IDEA, Madrid.
- IGLESIAS, E. y BLANCO, M. (2008): "New directions in water resources management. The role of water pricing policies", *Water Resources Research*, 44, W06417.
- INE, Instituto Nacional de Estadística (2008). *Cuentas satélite del agua*, INE, Madrid.
- 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 (2), pp. 173-199.
- KEY, N.D. y KAPLAN, J.D. (2007): "Multiple environmental externalities and manure management policy", *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 32 (1), pp. 115-134.
- MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino) (2009): *Indicadores de precios y salarios agrarios*, MARM, Madrid.
- MOLLE, F. y BERKOFF, J. (2007): "Water pricing in irrigation: mapping the debate in the light of experience", en: MOLLE, F. y BERKOFF, J. (eds.): *Irrigation water pricing. The gap between theory and the practice*, CABI, Wallingford: pp. 21-93.
- OECD-JRC (Organizatoion for Economic Co-operation and Development y Joint Research Center) (2008): *Handbook on constructing composite indicators. Methodology and user guide*, OECD, Paris.
- RÖHM, O.; DABBERT, S. (2003). "Integrating Agri-Environmental Programs into Regional Production Models: An extension of positive mathematical programming". *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (1), pp. 254-265.
- SCHMID, E.; SINABELL, F. y HOFREITHER, M.F. (2007): "Phasing out of environmentally harmful subsidies: consequence of the 2003 CAP reform", *Ecological Economics*, 60 (3), pp. 596-604.
- SUMPSI, J.M.; GARRIDO, A.; BLANCO, M.; VARELA, C. y IGLESIAS, E. (1998): *Economía y política de gestión del agua en la agricultura*, MAPA, Madrid.
- TSUR, Y. y DINAR, A. (1997): "The relative efficiency and implementation costs of alternative methods for pricing irrigation water", *The World Bank Economic Review*, 11 (2), pp. 243-262.
- VARELA-ORTEGA, C.; SUMPSI, J.M.; GARRIDO, A.; BLANCO, M. y IGLESIAS, E. (1998): "Water pricing policies, public decision-making and farmers response. Implications for water policy", *Agricultural Economics*, 19, pp. 193-202.
- VILLALOBOS, F. (2002): *Fitotecnía, bases y tecnologías de la producción agrícola*, Mundi-Prensa, Madrid.
- VOLPI, R. (1992): *Bilanci Energetici in agricoltura*, Laruffa, Bologna.

ANEXO

TABLA A1
Indicadores base sin normalizar para el conjunto de la comarca de Campos.

Escenarios tarificación	Indicadores económicos			Indicadores sociales			Indicadores ambientales					
	MBT (€/ha)	CONPIB (€/ha)	EMPLT (Jorn./ha)	ESTAC (%)	ABAND (%)	ESPEC (%)	COBSUEL (%)	BALN (kg N/ha)	BALP (kg P/ha)	RIESPEST (kg/ha)	AGUA (m ³ /ha)	BALE (tca/ha)
Escenario base	481,70	270,04	11,51	0,52	0,01	29,77	0,74	33,68	28,59	686,36	6,577	1,16 10 ⁷
Instrumento económico: tarificación por superficie												
0 €/ha	468,15	239,20	11,31	0,53	0,03	30,93	0,74	32,30	29,64	593,64	6,482	1,07 10 ⁷
100 €/ha	423,29	309,51	10,79	0,55	0,12	33,52	0,74	32,16	30,00	560,54	6,429	1,03 10 ⁷
200 €/ha	385,76	346,76	9,85	0,60	0,20	37,19	0,73	32,81	30,52	513,10	6,033	1,00 10 ⁷
300 €/ha	355,80	356,25	9,09	0,65	0,26	40,33	0,72	33,01	30,94	471,37	5,629	9,62 10 ⁶
400 €/ha	331,76	358,94	8,65	0,67	0,33	42,60	0,72	32,72	31,26	443,28	5,427	9,18 10 ⁶
500 €/ha	312,43	348,94	8,33	0,69	0,35	44,54	0,72	31,95	31,38	426,63	5,347	8,88 10 ⁶
Instrumento económico: tarificación volumétrica del agua												
0,00 €/m ³	468,15	239,20	11,31	0,53	0,03	30,93	0,74	32,30	29,64	593,64	6,482	1,07 10 ⁷
0,01 €/m ³	438,82	286,12	10,75	0,56	0,09	32,74	0,74	32,98	29,94	565,30	6,217	1,06 10 ⁷
0,02 €/m ³	415,17	306,95	9,78	0,61	0,14	35,55	0,73	34,37	30,37	523,26	5,594	1,05 10 ⁷
0,03 €/m ³	397,20	311,18	9,03	0,66	0,18	37,75	0,72	35,37	30,72	488,03	4,965	1,03 10 ⁷
0,04 €/m ³	382,68	320,00	8,74	0,68	0,21	38,86	0,72	35,53	30,98	467,94	4,695	1,00 10 ⁷
0,06 €/m ³	356,82	346,10	8,60	0,69	0,26	40,28	0,72	35,15	31,36	443,02	4,650	9,49 10 ⁶
0,08 €/m ³	333,45	367,36	8,49	0,69	0,31	41,50	0,72	34,48	31,49	431,48	4,672	9,27 10 ⁶
0,10 €/m ³	312,25	380,26	8,38	0,70	0,35	42,72	0,72	33,83	31,64	420,47	4,702	9,07 10 ⁶
Instrumento económico: tarificación binómica												
0 €/ha + 0,00 €/m ³	468,15	239,20	11,31	0,53	0,03	30,93	0,74	32,30	29,64	593,64	6,482	1,07 10 ⁷
50 €/ha + 0,02 €/m ³	399,80	328,07	9,55	0,62	0,17	36,49	0,72	34,05	30,45	509,29	5,532	1,03 10 ⁷
50 €/ha + 0,04 €/m ³	371,69	347,32	8,86	0,67	0,23	38,94	0,72	34,55	30,96	465,98	4,911	9,74 10 ⁶
50 €/ha + 0,06 €/m ³	348,19	376,69	8,74	0,68	0,28	40,21	0,72	34,03	31,20	447,82	4,930	9,37 10 ⁶
100 €/ha + 0,02 €/m ³	383,53	338,74	9,19	0,64	0,20	38,05	0,72	34,21	30,68	488,77	5,317	1,01 10 ⁷
100 €/ha + 0,04 €/m ³	357,85	357,68	8,74	0,67	0,26	39,96	0,72	34,28	31,15	453,56	4,923	9,50 10 ⁶
100 €/ha + 0,06 €/m ³	335,61	383,14	8,64	0,68	0,30	41,13	0,72	33,61	31,27	441,06	4,973	9,25 10 ⁶
150 €/ha + 0,02 €/m ³	368,79	346,30	8,91	0,66	0,23	39,42	0,72	34,22	30,90	471,08	5,142	9,83 10 ⁶
150 €/ha + 0,04 €/m ³	345,05	364,25	8,62	0,68	0,28	40,99	0,72	33,96	31,26	444,66	4,930	9,36 10 ⁶
150 €/ha + 0,06 €/m ³	323,99	383,85	8,52	0,69	0,33	42,14	0,72	33,26	31,36	433,55	4,994	9,14 10 ⁶
Instrumento económico: tarificación por tramos												
0,00-0,00-0,00 €/m ³	468,15	239,20	11,31	0,53	0,03	30,93	0,74	32,30	29,64	593,64	6,482	1,07 10 ⁷
0,01-0,02-0,03 €/m ³	426,37	312,13	9,97	0,60	0,11	34,76	0,73	34,43	30,27	534,08	5,660	1,06 10 ⁷
0,02-0,04-0,06 €/m ³	399,74	364,33	9,21	0,64	0,17	37,33	0,72	35,02	30,62	496,08	5,161	1,03 10 ⁷
0,03-0,06-0,09 €/m ³	381,74	398,09	8,72	0,68	0,21	38,84	0,72	35,68	31,01	464,39	4,642	9,96 10 ⁶
0,04-0,08-0,12 €/m ³	364,26	449,33	8,64	0,69	0,24	39,68	0,72	35,63	31,36	444,71	4,583	9,57 10 ⁶

Fuente: Elaboración propia.