La sostenibilidad de la agricultura española

Serie **Sostenibilidad** [**03**]

La sostenibilidad de la agricultura española

José A. Gómez-Limón
Ernest Reig Martínez
(coordinadores)

cajamar
CAJA RURAL

La investigación que ha dado lugar a la publicación de este libro ha sido financiada parcialmente por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del proyecto de investigación del Plan Nacional de I+D+i titulado «Indicadores sintéticos de sostenibilidad: un instrumento para la mejora de la gobernanza del sector agrario» AGRIGOBERSOS, Ref. AGL2010-17560-C02-00), en el que participan las Universidades de Córdoba y Valencia.

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO DE ECONOMÍA Y COMPETITIVIDAD

UNION EUROPEA
FONDO EUROPEO DE DESARROLLO REGIONAL
"Una manera de hacer Europa"

La sostenibilidad de la agricultura española

© 2013 del texto: los autores
© 2013 de la edición: Cajamar Caja Rural

Edita: Cajamar Caja Rural
Plaza Barcelona, 5. 04006 ALMERÍA
Teléfono: (+34) 950 210 386
publicaciones@cajamar.com
www.publicacionescajamar.es

ISBN-13: 978-84-95531-56-8
Depósito Legal: AL-XXXX-2013

Diseño y maquetación: Beatriz Martínez Belmonte
Imprime: Escobar Impresores, SL. El Ejido (Almería)
Fecha de publicación: agosto de 2013

Imagen de cubierta: Thinkstock (© Getty Images)

Impreso en España / *Printed in Spain*

Cajamar Caja Rural no se responsabiliza de la información y opiniones contenidas en esta publicación, siendo responsabilidad exclusiva de sus autores.

© Todos los derechos reservados. Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta publicación, así como la edición de su contenido por medio de cualquier proceso reprográfico o fónico, electrónico o mecánico, especialmente imprenta, fotocopia, microfilm, offset o mimeógrafo, sin la previa autorización escrita de los titulares del Copyright.

Prólogo 9
Presentación 13

Sostenibilidad ambiental y social. ¿Es posible la coexistencia de paradigmas?
J. M. García Álvarez-Coque 25

Parte I. Introducción a la sostenibilidad agraria

I.1. La sostenibilidad de la agricultura actual
E. Reig Martínez y J. A. Gómez-Limón 37

Parte II. Sostenibilidad de la agricultura española y política agraria

II.1. Sostenibilidad económica de la agricultura española
I. Atance Muñiz 89

II.2. La dimensión social del proceso de ajuste estructural en la agricultura española
E. Arnalte Alegre, O. M. Moreno Pérez y D. Ortiz Miranda 117

II.3. Sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española
J. J. Oñate Rubalcaba y B. Blanch Martínez 155

II.4. Sostenibilidad agraria, desarrollo rural y cohesión territorial. Reflexiones sobre la nueva política agraria, rural y de cohesión en la UE
F. E. Garrido Fernández y E. Moyano Estrada 203

Parte III. El reto de la sostenibilidad agraria

III.1. La PAC y la sostenibilidad de la agricultura europea en la era global
A. Massot Martí 235

III.2. Agricultura y cambio climático
J. Albiac Murillo, M. Taher Kahil y E. Esteban Gracia 277

III.3. Cultivos modificados genéticamente y sostenibilidad agraria
L. Riesgo Álvarez y F. J. Areal 303

Parte IV. Nuevos métodos cuantitativos para el análisis de la sostenibilidad

IV.1. Evaluación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores e índices: el caso de las estepas cerealistas de Castilla y León

J. A. Gómez-Limón y E. Reig Martínez..... 335

IV.2. Métodos de análisis basados en el paradigma de la decisión multicriterio

L. Díaz Balteiro y C. Romero López..... 371

IV.3. Medición de la eco-eficiencia con *Análisis Envolvente de Datos.* Aplicación al olivar andaluz

M. Beltrán Esteve, A. J. Picazo Tadeo, J. A. Gómez-Limón y E. Reig Martínez..... 403

IV.4. Huella hídrica y gestión del agua en agricultura

A. Garrido Colmenero..... 433

Reflexiones finales

Una visión particular de este libro

D. Uclés Aguilera..... 461

Referencia curricular de los autores 475

Prólogo

El grado de preocupación del hombre por la sostenibilidad de los sistemas de producción agraria ha ido cambiando con el tiempo, en la misma medida en la que han evolucionado las tecnologías disponibles y las propias necesidades de la sociedad.

Cuando hace 10.000 años surgen las primeras sociedades agrarias los recursos eran abundantes y la población escasa, por lo que la preocupación de los primeros productores agrarios era mantener unos ciertos niveles productivos. Cuando estos decaían abandonaban las tierras de producción y ocupaban otras, las cuales aprovechaban brevemente.

Con el progresivo crecimiento demográfico, y la ocupación de territorios con unas condiciones cada vez menos favorables, se empezaron a desarrollar y perfeccionar tecnologías que permitían incrementar los rendimientos y mantener las tierras en cultivo de manera continuada. Surge así el arado de la tierra, los sistemas de barbecho, el riego y la progresiva mejora genética de las plantas y los animales. Estamos ante una creciente preocupación por la sostenibilidad social: hay que alimentar a una creciente población.

La sostenibilidad económica, aunque siempre ha estado más o menos presente en las inquietudes y decisiones de los agentes agroalimentarios, no se plantea de manera decidida hasta la Revolución Industrial, cuando la mecanización y la gran empresa se constituyen en el modelo de la sociedad occidental. A partir de estos años se inicia un proceso de intenso crecimiento de los rendimientos agrarios, gracias a la incorporación en los procesos productivos de tecnologías como los fertilizantes inorgánicos, la mecanización de las labores, la lucha química contra plagas, la mejora genética y el comercio internacional de alimentos.

La preocupación por la sostenibilidad económica tiene su momento más álgido en la década de los sesenta del pasado siglo, cuando la denominada como Revolución Verde consigue integrar de manera eficiente todos los elementos anteriormente mencionados, lo que le permite alcanzar incrementos espectaculares de los rendimientos agrícolas.

A partir de este momento empiezan también a integrarse las componentes social y medioambiental de la sostenibilidad. Además de conseguir producciones económicamente rentables, había que asegurar la disponibilidad de alimentos suficientes para una población que crece exponencialmente, que cada vez vive más en las ciudades y todo ello con una limitación en las tierras disponibles para el cultivo.

Pero no va a ser hasta finales de la década de los años ochenta del siglo XX cuando la componente medioambiental pase a tener un papel cada vez más decisivo en la toma de decisiones, tanto en el ámbito de la política como de la empresa.

La evolución de la población mundial de los últimos años, y sus proyecciones de futuro, el crecimiento económico de un amplio conjunto de países, que están aumentando considerablemente su ingesta de alimentos y están incorporando cada vez más los productos animales en sus dietas, y la creciente escasez de recursos nos obligan a disponer de herramientas que permitan analizar la sostenibilidad de los sistemas agrarios actuales. También van a ser instrumentos de gran utilidad para la toma de decisiones tanto en el ámbito de las corporaciones empresariales como de los organismos públicos nacionales e internacionales.

Hacer un uso eficiente del riego y de la fertilización de los cultivos puede suponer un ahorro considerable en los costes de producción además de ser beneficioso para la salud de las personas y del medioambiente. La biodiversidad puede ser el mejor aliado en la lucha contra las plagas, con el consiguiente ahorro en pesticidas. Y evitando la destrucción de alimentos a lo largo de toda la cadena podríamos alcanzar el objetivo de nutrir a la población prevista para el año 2050 sin necesidad de realizar grandes cambios en los sistemas actuales.

La actividad agroalimentaria sigue siendo el principal sector económico de un gran número de países y territorios, nos proporciona toda la alimentación que necesitamos y hace uso de una gran cantidad de recursos como la tierra, el agua o la energía. Incluso para países desarrollados como España sigue teniendo un marcado carácter estratégico desde el punto de vista socioeconómico y territorial.

El presente trabajo es el resultado de la investigación desarrollada por dos equipos pertenecientes a las Universidades de Córdoba y de Valencia, coordinados por José Antonio Gómez-Limón y Ernest Reig, respectivamente. El objetivo perseguido ha sido el ofrecer elementos metodológicos de interés para mejorar el diseño y la ejecución de las políticas orientadas hacia la mejora de la gobernanza del sector agrario. Para ello se han seleccionado a los especialistas más relevantes del sector agrario, buscando siempre un claro enfoque pluridisciplinar.

A lo largo de las cuatro partes en las que se ha estructurado la obra se han abordado, progresivamente, la definición conceptual de lo que se entiende por desarrollo sostenible, se han tratado las tres facetas básicas de la sostenibilidad: económica, social y ambiental; se ha analizado el impacto que va a tener en el desarrollo sostenible de la agricultura aspectos como la reforma de la PAC, los riegos del cambio climático y las innovaciones tecnológicas en la producción de alimentos; y, por último, se han recogido varios estudios empíricos de análisis de la sostenibilidad de la agricultura española.

Con esta nueva publicación, Cajamar Caja Rural pretende aportar algunos elementos de reflexión que ayuden a integrar en la actividad agroalimentaria las tres componentes de la sostenibilidad: la económica, la social y la medioambiental. Porque para Cajamar el sector agroalimentario siempre ha merecido una atención especial, tanto desde el punto de vista de la financiación de los proyectos de inversión como desde el apoyo a la generación de conocimiento.

A través de nuestras Estaciones Experimentales trabajamos en el desarrollo de tecnologías productivas que contribuyan a la sostenibilidad de nuestros sistemas agrarios. Y mediante nuestro Servicio de Estudios queremos fomentar el análisis de la compleja realidad en la que tienen que tomar sus decisiones todos los agentes que intervienen a lo largo de la cadena de valor, desde los agricultores y las empresas de transformación y comercialización hasta los organismos públicos responsables de la gobernanza en el ámbito agroalimentario.

Este es nuestro compromiso con el futuro del sector.

Roberto García Torrente

Director del Servicio Técnico Agroalimentario y Cooperativo de Cajamar Caja Rural

Presentación

El libro que ahora el lector tiene en sus manos surge de un proyecto de investigación coordinado, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional bajo el título de «Indicadores sintéticos de sostenibilidad: un instrumento para la mejora de la gobernanza del sector agrario» (Ref. AGL2010-17560-C02-01/02). Durante el período 2011-2013 el proyecto ha sido desarrollado por dos equipos de investigación pertenecientes a la Universidades de Córdoba y de Valencia, que han encabezado respectivamente los coordinadores de esta obra, actuando *José Antonio Gómez-Limón* como investigador principal del subproyecto cordobés, además de coordinador general, y *Ernest Reig* como investigador principal del subproyecto valenciano. El objetivo genérico de este trabajo de investigación ha consistido en desarrollar un conjunto de indicadores de sostenibilidad que, abarcando la triple dimensión económica, social y medioambiental del concepto, permitiera analizar la sostenibilidad de determinados sistemas agrarios de interés en España. Así, una primera parte del proyecto ha tenido una componente fundamentalmente de carácter metodológico, al objeto de concretar los enfoques más adecuados de cara a permitir una evaluación operativa (cuantitativa) de la sostenibilidad agraria. Tras fijar estas bases conceptuales, la segunda parte de la investigación ha consistido en la aplicación de la metodología previamente desarrollada a diferentes sistemas agrarios (herbáceos extensivos en Castilla y León, olivar en Andalucía o los cítricos en la Comunidad Valenciana), tomando para ello como unidad de análisis las explotaciones agrarias que componen tales sistemas. De esta manera el trabajo empírico se ha orientado al cálculo de diversos indicadores básicos de sostenibilidad a nivel de explotación, y a la formulación de índices compuestos de sostenibilidad, con la doble finalidad de determinar la «sostenibilidad parcial» de las explotaciones analizadas para cada una de las dimensiones antes mencionadas así como su «sostenibilidad global». Los resultados obtenidos ofrecen interés para mejorar el diseño y la ejecución de las políticas orientadas hacia la mejora de la gobernanza del sector agrario. Algu-

nos de los capítulos de esta obra, concretamente el 1, 9 y 11, son directamente fruto del esfuerzo que se acaba de describir, y recogen una parte sustancial de los resultados del proyecto.

Desde un principio estuvo claro que alcanzar una visión suficientemente amplia, y a la vez concreta, de los problemas de sostenibilidad del sector agrario español desbordaba con mucho las posibilidades de ambos equipos de investigación y requería de la aportación de otros especialistas, y, en la medida de lo posible, exigía también un enfoque *pluridisciplinar*. Solo así podía aspirarse a captar el significado de un concepto tan relevante, pero también tan elusivo, como es el de la sostenibilidad de la agricultura. A la vez los investigadores del Proyecto deseábamos poder contrastar nuestras propuestas con otros enfoques y puntos de vista. Por ello nos planteamos la realización de un esfuerzo colectivo basado en las aportaciones de expertos en la agricultura española de reconocido prestigio, de tal modo que pudiéramos trasladar a un público amplio, tanto del ámbito académico como del profesional, el «estado de la cuestión» en cada uno de los campos de conocimiento relacionados con la sostenibilidad agraria. La buena disposición y el intenso trabajo aportado por los expertos que aceptaron colaborar con nosotros han permitido hacer realidad la existencia de esta obra, que aborda de forma coordinada y sistemática la amplia problemática relacionada con la sostenibilidad de la agricultura española.

¿Qué significa realmente «agricultura sostenible»? La respuesta a esta pregunta ha suscitado interesantes debates científicos sobre cómo compatibilizar el incremento de la producción que se requiere para satisfacer las necesidades de alimentos y materias primas de una población creciente, y la conservación en el tiempo de los recursos utilizados para dicha producción. En este sentido, si bien existen multitud de definiciones y enfoques alternativos, puede afirmarse que ha surgido en la actualidad un amplio consenso que permite definir la agricultura sostenible como aquella que cumple los siguientes requisitos: a) promover la suficiencia alimentaria, b) conservar los recursos naturales y proteger el medio ambiente, c) ser viable económicamente, y d) ser socialmente y culturalmente aceptable (equitativa). No obstante, si bien este enfoque básico es fácil de establecer, el desarrollo de una definición más operativa de agricultura sostenible, obliga al desarrollo de indicadores apropiados, y también a tener en cuenta factores de entorno que superan el ámbito de referencia de un solo país, bien por conectar con la problemática de bienes públicos globales (p. ej., el cambio climático), bien por representar instancias políticas de decisión de orden superior (p. ej., la Política Agraria Común de la Unión Europea).

Sobre esta base de partida se ha definido la estructura general de la obra, y es a partir de esta estructura que se han seleccionado los especialistas más relevantes a nivel nacional para cubrir cada temática analizada. La obra tiene así un carácter unitario en su concepción editorial, yendo más allá de constituir una colección de trabajos individuales, y facilitando así una visión de conjunto de la sostenibilidad agraria al lector. A continuación se describe, de forma muy sucinta, esta estructura y los contenidos abordados a lo largo del libro.

La **Parte Primera** de la obra consta de un solo capítulo (**Capítulo 1**), elaborado por los propios coordinadores, que introduce el debate conceptual sobre el desarrollo sostenible en general y la sostenibilidad de la agricultura en particular, revisa la literatura existente, y establece un marco de referencia a partir del cual abordar el tema. Dado que el concepto de agricultura sostenible no goza de un significado unívoco, un posible punto de partida es la distinción entre una acepción de carácter *prescriptivo*, que pretende suministrar directrices para guiar la evolución de la agricultura, y una acepción de carácter *positivo* o descriptivo, que califica la sostenibilidad como una propiedad de la agricultura, y que básicamente consiste en su capacidad para satisfacer necesidades sociales de forma continuada en el tiempo: protección medioambiental, provisión de alimentos, viabilidad económica y aceptación social. En relación con este segundo enfoque se ha manejado también la idea de *resiliencia* de los sistemas agrarios, como capacidad para superar situaciones de estrés y *shock*, y otorgar por tanto sostenibilidad. Bajo una u otra definición, el gran desafío actual de la agricultura sostenible es lograr al menos mantener los rendimientos que es posible alcanzar con los sistemas convencionales, y en este sentido el capítulo ofrece una revisión básica de la literatura, a la vez que explora otros temas relacionados con la sostenibilidad agraria, como la interacción entre los sistemas agrarios y los ecosistemas naturales, y la visión multifuncional de la agricultura. El capítulo continúa analizando las dificultades que surgen a la hora de transitar desde los debates teóricos en torno al concepto de sostenibilidad agraria a la obtención de instrumentos que permitan su evaluación en la práctica, mediante la definición de *indicadores* y de *marcos generales de referencia*. Por último la sostenibilidad se contempla bajo la perspectiva de la definición de objetivos para la gobernanza de sistemas agrarios, trasladando el marco teórico *principal-agente* a la organización de la actividad agraria, y contemplando la corrección de las externalidades negativas de la actividad agraria bajo la óptica de los cambios registrados en cuanto al reconocimiento de *derechos de propiedad* a los agricultores en relación a la gestión de los recursos naturales.

La **Parte Segunda** del libro consta de cuatro capítulos (2, 3, 4 y 5) que tratan de las tres facetas o pilares básicos de la sostenibilidad (económica, social y ambiental), conectando además en uno de ellos con la temática, más territorial que estrictamente sectorial, del desarrollo rural.

En el **Capítulo 2** *Ignacio Atance* aborda la sostenibilidad económica de la agricultura española. Para ello parte de una descripción de las grandes magnitudes económicas de la cadena alimentaria, prestando una atención especial a la rama productiva agraria, para a continuación destacar los rasgos que caracterizan al sector agrario español y finalizar con una descripción de sus fortalezas y debilidades. Entre los rasgos de la agricultura española en que se detiene su análisis figura la intensificación productiva, la capacidad para generar un alto valor añadido, la fuerte dependencia de las subvenciones y el elevado nivel de endeudamiento alcanzado. Entre las fortalezas cabría contar con una importante capacidad exportadora, resultado del disfrute de importantes ventajas comparativas, y entre las debilidades se haría patente una cierta endeblez de las estructuras productivas y una alta dependencia de recursos naturales escasos y de la importación de productos básicos para la alimentación del ganado.

El **Capítulo 3** ha sido redactado por *Eladio Arnalte*, *Olga Moreno* y *Dionisio Ortiz*, y trata del ajuste estructural –reducción del número de explotaciones y aumento de la dimensión media física y económica de las que sobreviven–, que vienen experimentando de forma diferenciada las distintas agriculturas regionales en España. Esta diferenciación regional alcanza, entre otros aspectos, al papel refugio que en términos de empleo está jugando el sector agrario en estos años de crisis económica. La relación entre la agricultura y la sostenibilidad social de las áreas rurales ofrece asimismo perfiles diversos, según las condiciones naturales y la especialización productiva. Es en las áreas de montaña y media montaña, con problemas de accesibilidad y sistemas agrarios extensivos de baja rentabilidad, donde la sostenibilidad social del mundo rural es más débil. Los autores discuten, con una sólida base argumental, el papel de la agricultura como proveedora de empleo, criticando que pretenda establecerse de forma mecánica una relación causal entre tamaño de las explotaciones, empleo agrario generado y fijación de la población en el medio rural. Concluyen que la sostenibilidad social del medio rural parece disociarse cada vez más de las dinámicas específicamente agrarias para responder en mayor medida a los cambios en el Estado del Bienestar, el comportamiento de los mercados de trabajo no agrarios y la presencia relativa de infraestructuras y dotación de servicios.

El **Capítulo 4** es un buen ejemplo de los frutos que pueden obtenerse de la colaboración interdisciplinar. En este caso son dos especialistas en Ecología, *Juan José Oñate* y *Beatriz Blanch* quienes ofrecen un panorama de la sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española. Parten para ello de ese rasgo específico de la agricultura que es su relación de interdependencia con los ciclos globales de materia y energía y con los ecosistemas naturales. Esta interdependencia se manifiesta de forma particularmente acusada en España debido a la fragilidad y escasez de algunos de los soportes físicos básicos de las prácticas agrarias –suelo y agua–, y también como consecuencia de la función que desempeñan los propios sistemas agrarios como soporte de una biodiversidad que es extremadamente valiosa en nuestro país. Los autores pasan revista a los principales aspectos que ponen en cuestión la sostenibilidad ambiental de la agricultura, tales como la erosión y degradación de los suelos y la contaminación y sobre-explotación de recursos hídricos, destacan el valor y la fragilidad de la biodiversidad asociada a los sistemas agrarios, y apuntan al importante papel que pueden jugar los denominados *sistemas agrarios de alto valor natural* como concepto aglutinador de los valores de conservación de la naturaleza. Su reflexión final se orienta a reivindicar un marco estratégico institucional que permita aplicar de forma eficaz criterios de sostenibilidad y que evite la excesiva preeminencia de los enfoques productivistas en la gestión de la agricultura española.

Fernando Garrido y *Eduardo Moyano* son los autores del **Capítulo 5**, donde plantean la vinculación entre sostenibilidad agraria, desarrollo rural y cohesión territorial bajo la perspectiva otorgada por los instrumentos para la cohesión económica y social de que se han dotado las instituciones europeas. Advierten que no existe una relación directa entre agricultura, desarrollo rural y cohesión territorial, y que esta es la razón básica por la que las políticas agrarias orientadas a la eficiencia productiva deben ser complementadas con la lógica socio-territorial que guía las políticas de desarrollo rural. A continuación detallan el desarrollo de la aplicación práctica del objetivo de cohesión económica y social de la Unión Europea, y en ese contexto sitúan el análisis de las dinámicas de cambio social y económico en las áreas rurales europeas. Su trabajo se cierra con una discusión de los cambios recientes de la Política Agraria Común y las oportunidades que entrañan desde el punto de vista territorial las actuales propuestas de reforma. No dejan de señalar la conveniencia de aplicar un enfoque de integración de las diversas políticas –agraria, rural, medioambiental, de empleo, etc.–, que vienen incidiendo sobre el medio

rural, integración que también debiera aplicarse a los sistemas de gobernanza al objeto de aprovechar mejor los recursos disponibles en las áreas rurales.

La **Parte Tercera** contiene tres capítulos (6, 7 y 8), que se extienden sobre los nuevos retos que la actual reforma en curso de la PAC, los riesgos implícitos en el cambio climático y la tecnología de producción de alimentos representan para el desarrollo sostenible de la agricultura.

Albert Massot firma el **Capítulo 6**, en el que se analiza la relación entre la Política Agraria Común y la sostenibilidad de la agricultura europea en una etapa histórica marcada por la globalización económica. Es sabido que la PAC fue diseñada en una época en que prevalecía un sesgo claramente productivista en la definición de sus objetivos. Sin embargo, su evolución la ha llevado hacia una concepción más multifuncional, donde tienen ya acomodo mecanismos a favor de la sostenibilidad en sus distintas facetas. Junto a ello está incidiendo en su configuración la necesidad de adaptarse a nuevos condicionamientos: alzas y volatilidad de precios en los mercados internacionales de alimentos, desarrollo de la producción de biocombustibles, y un calentamiento global del planeta que agudiza los efectos de restricciones medioambientales que ya estaban presentes. Junto a estos temas el capítulo discute el papel de la PAC en la gobernanza de la sostenibilidad en la Unión Europea, teniendo en cuenta sus limitaciones institucionales y financieras. En relación con ello se pasa revista en forma detallada a los aspectos centrales de la nueva PAC, que habrá de estar vigente en el período 2014-2020, señalando que la actual reforma marca un punto de inflexión desde el momento en que extiende a los pagos directos del *primer pilar* la multiplicidad de objetivos que tradicionalmente ha caracterizado al *segundo pilar*, y entre los que se cuenta el de la sostenibilidad medioambiental. El autor entiende que con ello se prepara el camino, más allá de la reforma actual, para la futura creación de un *único pilar de apoyo agrorural*, dotado de un marcado sesgo medioambiental y territorial, que debería ser complementado por un *pilar específico de estabilización de rentas y mercados* que podría llegar a funcionar como alternativa a los pagos básicos actuales.

El **Capítulo 7** trata de la relación entre agricultura y cambio climático, y su redacción ha corrido a cargo de *José Albiac*, *Taher Kahil* y *Encarna Esteban*. En el mismo se incluye, en primer lugar, una explicación sucinta de las causas antropogénicas del cambio climático, así como de sus previsibles efectos sobre el sector agrario español, que se sustanciarán en disminuciones importantes de rendimientos productivos por las menores precipitaciones medias, la sucesión de fenómenos extremos (sequías, heladas, etc.), la alteración de los

períodos de cultivo y el incremento de plagas y enfermedades. Con esta exposición queda de manifiesto cómo el cambio climático se erige como uno de los mayores retos a que deberá hacer frente este sector primario para garantizar su sostenibilidad futura. En este sentido, el capítulo continúa explicando las iniciativas políticas más importantes que han surgido en Europa y en España para frenar los efectos negativos del cambio climático (*medidas de mitigación*) en la agricultura, y para preparar al sector para hacer frente a las nuevas circunstancias climáticas (*medidas de adaptación*). El capítulo se completa con dos apartados centrados en la gestión del agua de regadío, subsector especialmente afectado por el cambio climático dadas las perspectivas de creciente escasez de recursos hídricos (caídas del 20 % en las precipitaciones y del 40 % en el caudal de los ríos). En relación a este punto, los autores exponen los pros y los contras de los enfoques de respuesta frente a la escasez (sequías), comparando los basados en *instrumentos económicos* (mercados de agua) con aquellos fundamentados en *medidas institucionales* (planes de sequía que permitan la adopción por parte de la administración de reglas de gestión flexibles con la participación de los grupos de interés involucrados), y proponiendo una combinación de los mismos al objeto de obtener los mejores resultados posibles desde una perspectiva pública (optimización del bienestar social).

El debate entre sostenibilidad agraria y cultivos modificados genéticamente centra el **Capítulo 8**, que ha corrido a cargo de *Laura Riesgo* y *Francisco J. Areal*. En Europa la expansión relativamente lenta registrada por este tipo de cultivos contrasta con la que ha tenido lugar en otras zonas del mundo, como los Estados Unidos, Brasil, Argentina o la India, y de hecho solo dos cultivos modificados genéticamente han sido aprobados por la Unión Europea. La rápida adopción que en muchos países han tenido los cultivos modificados genéticamente proviene principalmente de su elevada sostenibilidad económica, que es mayor que la que presentan las variedades tradicionales, debido a sus mayores rendimientos y menores costes de producción, lo que a su vez es fruto en buena medida de su resistencia frente a determinadas plagas y/o herbicidas. Esta superioridad no se extiende en cambio al terreno de la sostenibilidad ambiental, donde los cultivos modificados genéticamente presentan una combinación variable de riesgos ambientales y de efectos beneficiosos, ni tampoco al de la sostenibilidad social, donde la menor demanda de trabajo que ocasionan debe sopesarse junto a los impactos positivos sobre la productividad agraria. Los autores completan esta discusión general de los méritos relativos de los cultivos convencionales frente a los modifica-

dos genéticamente llevando a cabo un interesante meta-análisis relativo a las diferencias existentes entre ambos en el uso de pesticidas. Aun reconociendo ciertas limitaciones por falta de datos a la hora de establecer conclusiones, sus resultados ofrecen evidencia a favor de los cultivos modificados genéticamente en las tres facetas de la sostenibilidad antes mencionadas.

La **Parte Cuarta** del libro se distingue por recoger estudios empíricos que abordan desde una perspectiva cuantitativa el análisis de la sostenibilidad de la agricultura española. Los capítulos que la integran (9, 10, 11 y 12) desarrollan la construcción de indicadores e índices de distinto tipo «indicadores compuestos de sostenibilidad, índices de ecoeficiencia, huella hídrica», así como la introducción de métodos de análisis multicriterio al servicio del estudio de la sostenibilidad comparada de sistemas agrarios y forestales.

Los coordinadores de esta obra tratan en el **Capítulo 9** sobre la forma en que puede llevarse a cabo el análisis de la sostenibilidad agraria a través de indicadores e índices, y lo ilustran haciendo uso para ello de una amplia base de datos con información socio-económica y ambiental procedente de una encuesta a explotaciones agrarias que operan en el sistema de estepas cerealistas de Castilla y León. Se describen en primer lugar los marcos teóricos más frecuentemente aplicados para la evaluación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores, y las etapas que deben cubrirse al objeto de disponer de indicadores de sostenibilidad que puedan posteriormente agregarse en forma de indicador sintético. A continuación se plantean diversas alternativas que surgen a la hora de ponderar y agregar los mencionados indicadores de base. En lo referente a la ponderación puede partirse de un enfoque normativo, como en el Proceso Analítico Jerárquico (AHP), o de un enfoque positivo, como en el Análisis de Componentes Principales (ACP) o en el Análisis Envolvente de Datos (DEA). En lo que atañe a la agregación se exponen las diversas formas funcionales que pueden emplearse al respecto y se comparan entre sí en términos de su capacidad para asumir la posibilidad de *compensación* total, parcial o nula entre los indicadores de base que van a ser objeto de agregación. La última parte del capítulo se dirige a obtener indicadores sintéticos de sostenibilidad para las explotaciones de la muestra, bajo los diferentes enfoques metodológicos previamente descritos, y a apuntar cuáles son los factores determinantes de la mayor o menor sostenibilidad que alcanzan las explotaciones individuales, así como las correspondientes implicaciones a efectos de política agraria.

En el **Capítulo 10**, *Luis Díaz Balteiro* y *Carlos Romero* desarrollan un enfoque metodológico para la cuantificación de la sostenibilidad basado en el pa-

radigma de la decisión multicriterio. Para ello parten de una concepción de la sostenibilidad inspirada por el concepto de renta acuñado por un ilustre economista, John Hicks, que les lleva a considerar una actividad agraria como sostenible cuando la capacidad de producir utilidad a partir del capital agregado –natural y artificial– de que esta actividad dispone no disminuye a lo largo del tiempo. Pero si la sostenibilidad se ha de analizar desde una perspectiva multidimensional, que incluye el aprovisionamiento de bienes públicos, entonces se ha de caracterizar recurriendo a la agregación de indicadores de distinta naturaleza y hacerlo de un modo que permita comparar distintos tipos de soluciones posibles. Algunas de ellas podrán ser calificadas como *eficientes*, al basarse en la búsqueda del mejor valor promedio alcanzado por el conjunto de indicadores, mientras que otras ofrecerán perfiles más *equilibrados*, en términos de los valores individualmente alcanzados por los indicadores utilizados. Los autores explican cómo abordar estas cuestiones recurriendo a técnicas de decisión multicriterio, y llevan a cabo una revisión selectiva de la literatura generada por la aplicación de este tipo de técnicas, principalmente en el ámbito agrario y forestal. A continuación plantean cómo evaluar un conjunto de *n* alternativas de producción de acuerdo con *m* indicadores de sostenibilidad, tanto bajo un enfoque *satisfaciente* (búsqueda de soluciones «equilibradas») como bajo un enfoque *optimizante* (búsqueda de soluciones «eficientes»). El capítulo se completa con una aplicación empírica de ambos enfoques a un sistema forestal del Sistema Ibérico y a la industria papelera de varios países europeos.

El **Capítulo 11** ha sido elaborado por *Mercedes Beltrán*, *Andrés J. Picazo*, *José A. Gómez-Limón* y *Ernest Reig* y trata de cómo construir medidas de eco-eficiencia de explotaciones agrarias haciendo uso para ello del Análisis Envolvente de Datos (DEA). En el contexto de la práctica de la agricultura, la idea central de la *eficiencia ecológico-económica*, o simplemente eco-eficiencia, es que una mejora en la eficiencia con que los agricultores logran manejar las presiones ambientales que genera su actividad puede permitirles alcanzar simultáneamente objetivos económicos y ambientales, convirtiéndose así en un requisito previo para la sostenibilidad. El modelo de los multiplicadores de DEA expresa adecuadamente este concepto de eco-eficiencia a través de una ratio entre el resultado económico de la explotación y un indicador de la presión agregada que esta ejerce sobre el medio ambiente con su actividad productiva. Los autores explican la forma en que puede representarse la tecnología de producción, y modelizar conjuntamente el resultado económico y las presiones ambientales de las explotaciones, mediante la denominada *función*

distancia direccional. Esta función otorga un alto grado de flexibilidad a la hora de definir la ruta que debe seguir el comportamiento de una explotación para alcanzar una frontera de referencia formada por las mejores prácticas económicas y ambientales. Este enfoque metodológico es aplicado a continuación al olivar andaluz, a través de un conjunto de estudios de casos que permiten abordar una variedad de problemas: la responsabilidad específica del agricultor frente a la de las características de su entorno natural a la hora de explicar una insuficiente eficiencia económico-ecológica, el potencial de mejora de la presión ambiental sin empeoramiento de los ingresos netos de las explotaciones, y la eco-eficiencia relativa de distintas alternativas tecnológicas en el cultivo del olivar. El capítulo concluye destacando las implicaciones de los resultados así obtenidos de cara a la mejora del diseño e implementación de la política agraria.

El **Capítulo 12** ha corrido a cargo de *Alberto Garrido*, y desarrolla la utilidad y las implicaciones en términos de gestión del recurso agua de uno de los indicadores de sostenibilidad que mayor popularidad han alcanzado: la *huella hídrica* (HH). Este indicador pretende evaluar el nivel de apropiación de los recursos hídricos requerido por la producción de un determinado bien o servicio a lo largo de toda su cadena de producción, con posibilidades de agregación desde el punto de vista sectorial o territorial. Cabe distinguir una *huella hídrica directa*, asociada a la producción de forma inmediata, y una *huella hídrica indirecta* que tiene en cuenta los requerimientos hídricos generados por los insumos, a la vez que resulta posible diferenciar entre una huella asociada a los usos consuntivos del agua, y otra asociada a los impactos sobre la calidad de este recurso. Después de una introducción de carácter conceptual y metodológico, el capítulo pasa revista a una serie de extensiones del concepto de huella hídrica que permiten una mayor precisión en su uso, para centrarse a continuación en las aplicaciones empíricas desarrolladas para el caso de España, el país con la quinta mayor huella hídrica del mundo. Finalmente se ofrece una serie de recomendaciones de política agraria relacionadas con la huella hídrica, y una síntesis de los principales aspectos positivos y negativos (limitaciones) del manejo de la HH como indicador de sostenibilidad. Entre estos últimos vale la pena destacar la necesidad de integrar valoraciones económicas de los productos y del coste de oportunidad del agua para que el indicador de HH sea realmente útil a efectos de formulación de políticas agrarias.

Para terminar la presentación, debe señalarse que este libro se ha beneficiado de la generosa colaboración de dos especialistas con amplios conocimientos y larga especialización profesional en el sector agrario, quienes han complementado el análisis abordado en los diferentes capítulos a través de una serie de reflexiones personales en relación a la sostenibilidad de la agricultura española. El primero de ellos, *José María García Álvarez-Coque*, catedrático de la Universidad Politécnica de Valencia, ha centrado su aportación en analizar la carga ideológica con la que en muchas ocasiones se tiñe el debate sobre la sostenibilidad agraria, y donde evidencias «científicas» parciales, e incluso sesgadas, se utilizan como argumentos falaces en favor de diferentes planteamientos. Es una situación perceptible en la frecuente contraposición de paradigmas como el del «productivismo agrario» frente al de la «soberanía alimentaria», y que afecta a temas tan importantes como la seguridad alimentaria y la relación de la agricultura con el medio ambiente. En este sentido este autor aboga por la necesidad de alcanzar un mayor nivel de conocimiento científico, objetivo e integrador, sobre la sostenibilidad de la agricultura, que sea capaz de orientar la toma de decisiones políticas en pro de un desarrollo verdaderamente sostenible, y que tenga en cuenta la conveniencia de lograr la necesaria inclusión social. Las ciencias sociales pueden hacer una contribución considerable en este terreno. El segundo de estos expertos ha sido *David Uclés*, director del Servicio de Estudios Agroalimentarios de Cajamar Caja Rural, cuya colaboración se ha centrado en el análisis del binomio desarrollo-sostenibilidad en momentos de crisis económica, en los que las preferencias y preocupaciones de la sociedad se acentúan sobre los aspectos económicos. A ello se une una reflexión sobre el papel de la sostenibilidad como objetivo global del sistema económico mundial, y especialmente a escala de la Unión Europea, y sobre la importancia creciente del sistema agroalimentario como fuente de competitividad de la economía española. A ambos queremos agradecerles el esfuerzo realizado y el interés de sus reflexiones.

Ernest Reig Martínez (*Universitat de València*)
José A. Gómez-Limón (*Universidad de Córdoba*)

Sostenibilidad ambiental y social
¿Es posible la coexistencia de paradigmas?

José María García Álvarez-Coque
Universitat Politècnica de València

1. Introducción

Tras la crisis alimentaria internacional de finales de la década pasada, la preocupación por la disponibilidad de alimentos suficientes ha formado parte del debate político, acentuado tras la crisis económica de los últimos años. El texto que tienen ustedes en sus manos responde a esa necesaria reflexión. Pero una inquietud existe, sobre la cual ha llamado la atención la magnífica conferencia de Jonathan Foley «La otra verdad incómoda», que está disponible en *Youtube* y que divulga los resultados de un excelente artículo sobre el tema publicado en *Nature* en 2011[1]. Según Foley, lo que está en juego no es solo la producción de alimentos, sino sobre todo, cómo la vamos a realizar en un escenario de fuerte presión sobre el medio ambiente y los recursos naturales. No tiene sentido intentar asegurar una producción de alimentos en los años venideros si no se hace de manera sostenible. El planeta corre el riesgo de no mantener su capacidad productiva debido a la degradación de los recursos hídricos, del suelo y de la biodiversidad. Afirmar que la actividad agraria es una de las mayores responsables de esta situación de deterioro ambiental generalizado es quizás una exageración, pero lo cierto es que el manejo agrario inadecuado de los ecosistemas, ante la presión sobre la tierra y el agua, o las prácticas intensivas en la agricultura (responsables del 30 % de las emisiones de gases de efecto invernadero) no ayudan a resolver el problema.

Frente a la aparente necesidad de aumentar la producción, todos los días se están proponiendo soluciones tecnológicas a los métodos de cultivo o al manejo de insumos. Pero una noción amplia del conocimiento científico implica comprender el cambio social, las motivaciones de las personas y empresas, y replantear la propia ciencia económica. En otras palabras, las ciencias sociales pueden ser parte de la solución, y esa es la confianza que desprende esta obra, coordinada por los profesores José Antonio Gómez-Limón y Ernest Reig Martínez.

[1] «Solutions for a cultivated planet». *Nature,* 478, 20 October 2011.

El libro es bienvenido por varios motivos, de los que me gustaría destacar tres. Primero, por su rigor académico, respaldado por la experiencia de los autores en los distintos capítulos, que no solo reflejan una pluralidad temática, sino que consagran la toma de conciencia de las ciencias sociales españolas de la dimensión del reto de la sostenibilidad agraria. Segundo, por su fácil lectura y por estar dirigido a un público amplio, curioso de comprender esas nuevas funciones que la agricultura debe estar preparada a desempeñar. Tercero, porque supone una prueba de madurez en la difusión del conocimiento en nuestro país. Así, publicaciones como *Economía Agraria y Recursos Naturales*, la *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* y *Spanish Journal of Agricultural Research* cuentan ya con una tradición en la difusión de investigaciones en el ámbito temático del libro. Era hora que todo ese esfuerzo se reflejase en un texto de componente eminentemente divulgativo. Es aquí donde se agradece el esfuerzo de Cajamar Caja Rural al contribuir a esta publicación.

Uno de los rasgos de esta obra es el de adoptar un concepto amplio de la sostenibilidad, donde el componente económico debe estar orientado al desarrollo humano, y este no es posible sin un desarrollo sostenible unido a la inclusión social. Porque, después de todo, lo importante son las personas. Y aunque los números ocultan la variedad de situaciones, bien valen unas cifras para ilustrar la importancia de la agricultura y la bioeconomía, como sectores verdaderamente estratégicos para ese futuro sostenible. Las cifras son impresionantes. Según el Banco Mundial, 2.500 millones de hogares dependen prioritariamente de la agricultura como actividad económica principal y 1.500 millones de ellos corresponden a pequeños agricultores familiares. Aún más de 800 millones de personas sufren de subnutrición y más de las tres cuartas partes de ellas se encuentran en áreas rurales. En muchos países, todavía más del 50 % de la población activa trabaja en la agricultura. Aunque sea un concepto todavía debatido, se atribuye al modelo de agricultura familiar, es decir, de explotaciones donde la familia aporta la mayor parte de la tierra y el trabajo, un 70 % de la producción mundial de alimentos. Esta es una de las razones que justifican que las Naciones Unidas hayan declarado acertadamente 2014 como Año Internacional de la Agricultura Familiar.

Las estadísticas son también ilustrativas cuando nos referimos a productos y servicios directamente relacionados con el medio ambiente y la biodiversidad. Así, 350 millones de personas dependen de los bosques para subsistir. Y si nos vamos a los usuarios, la sociedad en general, más de 1.000 millones dependen, para su cuidado médico, de productos farmacéuticos obtenidos con recursos de la diversidad biológica de las áreas forestales.

2. La cuestión de los derechos

Los datos enunciados nos recuerdan que la inclusión social es parte indisoluble de una noción integral de la sostenibilidad. En mi opinión, población y territorios deben ir unidos ante los futuros retos. Los recursos agrarios y humanos no deberían someterse a una separación estricta de territorios, según la cual una parte del planeta, posiblemente despoblada, conservaría la biodiversidad y mitigaría el cambio climático, y otra parte consumiría los recursos disponibles. La sostenibilidad no debería ser resultado de un mero *land sparing* con una separación nítida entre los servicios ambientales de la tierra, por un lado, y la población rural, por el otro. Más bien, podría promoverse el *land sharing* donde la propia agricultura familiar puede proporcionar esos servicios, y sigue siendo una actividad clave de las zonas rurales, como fijadora de población.

Mucho se ha escrito recientemente sobre las causas del hambre y sus posibles soluciones. Institutos internacionales como el IFPRI en Washington suministran predicciones de producción y escenarios de política que reivindican una mayor inversión pública en la agricultura. Los ambientalistas reclaman la máxima celeridad para garantizar una producción sostenible de alimentos en un planeta sujeto a calentamiento global, degradación de recursos hídricos y de los suelos. La FAO llama la atención sobre la necesidad de movilizar recursos tanto públicos como privados en aportar soluciones inmediatas.

Pero la investigación en ciencias sociales no debe olvidar la situación de vulnerabilidad en los derechos que moviliza a los movimientos campesinos de base. La denuncia también contribuye al cambio social, como lo han demostrado obras como las de Josué de Castro, en los años 50, o de Jean Ziegler en su reciente libro *Destrucción masiva. Geopolítica del hambre* (Ediciones Península, 2012). Se trata de obras con un trasfondo ideológico apreciable, pero que han despertado la conciencia para alejarnos de las tesis de que el problema del hambre en el mundo se atribuye principalmente al crecimiento demográfico y de que la panacea es el incremento de los rendimientos de los cultivos. Para esta creciente movilización de las conciencias ha sido de extrema utilidad la noción de desarrollo humano basada en derechos de Amartya Sen y la decisión de un número amplio de países de aceptar la aplicación efectiva, local y transnacional del derecho a la alimentación establecido en el artículo 11 del Pacto Internacional de Derechos Económicos Sociales y Culturales de las Naciones Unidas.

3. Las metas de seguridad alimentaria

La FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) establece que la «seguridad alimentaria existe cuando las personas tienen acceso físico, social y económico a una alimentación suficiente, segura y nutritiva que satisface sus necesidades dietéticas y sus preferencias alimentarias para una vida activa y saludable». Según esta definición, la *seguridad alimentaria* es un concepto más amplio que la *inocuidad alimentaria* y ambos no deben confundirse, como se hace frecuentemente en las lenguas románicas que no distinguen entre *food security* y *food safety*.

A nivel mundial, según las Naciones Unidas, la población alcanzará los 9.000 millones de personas en 2050, por lo que se plantea la cuestión de saber si será posible satisfacer el derecho básico a la alimentación para todos. La tesis ampliamente aceptada, no tan fundamentada por la literatura científica, pero sí admitida a nivel político (por ejemplo, la Cumbre Mundial sobre Seguridad Alimentaria celebrada en la FAO en noviembre de 2009), es que para alimentar a la población mundial en 2050 se estima que la producción agraria tendrá que aumentar en un 70 %. Esta cifra se suele tomar como objetivo normativo cuando se evalúa el crecimiento de la producción necesario en las próximas décadas. Sin embargo, como destaca Isobel Thomlinson en el *Journal of Rural Studies*[2], estas cifras se convierten en un discurso útil para quienes les interesa el aumento de la producción como salida del problema del hambre.

No es evidente, por ejemplo, que exista una relación directa entre la cantidad de alimentos producidos y el número de personas que sufren de hambre a nivel global. En la crisis de 2008, el número de personas sub-nutridas aumentó alrededor de 150 millones, un aumento dramático no explicado por una caída de la producción de alimentos, sino por el incremento de los precios relacionado con el aumento en los precios del petróleo, la especulación financiera y la competencia entre los cultivos alimentarios y los agro-combustibles. Por otra parte, las proyecciones calculan el aumento de la demanda medido en calorías, incluyendo el aumento en el consumo de carne. Y gran parte de la producción de carne depende del grano que alimenta a los animales, por lo que el consumo de granos en el área OCDE más que triplica el consumo en la India o en China. A esto se debe añadir las pérdidas post-cosecha en los países en desarrollo, que pueden alcanzar el 50 % de lo que se produce, y el significativo desperdicio de alimentos en los países industrializados.

[2] «Doubling food production to feed the 9 billion: A critical perspective on a key discourse of food security in the UK». *Journal of Rural Studies,* 29, 2013.

4. Visiones contrapuestas

Diversos paradigmas han chocado frontalmente, oponiéndose el concepto de *economía verde* consensuado en Río+20 con participación del sector privado, al pensamiento crítico asociado a movimientos como la agro-ecología y la soberanía alimentaria. La frontal contraposición de visiones tiene que ver con programas políticos alternativos, pero también con una carencia de evidencias y un exceso de posicionamientos ideológicos.

Una manifestación de las posiciones encontradas sobre cómo resolver el problema del hambre fue la polémica suscitada a raíz de una nota de prensa conjunta de José Graziano Da Silva, director general de la FAO, y Suma Chakrabarti, presidente del Banco Europeo para la Reconstrucción y el Desarrollo, que expresaban que «la verdad desnuda es que el mundo necesita más alimento, y eso significa más producción», añadiendo que «el sector privado puede ser el motor principal de ese crecimiento»[3]. Un grupo de movimientos sociales, liderados por La Vía Campesina, GRAIN y Amigos de la Tierra, expresó su «asombro e indignación» por la nota que «facilita los negocios privados en la agricultura», denunciando que «el avance del agronegocio solo ha exacerbado la pobreza, destruido la capacidad de la agricultura de dar trabajo, multiplicado la contaminación y la destrucción ambiental»[4].

Es claro que cuando la denuncia emerge es porque hay problemas reales. Las ciencias sociales deberían esforzarse, desde la serenidad, en aportar evidencias sobre el impacto de las políticas económicas en la pobreza y el desarrollo. Como argumentaremos más adelante, los proyectos de investigación tienen que ser independientes para ser creíbles. Pero en la lucha contra el hambre no se pueden desperdiciar ni recursos ni aliados. En esa lucha, ya existen muchas iniciativas en todo el mundo, algunas a nivel internacional como las Directrices Voluntarias sobre la Gobernanza Responsable de la Tenencia de la Tierra, la Pesca y los Bosques, pero hay otras miles de pequeñas acciones promovidas por ONG, organizaciones campesinas o universidades a favor de los sistemas alimentarios locales, de los que todavía dependen miles de millones de personas.

[3] *The Wall Street Journal*, 6 de septiembre de 2012.
[4] Publicado en la página de GRAIN (www.grain.org) el 14 de septiembre de 2012.

5. Ciencia e ideología

Es apasionante, y algunas veces frustrante, comprobar cómo en el debate de la sostenibilidad de la agricultura la ideología interviene en el análisis científico. Como ejemplo, si las proyecciones antes enunciadas de aumento de la demanda de alimentos para 2050 se tomasen como ley universal, tenderán a convertirse en un supuesto de partida que parecería respaldar el paradigma productivista, y todo lo que este lleva consigo.

Habiendo intereses detrás del paradigma productivista o del paradigma de la soberanía alimentaria, por citar dos categorías ideológicas opuestas, no es de extrañar que dichos intereses movilicen los recursos a su alcance para demostrar la veracidad de sus tesis. De hecho, muchos estudios se revisten de un «método científico» y cuando se discuten sus resultados, se suelen defender por su rigor metodológico, muchas veces lejos del escrutinio del *peer review*. En el extremo opuesto, una manera práctica de descalificar un estudio es sencillamente utilizar los medios para aludir a quién lo financió. Así la presunta existencia de intereses más o menos espúreos detrás de un estudio se presenta como un mecanismo de validación social, más allá del rigor o el valor añadido científico.

Un buen ejemplo de cómo la ideología influye en la ciencia es el debate sobre los Organismos Genéticamente Modificados, y más concretamente, sobre los cultivos transgénicos. El excelente trabajo de Laura Riesgo y Francisco Areal en la presente obra aporta una visión equilibrada de los beneficios y riesgos de la implantación de algunas variedades, indicando que «en términos de sostenibilidad social, el efecto de la adopción de cultivos modificados genéticamente no está claro». En la práctica, la evidencia sobre los efectos económicos y sociales sobre la agricultura de estos cultivos es escasa y, lo más preocupante, se relaciona con datos y publicaciones proporcionados en gran parte, bien por las grandes empresas productoras de semilla, o alternativamente, por los grupos ambientalistas más enfrentados a esas empresas.

De nuevo, algunas estimaciones estadísticas se convierten a menudo en ley y respaldo de discursos más o menos interesados en afirmar los perjuicios y beneficios de los transgénicos. Así, por ejemplo, la tesis aparecida en una publicación, sustentada por unos pocos datos, de que los cultivos transgénicos han beneficiado a dos decenas de millones de pequeños agricultores, principalmente en la India y China[5], se ha utilizado hasta la saciedad por sus defensores. Una

[5] Brookes, G. y Barfoot, P. (2012). *GM crops: global socio-economic and environmental impacts 1996-2010*. PG Economics Ltd, Dorchester (UK).

revisión de la literatura no permite por el momento sustentar ese número, que quedaría como hipótesis, pero que ha sido transformada en dato contrastado. Al fin y al cabo, la política necesita de la ciencia para legitimar sus tesis.

Con esto no negamos los beneficios que un buen uso de la biotecnología puede proporcionar a la humanidad. Las ciencias sociales tienen un gran reto, que es el de evaluar los efectos a largo plazo de la posibilidad de patentar tecnologías que involucran seres vivos. Es todo un desafío, en un contexto en el que cinco empresas controlan más del 30 % del mercado mundial de semillas. Dados los intereses económicos implicados en la implantación de estos cultivos, tanto a favor como en contra, se hace más necesaria que nunca una inversión pública en investigación. Es cierto que la ciencia nunca es neutral, pero criterios independientes, no solo en el ámbito de las ciencias ambientales y biológicas sino también en el ámbito de las ciencias sociales, son más necesarios que nunca. Las ciencias sociales permiten aportar un conocimiento que implica respeto a todas las posiciones.

6. Convivencia de paradigmas

Quizás el desafío más serio al paradigma del 70 % de aumento necesario de la producción de alimentos lo representa el IAASTD (*International Assessment of Agricultural Knowledge Science and Technology for Development*), iniciado en 2002 por el Banco Mundial y la FAO. De acuerdo con Hans Herren, co-director del informe del IAASTD, «un consenso creciente se cuestiona si (aumentar la producción) es la pregunta adecuada. 400 científicos agrarios preguntaron una cuestión distinta: ¿cómo repensamos nuestro sistema alimentario global para que pueda alimentar personas, crear comunidades y economías saludables y sostener el planeta?».

En esa línea, la *intensificación sostenible* proporciona un marco de análisis que no establece una única ruta de acción frente a los problemas de sostenibilidad, puesto que las soluciones dependen, en gran medida, del contexto. Las soluciones pueden tener que ver con un concepto de *biocomercio*, entendido como un «conjunto de actividades de recolección, producción, procesamiento y comercialización de bienes y servicios derivados de la biodiversidad, bajo criterios de sostenibilidad ambiental, social y económica»[6]. Concepto que no

[6] Cabrera Medagla, J. (2013). «Retos y oportunidades para el uso sostenible de la biodiversidad (biocomercio) en América Latina». *Puentes Quincenal,* 14(1): 4-7.

tiene por qué ser incompatible con marcos alternativos como la *agroecología*, como praxis, o la *soberanía alimentaria*, como discurso impulsor de sistemas locales, con participación de pequeños productores, con un recurso a los conocimientos tradicionales y el respeto a los derechos humanos.

No sostenemos que sea realista pensar en una reconciliación de paradigmas que representan intereses frontalmente opuestos como la defensa de los pequeños campesinos de subsistencia frente a la avaricia de ciertos capitales transnacionales. Pero sí pensamos que el conocimiento puede aportar soluciones «por elevación» desde el respeto a varios discursos ideológicos. El conocimiento es revolucionario, como apunta Thomas Kuhn, y puede aportar nuevos paradigmas que remplazan a los vigentes. Este es el espíritu que inspira a trabajos como el de Seufer *et al*. publicado en *Nature* en 2012[7], que viene a plantear meta-análisis de comparación de rendimientos de cultivos entre sistemas orgánicos y convencionales, apuntando que las tecnologías apropiadas dependen de las capacidades adquiridas por los productores y del desarrollo de buenas prácticas de cultivo, con cambios en los modelos de gestión y certificación que requieren tiempo para suministrar beneficios, pero que a largo plazo podrían compensar.

Un aspecto controvertido, de nuevo, es quién puede promover la investigación en técnicas agrícolas y de conservación, cuyo suministro no es apropiable en términos de patentes, y por tanto no resultan comercializables por la iniciativa privada. Tenemos aquí un caso de bien público y fallo de mercado que puede restringir la potencialidad de sistemas de producción sostenibles.

7. El futuro de la agricultura sostenible en la Unión Europea

La seguridad de abastecimiento forma parte de los objetivos fundacionales de la Política Agraria Común (PAC). Pero el aumento de la producción de alimentos no debería ser motivo de ansiedad y preocupación, incluso en una Europa aquejada por la crisis económica y con un número creciente de hogares necesitados de ayuda alimentaria.

La PAC se creó inicialmente para apoyar la producción pero ello conllevó, a partir de los 80, la exportación de excedentes que ejercían competencia desleal (junto a productos de los EEUU) sobre los productores más vulnerables

[7] «Comparing the yields of organic and conventional agriculture», *Nature*, 485.

de otros países. Las reformas de los 90 redujeron los excedentes aunque el saldo neto de la balanza sigue siendo positivo en la mayoría de los productos básicos. Durante la crisis de 2008, la UE relajó drásticamente el barbecho obligatorio y las subvenciones sobre los biocarburantes y posibilitó una recuperación de la producción. Quizás sea necesaria la estabilidad de precios, también un objetivo fundacional de la PAC. Así, precios excesivamente altos pueden provocar sobreexplotación de recursos, por ejemplo, suelo y agua, mientras que precios excesivamente bajos, pueden reducir los márgenes económicos a tal punto que no haya incentivo para invertir en un uso sostenible de los recursos.

Una buena noticia ha sido la propuesta sobre la PAC post-2013, que se resolverá finalmente tras la publicación de esta obra. La propuesta de la Comisión conllevó una victoria parcial de las posiciones que apuestan por la sostenibilidad, pues incorpora el principio de que las ayudas a la agricultura deben estar vinculadas al suministro de servicios ambientales. El proceso será lento y difícil, como lo demuestra la vigencia de posiciones más conservadoras, que siguen viendo la agricultura como un mero sector económico. Pero se ha iniciado el cambio hacia una PAC que facilitará a los agricultores los incentivos apropiados para suministrar los bienes públicos demandados por la sociedad que no están bien remunerados por el mercado, como la lucha contra el cambio climático, la protección de los ecosistemas naturales, de la biodiversidad, los recursos hídricos y el paisaje como patrimonio cultural de los ciudadanos. Al mismo tiempo, es responsabilidad de todos, gobiernos y sociedad civil, impulsar esa bioeconomía en la que los servicios ambientales se transforman en bienes demandados por los consumidores y en actividades innovadoras sostenibles como los grupos de consumo responsable o la certificación participativa, entre otras.

Esa transformación de la PAC permitirá mejorar su legitimidad, fortaleciendo la posición de la UE en la Ronda Doha, pero ganar sobre todo el apoyo de los propios ciudadanos europeos. La filosofía de innovación de la nueva programación del desarrollo rural es coherente con este enfoque, que debe llevar además a incentivar un cambio cualitativo hacia alimentos saludables, por ejemplo haciendo valer la dieta mediterránea.

Esta obra es bienvenida puesto que demuestra que los investigadores sociales españoles han asumido su responsabilidad en esa transición hacia modelos sostenibles que ofrecen innumerables oportunidades para la agricultura española.

I. Introducción a la sostenibilidad agraria

La sostenibilidad de la agricultura actual

Ernest Reig Martínez[a] *y José A. Gómez-Limón*[b]
[a]Universitat de València y [b]Universidad de Córdoba

1. Introducción: visiones alternativas de la sostenibilidad

La idea del *desarrollo sostenible* se ha ido abriendo paso en los círculos académicos y en los ámbitos de decisión política por dos grandes vías. La primera de ellas ha consistido en destacar las insuficiencias de un enfoque reduccionista del desarrollo que no presta atención al medio natural o medio ambiente, y que lo contempla como una fuente inagotable de recursos, ignorando la multiplicidad de funciones de interés para la vida humana que desempeña. La segunda, claramente relacionada con la anterior, insiste en el carácter multifacético de los procesos de desarrollo, que presentan implicaciones en tres dimensiones o vertientes fundamentales: la económica, la social y la ambiental.

El análisis económico convencional suele considerar que los recursos naturales entran en el modelo de funcionamiento de una economía como una fuente más de *inputs* para los procesos productivos, y por tanto como un elemento necesario para lograr incrementar la disponibilidad de bienes de consumo, condición necesaria a su vez para el aumento del bienestar material de la población. Sin embargo, algunos de los recursos naturales de que la economía habitualmente hace uso pueden llegar a agotarse, dado su carácter de recursos no renovables. Además, las distintas fases a través de las cuales se desenvuelve el ciclo de vida de los productos, que abarcan desde la extracción de materias primas a su transformación, distribución y consumo, dan lugar a la generación de residuos que deben volver al medio natural. La consecuencia directa de ello es que la función del medio natural no es solo la de aportar recursos primarios para la producción, sino también la de constituir un sumidero de residuos, y también en esta segunda función su capacidad es limitada. Las dificultades del medio natural para la asimilación de los desechos que cada vez en mayor cantidad generan las modernas sociedades industriales sirven para poner de relieve las profundas limitaciones de los análisis económicos convencionales de carácter lineal y unidireccional del tipo extracción-producción-consumo. Por último, cabe destacar el desarrollo de una tercera categoría

de funciones medioambientales, formada por las de tipo estético y recreativo, a través de las cuales el medio ambiente aporta directamente satisfacción a los seres humanos, y que pueden ser también perturbadas por una mala gestión de los recursos naturales.

En consecuencia, optar por una visión circular de los procesos económicos resulta mucho más razonable que adoptar un enfoque lineal convencional, ya que permite mostrar la profunda interrelación de estos procesos con las tres funciones básicas del medio ambiente que se acaban de señalar (Pearce y Turner, 1995). A la vez, ayuda a comprender mejor el papel vital de sustento de la vida que desempeñan los recursos naturales y, en consecuencia, también los límites dentro de los cuales debe necesariamente desenvolverse la actividad económica de los seres humanos.

El fuerte ritmo de cambio que caracteriza a las sociedades modernas, su elevado consumo energético, y su cuantiosa generación de residuos, han puesto en tensión la capacidad del medio ambiente para cumplir de un modo satisfactorio las funciones antes señaladas, y sobre todo han cuestionado su capacidad para seguir haciéndolo en el futuro, a medida que numerosos países en vías de desarrollo vayan accediendo a las pautas de consumo de los países más industrializados. La posibilidad de lograr la sostenibilidad en el tiempo de los procesos de desarrollo se ha convertido por tanto en una aspiración crecientemente compartida por amplias capas sociales. A la vez, los avances registrados en las técnicas de gestión de recursos renovables como los bosques y las masas de agua, al objeto de lograr rendimientos de los mismos que puedan mantenerse a lo largo del tiempo, han contribuido también a la popularidad actual del concepto de sostenibilidad.

El concepto de sostenibilidad comenzó a usarse en relación con la gestión forestal y pesquera, como una característica que servía para describir los correspondientes ecosistemas, y que se entendía básicamente como la habilidad de estos para mantener su productividad de manera indefinida en el tiempo, incluso cuando sufren perturbaciones importantes (Becker, 1997). Aunque ampliamente difundida, la noción de sostenibilidad se ha revelado sin embargo como un concepto elusivo, que ha sido definido de un modo muy diverso. La definición más famosa y habitualmente manejada es la de la Comisión Brundtland (WCED, 1987), que considera desarrollo sostenible aquel «que logra hacer frente a las necesidades del presente, sin por ello comprometer o disminuir la capacidad de las generaciones que vivan en un futuro para hacer frente a sus propias necesidades». La preocupación fundamental que esta defi-

nición expresa es la de conseguir mejorar los ingresos y bienestar de las generaciones presentes sin dar lugar a impactos medioambientales irreversibles que inflijan un daño severo a las generaciones aún por venir.

En la actualidad han cobrado carta de naturaleza versiones más o menos estrictas de la idea de sostenibilidad, que tienen en común la voluntad de mantener intacta con el paso del tiempo la capacidad de la economía para generar un nivel estable de consumo o bienestar por habitante (Reig, 2011). A su vez, la protección de dicha capacidad requiere que el potencial de aportación de bienestar por parte del capital, entendido este en sentido amplio, con que cuenta una sociedad permanezca intacto. Así, Munashinge (2009) ha aportado una definición de desarrollo sostenible consistente en la obtención de

> «mejoras continuas en la calidad de vida presente, con un menor nivel de intensidad de uso de los recursos, dejando consiguientemente a las generaciones futuras un *stock* no disminuido de recursos productivos (p. ej., capital natural, manufacturado, humano y social), que reforzará las oportunidades para la mejora en la calidad de vida».

Las diferencias entre las distintas versiones de la sostenibilidad comienzan precisamente cuando el *capital* deja de considerarse como algo homogéneo y se distingue entre sus distintos componentes, incluyendo como uno de ellos el capital natural (energía, tierra, recursos biológicos, aire y agua limpios). Cuanto menos se admita la posibilidad de que exista algún tipo de intercambio o sustitución compensadora entre las dotaciones de capital tecnológico o manufacturado por el hombre y el capital natural, más exigente o estricta será la acepción de la sostenibilidad adoptada.

Si, por el contrario, entre las posibilidades hipotéticamente abiertas a las futuras generaciones se encontrara la de recrear o reinventar a voluntad los ecosistemas naturales merced al dominio de nuevas tecnologías no existentes en la actualidad, entonces no habría motivo para preocuparse por los aspectos medioambientales de la sostenibilidad. En dicho caso las funciones exigidas al medio ambiente (provisión de materias primas, asimilación de residuos y provisión de servicios de ocio) podrían generarse específicamente en cualquier momento si se satisficiesen los necesarios criterios de rentabilidad. Esta visión se corresponde con el concepto de *sostenibilidad débil*. En cambio, cuando se admite que los servicios que proporcionan los ecosistemas naturales resultan imprescindibles para la supervivencia humana, sin que la tecnología sea capaz de producir adecuadamente los bienes y servicios que cubran las funciones antes comentadas,

entonces se participa de una visión mucho más conservacionista, que se corresponde con la *sostenibilidad fuerte*. Este último enfoque resulta probablemente más realista. De hecho es posible imaginar sin excesivo esfuerzo la sustitución entre distintos tipos de *stocks* de capital cuando solo se consideran sus efectos sobre una dimensión concreta, como es la de la producción de bienes y servicios, pero resulta más difícil considerar tal sustitución cuando se incluyen en el análisis otros aspectos importantes, como son las consecuencias del proceso económico sobre la polución, el cambio climático, la aportación de amenidades ambientales y otros aspectos (Spagenberg, 2005; Neumayer, 2010).

Por tanto, para quienes proponen la versión *débil* de la sostenibilidad, lo importante es el mantenimiento del montante global del capital o riqueza que las generaciones presentes legan a las futuras. En cambio, para quienes prefieren la versión *fuerte*, la composición de ese capital también importa, y mucho, ya que una parte muy relevante de los servicios que ofrece el capital natural no puede ser sustituida por los servicios generados por otros activos de capital manufacturados por el hombre. De esta segunda versión deriva la idea de que el desarrollo económico debe someterse a ciertas restricciones ambientales que permitan su continuidad futura. El logro de un consenso en relación a cuáles son los elementos, dentro del conjunto global de recursos naturales, que revisten una importancia crítica a efectos de priorizar su conservación, y en cuanto a la forma en que deben ser gestionados, podría reducir notablemente la distancia que en el plano de la teoría separa ambas versiones de la sostenibilidad (Hediger, 1999).

Donde el consenso es más amplio en la actualidad en lo concerniente a la existencia de tres pilares o componentes básicos de la sostenibilidad:

a) *Sostenibilidad económica*, que requiere que el desarrollo sea económicamente viable, y pretende maximizar el flujo de ingresos que puede obtenerse manteniendo el *stock* de recursos que permite generarlos. Los aspectos económicos del desarrollo suelen valorarse en términos del bienestar o la utilidad aportados por los bienes y servicios consumidos, lo que a su vez implica analizar la disposición a pagar por los mismos por parte de los consumidores. En consonancia con ello, las políticas económicas pertinentes se marcan como objetivo el aumentar el Producto Interior Bruto (PIB) y conseguir mejorar la eficiencia en la producción de bienes y servicios.

b) *Sostenibilidad ambiental,* que requiere que el desarrollo sea compatible con el mantenimiento de los procesos biológicos en que se fundamentan los ecosistemas naturales. Esta dimensión de la sostenibilidad se centra en mantener la viabilidad y la salud global de los ecosistemas, que se ve afectada por la degradación de los recursos naturales, la polución y la pérdida de biodiversidad. En este sentido se pueden definir determinados umbrales más allá de los cuales un ecosistema concreto puede colapsar (Munashinhhe, 2009).

c) *Sostenibilidad social*, que requiere que el desarrollo sea social y culturalmente aceptable para el conjunto de la población, sin permitir la formación de bolsas de marginación que debiliten la cohesión social. Los objetivos del desarrollo social incluyen la reducción de la vulnerabilidad de las personas, los avances hacia sociedades más equitativas y hacia la eliminación de la pobreza, y el logro de la cobertura con carácter general de las necesidades básicas. Incluyen también la promoción de la capacidad de las personas y de los diferentes grupos para participar en la vida política y en las actividades sociales en general. En directa relación con ello se produce la expansión del capital social, que reduce los costes de negociación entre los individuos y facilita la cooperación entre ellos, constituyendo un recurso que pueden usar para perseguir sus intereses personales (Putnam, 1995; Pérez *et al.*, 2005).

La sostenibilidad, es por tanto un concepto multifacético que descansa sobre la idea de que es necesario preservar la base de capital de la economía. Pero además de ello, la idea de la sostenibilidad incorpora una doble concepción de la equidad: intergeneracional e intrageneracional. La primera es la que habitualmente se destaca en la aspiración a un desarrollo sostenible, ya que reconoce que la degradación irreversible del medio natural en el presente daña el bienestar de las generaciones futuras. Supone, por tanto, establecer derechos de generaciones que aún no existen en relación a las que viven en la actualidad. Ahora bien, como han reconocido aquellos autores que se han ocupado del desarrollo humano, un enfoque ético universalista no puede proyectarse solamente hacia el futuro e ignorar a los grupos sociales que en la actualidad se encuentran en una situación de penuria (Anand y Sen, 2000, p. 2030), ya que:

> «[…] este objetivo de sostenibilidad –crecientemente reconocido como legítimo– tendría poco sentido si las oportunidades de la vida presente que deben ser sostenidas en el futuro fueran miserables e indigentes. Sostener la privación no puede ser nuestro objetivo, ni deberíamos denegar hoy a los menos privilegiados la atención que otorgamos a las generaciones del futuro [...]. El valor moral de sostener lo que ahora tenemos depende de la calidad de lo que tenemos y el entero enfoque del desarrollo sostenible nos dirige tanto al presente como al futuro».

Es asimismo indudable que el alivio de la pobreza representa un prerrequisito para tener éxito en la conservación del medio ambiente. De no lograrse, los grupos sociales más desfavorecidos pueden, por razones de mera subsistencia, verse empujados a explotar excesivamente los recursos naturales a su alcance.

2. El contexto de la sostenibilidad agraria

El sector agrario se enfrenta a un triple desafío para ser sostenible a escala global. Debe responder al rápido crecimiento de la demanda de alimentos, debe hacerlo de tal forma que asegure una continua reducción de la parte de la población mundial que padece subnutrición, y además debe crecer sin dañar la base de recursos naturales sobre la que se sustenta su capacidad de producción futura. Para ello necesita superar un conjunto de restricciones impuestas por los recursos disponibles y por las condiciones ambientales, respecto a las cuáles existe un conocimiento insuficiente y una incertidumbre considerable. La degradación y erosión del suelo, el control de las plagas, la escasez de agua, o los impactos derivados del cambio climático son buena prueba de ello. El mantenimiento de la capacidad para la innovación técnica e institucional reviste una importancia vital en este contexto, y depende en buena medida de la existencia de una capacidad elevada de investigación agraria y de transferencia de los resultados de esta. Es necesario, sin embargo, tener presente que una parte considerable de esta capacidad está ya ocupada simplemente en sostener los niveles de productividad agraria que ya se han alcanzado en la actualidad (Ruttan, 1999).

La evidencia empírica muestra que a lo largo de las décadas recientes ha habido un importante crecimiento de la producción agraria, aproximadamente del 145 % desde comienzos de los años sesenta del siglo XX a la actualidad. A la vez se estima que la población mundial ha aumentado desde 3.038 hasta 6.895 millones de personas entre 1960 y 2010 (United Nations, 2011). El resultado es que en la actualidad cada habitante del planeta dispone aproxi-

madamente de un 25 % más de alimentos que en 1960. Las diferencias entre distintas zonas del mundo son, sin embargo, importantes, ya que en Asia la disponibilidad de alimentos per cápita ha aumentado de forma muy significativa, y en menor medida también lo ha hecho en América Latina, mientras que en África la disponibilidad de alimentos per cápita apenas ha progresado desde 1960 (Hazell y Wood, 2008).

La agricultura ha experimentado a lo largo del último medio siglo una auténtica revolución tecnológica que ha hecho depender cada vez más los avances de la producción del crecimiento en la productividad por hectárea y por cabeza de ganado, mientras la expansión de la superficie cultivada ha perdido relevancia como vía para el crecimiento de la producción, especialmente en los países desarrollados. Las posibilidades de expansión de la superficie cultivada son ya reducidas en Asia y en la mayor parte de Europa, pero todavía son considerables en América del Sur, y relevantes, aunque menores, en el África al sur del Sahara. Con todo, los costes ambientales de una progresiva transformación para aprovechamientos agrarios de suelos con vegetación natural pueden ser elevados, particularmente si implican una mayor deforestación.

El problema alimentario mundial no deriva en la actualidad de una insuficiencia en la disponibilidad global de alimentos por habitante, sino que reside en la falta de acceso a los mismos por parte de un número muy importante de personas. Es la manifestación de una pobreza que impide que las necesidades básicas que experimentan amplios segmentos de la población se puedan manifestar como demanda solvente en el mercado y generar así una respuesta adecuada desde la oferta, bien a escala local, o bien por medio de la adquisición de productos importados. Este déficit alimentario no ha recibido una cobertura suficiente desde la perspectiva de la ayuda alimentaria.

A escala global el rápido crecimiento de la disponibilidad de alimentos ha marcado una tendencia secular a su abaratamiento en términos reales, aunque con interrupciones temporales, algunas de las cuales han ocurrido en la última década. Esta reducción del coste real de los alimentos ha ampliado enormemente las posibilidades globales de satisfacción de algunas de las necesidades más básicas del ser humano. Sin embargo, esto no significa que en el futuro dicha tendencia vaya necesariamente a seguir operando, no solo por el crecimiento de la población que aún se espera sino por la presión sobre los recursos alimentarios que causa el cambio en la dieta que acompaña al desarrollo económico. Así, la demanda de productos cárnicos seguirá expandiéndose sustancialmente al elevarse el nivel de vida en los países en vías de desarrollo. Ello se debe a que

suele haber una transición nutricional cuando sube el ingreso medio por habitante desde el consumo de cereales, tubérculos y leguminosas hacia alimentos más ricos en proteínas como la carne, y también hacia el consumo de azúcar y aceites vegetales (Godfray *et al.*, 2010a). A su vez, esta evolución de la dieta genera cambios en los modelos productivos, que inciden especialmente sobre la ganadería, que está adoptando formas cada vez más intensivas, basadas en el consumo de piensos derivados de la producción de cereales y grasas vegetales, lo que ejerce una presión considerable sobre la producción vegetal global.

El contexto social actual del desarrollo de la agricultura viene también definido por el reconocimiento del carácter ambivalente de los sistemas agrarios desde el punto de vista ambiental, ya que son simultáneamente una fuente importante de beneficios y de daños. Ello tiene que ver en primer lugar con la fuerte expansión de la superficie de suelo utilizada por la agricultura, que ha crecido alrededor del 11 % desde 1960, alcanzando en la actualidad alrededor de 5.000 millones de hectáreas, con la mayor parte de esta expansión localizada en los países en vías de desarrollo, donde ha sido del 21 %, mientras que en los países industrializados la superficie de uso agrario ha disminuido en un 3 %. En segundo lugar la cabaña ganadera también ha crecido de un modo significativo: se ha multiplicado por cuatro en el caso de la avicultura, por dos en porcino, y ha registrado un incremento entre el 40 y el 50 % en el caso del ganado vacuno, ovino y caprino. Finalmente, la intensidad de la producción agraria se ha elevado notablemente, ya que el área de regadío y el uso de maquinaria se han duplicado, y el consumo de fertilizantes se ha cuadruplicado, multiplicándose por siete en el caso de los fertilizantes nitrogenados (Pretty, 2008).

Aunque el aumento en la utilización de estos factores de producción ha permitido el fuerte incremento de la producción mundial de alimentos a que antes se ha hecho referencia, no es menos cierto que el uso ineficiente de algunos de estos *inputs* ha generado un fuerte impacto ambiental a través de la pérdida de hábitats naturales y de la biodiversidad correspondiente, y también ha comportado la desaparición de valiosos servicios ambientales. Así, por ejemplo, se calcula que aproximadamente entre el 30 % y el 80 % del nitrógeno aplicado a las tierras de cultivo se filtra hacia la contaminación del agua y de la atmósfera. Además, el agua de regadío es frecuentemente usada en forma ineficiente, lo que repercute negativamente sobre el medio por la consiguiente alteración de los flujos naturales de ríos y acuíferos (detracciones excesivas, modificación estacional de los flujos, etc.). Por su parte, el empleo masivo de maquinaria agraria contribuye al aumento en el consumo global de combustibles fósiles.

La necesidad de seguir aumentando la producción agraria mundial sugiere que en el futuro será necesario un uso todavía mayor de los *inputs* mencionados, –tierra, agua de regadío, maquinaria, combustibles, fertilizantes, pesticidas, etc.–, pero es arriesgado suponer que continuará habiendo una oferta fácilmente accesible de estos recursos. También es dudoso que su relación con la productividad de las tierras de cultivo sea lineal, y que se logre mantener los daños ambientales a un nivel moderado. Por el contrario, existe evidencia de que el crecimiento agrario está alcanzando límites ambientales críticos y que los costes globales en términos de reducción de servicios ambientales son elevados. Estos costes reciben el nombre de *externalidades*, dado que se trata de efectos generados por los agricultores que repercuten en las funciones de utilidad o bienestar de otros agentes (en este caso el resto de la sociedad), sin que exista una compensación a través de los mercados. Todos los sistemas agrarios imponen algún tipo de coste sobre el medio ambiente, pero en general se puede decir que un sistema agrario es más sostenible que otro si genera menos externalidades negativas.

A lo largo del siglo XXI el mundo debe afrontar la transición hacia un crecimiento sostenible de la producción agraria, pero para ello deberá hacer frente a un doble desafío: corregir los impactos negativos sobre el medio ambiente y a la vez garantizar que los alimentos son suficientes para cubrir las necesidades de un planeta más poblado y globalmente más próspero. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2011) ha estimado que el número total de personas desnutridas en el mundo alcanzó el nivel de 850 millones en 2006-08, lo que corresponde al 13 % de la población mundial. Esto significa que un número todavía muy elevado de personas se enfrentan al problema del hambre. Esta situación es más una consecuencia de la distribución desigual del poder adquisitivo en todo el mundo, que de una insuficiencia de la producción mundial de alimentos. En cualquier caso hay que reconocer que existe preocupación con respecto a la capacidad existente para mantener en el futuro las tendencias pasadas de aumento de la productividad agraria. El período 1990-2007 ya ha sido testigo de una desaceleración en las tasas de crecimiento de los rendimientos en los cultivos de maíz, arroz, trigo y soja, en comparación con el período transcurrido desde 1961 a 1990, y la productividad global de la tierra también ha crecido a un ritmo claramente más lento (Alston *et al.*, 2009). A pesar de ello, algunas estimaciones de la evolución futura de los rendimientos agrarios se muestran relativamente optimistas, ya que apuntan a la posibilidad de obtener un aumento del 50 % de estos rendimientos hacia

2050 en relación a los niveles alcanzados en 2007. Con ello sería posible cubrir las necesidades alimentarias previstas para mediados del siglo XXI sin necesidad de ampliar la superficie cultivada. Sin embargo, estas previsiones no incluyen la posibilidad de que la competencia por el uso del suelo, por ejemplo para desarrollar cultivos energéticos, limite la capacidad para producir alimentos, y se enfrentan además a una considerable incertidumbre en cuanto a los efectos netos del cambio climático sobre los rendimientos (Jaggard *et al.*, 2010). La respuesta podría consistir en avanzar hacia una intensificación sostenible de la agricultura, que estribaría en producir más por unidad de superficie agrícola reduciendo los impactos ambientales negativos y a la vez incrementando el capital natural y el flujo de servicios ambientales. Esta perspectiva de desarrollo agrario sostenible va por tanto más allá de la adopción de tecnologías, o prácticas de cultivo o ganaderas, particulares. Implica, entre otras cosas, que los agricultores y ganaderos adquieran los conocimientos adecuados que les permitan entender bajo qué condiciones los *inputs* que emplean sirven para complementar o para contradecir los procesos biológicos y los servicios de los ecosistemas que sirven de apoyo a la agricultura (Godfray *et al.*, 2010b; Pretty *et al.*, 2011).

Como se ha comentado anteriormente, una parte importante de los futuros incrementos de los rendimientos procederá de las mejoras tecnológicas de la producción (biotecnología, mejores prácticas agrarias, etc.). En todo caso, cabe destacar igualmente que el reto del aumento de la producción de alimentos deberá alcanzarse a través de una mejora generalizada de la eficiencia productiva. En este sentido debe considerarse el amplio potencial de mejora todavía existente para que la media de los agricultores se sitúe en los niveles de productividad alcanzados por aquellos agricultores de su mismo entorno que aplican las mejores prácticas existentes. A escala global, cerrar la brecha entre los rendimientos observados y los que prevalecen en áreas de alto rendimiento en zonas de clima y suelo similares podría permitir incrementar la producción mundial entre un 45 % y un 70 % para los cultivos principales (Mueller *et al.*, 2012).

La brecha existente entre los rendimientos medios observados y los que serían posibles en el caso de aplicarse las mejores prácticas, obedece a múltiples causas. Entre ellas se sitúan aquellas restricciones institucionales y económicas que impiden que los productores locales de alimentos eleven su productividad, como la carencia de acceso a los conocimientos apropiados, los altos costes de los *inputs* o la baja remuneración que el mercado puede ofrecer por la producción final. Además, unas infraestructuras muy deficientes, la ausencia de mercados o situaciones críticas a nivel sociopolítico –Estados fallidos– pueden

hacer que la solución a los bajos rendimientos agrarios se encuentre en realidad en un terreno ajeno a la agricultura propiamente dicha (Godfray *et al.*, 2010b).

En todo caso el posible aumento en la producción global de alimentos no es suficiente para luchar contra el hambre y la pobreza, ya que es también importante que este aumento se localice en gran medida en la agricultura de los países en vías de desarrollo. Los agricultores pobres de estos países necesitan tener acceso a tecnologías de bajo coste que les permitan aumentar la producción agraria local y con ello sus ingresos, y a la vez hacer el mejor uso posible de la tierra, el agua y otros recursos naturales. Resulta esperanzador que desde 1990 hayan ido surgiendo y aplicándose en varios países en vías de desarrollo algunas iniciativas novedosas de gestión de los cultivos cuya evaluación ha demostrado que es posible aumentar la productividad de los cultivos alimentarios y al mismo tiempo mejorar la eficiencia en el uso del agua, aumentar la capacidad de retención de carbono del sector agrario y reducir el empleo de plaguicidas.

El desafío será particularmente importante en los próximos cuarenta años, cuando se alcanzará el mayor nivel jamás conocido de la población mundial, del orden de los 9.300 millones de habitantes hacia 2050, con la práctica totalidad del aumento de población localizado en países en vías de desarrollo, y a la vez se habrán manifestado importantes cambios cualitativos en la composición de la dieta alimentaria, todo lo cual ejercerá una fuerte presión sobre los sistemas agroalimentarios del planeta.

3. ¿Qué significa sostenibilidad agraria?

Las definiciones posibles de *sostenibilidad agraria* son muy diversas, y de un modo u otro remiten al concepto de desarrollo sostenible del Informe Brundtland ya mencionado anteriormente. Entre las que en mayor medida se inspiran en ese concepto vale la pena mencionar la de Crosson y Anderson (2002), que definen la agricultura sostenible como

> «un sistema de producción agrario que hace frente indefinidamente a la demanda de alimentos y materias primas incurriendo en costes económicos y medioambientales a nivel de explotación que la sociedad encuentra aceptables, y que también es capaz de satisfacer algunos criterios de equidad de amplia aceptación social».

En general puede afirmarse que el hecho de que el concepto de agricultura sostenible sea de naturaleza multidimensional, al igual que el de desarrollo sos-

tenible, es lo que ha dado lugar a múltiples definiciones. Smit y Smithers (1993) analizan distintas interpretaciones de «agricultura sostenible», evidenciando que las diferencias entre ellas radican en la dispar conceptualización de «agricultura» y de «sostenibilidad», tal y como se comenta en los siguientes epígrafes.

3.1. Conceptualización de «agricultura»: la explotación agraria y el sistema agrario como unidades básicas de análisis

Al conceptualizar la actividad agraria, el aspecto más relevante a determinar es la escala espacial del análisis, pues la «agricultura» comprende desde el nivel de parcela, donde los atributos claves se refieren a las decisiones planta-suelo (perspectiva agronómica), hasta la escala global, donde los aspectos a estudiar se refieren básicamente a temas relacionados con el comercio internacional (perspectiva macroeconómica). En esta línea ha habido algunos intentos de integrar las diferentes interpretaciones y escalas de la agricultura (Spedding, 1979; Conway, 1985; Lowrance *et al.*, 1986), considerando este sector como una jerarquía de sistemas productivos, cuya unidad básica son las parcelas (unidades de producción), que se agregan en explotaciones agrarias (unidades de gestión), que a su vez componen los sistemas agrarios (unidades de paisaje o ecológica), los cuales finalmente se agrupan políticamente en regiones y estados nacionales (unidades políticas). En cualquier caso, todos los autores reconocen la existencia de fuertes interrelaciones entre los diferentes niveles jerárquicos. A pesar de ello, la mayoría de estudios realizados hasta la fecha siguen un enfoque pragmático basado en la imposibilidad real de analizar conjuntamente todos los niveles de la jerarquía, y trabajan en una escala concreta de la agricultura. Este es uno de los motivos principales que justifican la existencia de multitud de definiciones y metodologías alternativas para la evaluación de la sostenibilidad de la agricultura.

La evaluación empírica de la sostenibilidad agraria requiere la consideración de casos de estudio concretos, de tal forma que se puedan obtener conclusiones empíricas que guíen de forma efectiva la toma de decisiones de los responsables políticos y de los agentes relacionados. Así, es necesario establecer previamente cuál es la unidad de análisis más adecuada, determinando sus límites geográficos y características estructurales. En este sentido, un enfoque posible es utilizar la *explotación agraria* como unidad básica para el análisis, en la medida que es la unidad económica de decisión y gestión, sobre la cual pueden incidir directamente las políticas públicas orientadas a la *gobernanza* del sector (van der Werf y Petit, 2002; Andersen *et al.*, 2007; van Passel *et al.*, 2007).

En cualquier caso, el estudio de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias debe enmarcarse dentro de una escala mayor como es el *sistema agrario*. En esta línea cabe entender por sistema agrario «aquella unidad geográfica compuesta por un conjunto de hechos naturales, históricos, sociales, económicos, jurídicos y técnicos que condicionan los métodos de cultivo que conforman el paisaje agrario homogéneo» (Egea, 2005). Este tipo de análisis requiere la consideración de las particularidades ecosistémicas sobre las que se desarrolla la actividad agraria (Niemeijer, 2002; Turnhout *et al.*, 2007), lo cual justifica diferencias metodológicas (p. ej., selección de indicadores) para la evaluación de la sostenibilidad en cada sistema agrario, así como el tratamiento diferenciado de los resultados. Como conclusión, cabría afirmar que no es correcto llevar a cabo comparaciones entre sistemas agrarios distintos en relación a su sostenibilidad (p. ej., un sistema de pasto de montaña frente a uno de producción hortícola intensiva bajo plástico), pues cada uno de ellos dispone de una base de recursos (suelos, clima, etc.) diferente, y las necesidades sociales actuales y futuras que pueden satisfacer son necesariamente distintas. Mucho más interesante, sin embargo, es hacer comparaciones en relación al desempeño sostenible de explotaciones pertenecientes a un mismo sistema agrario, en la medida que tales comparaciones pueden permitir analizar en qué medida un tipo u otro de gestión agraria del territorio promueve un mayor o menor nivel de bienestar, a través de la satisfacción de necesidades sociales presentes y futuras.

3.2. Conceptualización de la «sostenibilidad» como «propiedad»

El concepto de agricultura «sostenible» no goza de un significado unívoco. Tal y como pone de manifiesto Hansen (1996), existen dos acepciones básicas de este término. La primera, de carácter normativo (prescriptivo), considera la sostenibilidad como un *enfoque* o una *directriz* para guiar la evolución de la agricultura. Esta acepción de sostenibilidad surgió como respuesta a las externalidades negativas generadas por la agricultura «convencional», abogando por la implementación de enfoques «alternativos» en las formas de ejercer la agricultura, tales como la agricultura ecológica, la agricultura de conservación, etc., a través de los cuales se cree que pueden llegar a superarse los problemas actuales (Shaller, 1993). Para los seguidores de este enfoque, estas alternativas a la agricultura convencional constituyen las estrategias más adecuadas para alcanzar los valores que, según ellos, deben caracterizar este sector primario. Esta acepción de sostenibilidad, sin embargo, resulta discu-

tible desde una perspectiva científica por tres motivos (Hansen, 1996): a) se basa en la presunción de que las prácticas alternativas de agricultura son más beneficiosas que las convencionales, sin contar siempre con un análisis cuantitativo que lo avale; b) las formas de agricultura consideradas «sostenibles» en países desarrollados pueden resultar inapropiadas en países en desarrollo; y c) la visión distorsionada de la agricultura convencional en la que se fundamenta puede provocar que nuevas prácticas que realmente favorezcan la sostenibilidad sean rechazadas por su similitud con la agricultura convencional.

La segunda acepción analizada por Hansen (1996) es de carácter positivo (descriptivo), y califica la sostenibilidad como una *propiedad* de la agricultura. Así, un sistema agrario es sostenible si es capaz de satisfacer determinadas necesidades sociales de forma continuada en el tiempo. Estas necesidades se relacionan con el carácter multidimensional de la sostenibilidad anteriormente aludido: protección medioambiental, provisión de alimentos, viabilidad económica y aceptación social.

Dentro de esta segunda acepción, el término «sostenibilidad» ha sido también empleado como sinónimo de un tipo particular de función de los sistemas agrarios que pudiera ser comparable a otras funciones que estos pudieran poseer, tales como productividad, estabilidad y equidad. En relación con ello se ha empleado el término *resiliencia*, que hace referencia a la capacidad del sistema para responder a situaciones de estrés y de shock (Conway, 1985). El *estrés* puede ser de tipo físico –creciente salinización del suelo, erosión– o económico –como por ejemplo alcanzar un alto endeudamiento–, pero se caracteriza por ser una fuerza continua o frecuente, pequeña y predecible, que tiene un gran efecto acumulativo. Un estrés particularmente importante sería el declive de la cantidad y calidad de los recursos naturales que constituyen la base de la agricultura, ya que si las prácticas de cultivo o cualquier otra actividad agotan esos recursos, entonces no puede haber sostenibilidad en el desarrollo agrario. En cambio, un suceso de gran envergadura, como una nueva plaga que afecte a los cultivos o ganados, una gran sequía o una fuerte alza de precios de los *inputs*, constituiría un *shock*, es decir el impacto de una fuerza importante e impredecible. Como consecuencia de un estrés o de un *shock*, la productividad de un sistema agrario puede experimentar diversas reacciones: puede no verse afectada, puede caer y después regresar a su nivel o tendencia previa, estabilizarse a un nuevo nivel más bajo, o colapsar completamente (Conway y Barbier, 1988). La sostenibilidad de la agricultura (continuidad indefinida de la producción) es, por tanto, una función de las características

intrínsecas del sistema (*stock* inicial y dinámica natural de los recursos disponibles), de la naturaleza y la fuerza de los estrés y de los *shocks* a los que se ve sometido, y de la gestión humana para contrarrestar esos estrés y *shocks*, como por ejemplo mediante la aplicación de fertilizantes y plaguicidas.

Esta interpretación del concepto de agricultura sostenible ha contribuido a centrar la atención en el comportamiento tendencial de la productividad de los sistemas agrarios y sus explotaciones, como variable clave para evaluar su grado de sostenibilidad. El tipo concreto de variable de productividad que se ha usado en este tipo de análisis ha sido progresivamente refinado para cubrir no solo el conjunto de *outputs* e *inputs* con valor de mercado, sino también los costes medioambientales relacionados con la producción. Ello ha implicado trabajar con una versión ampliada de la Productividad Total de los Factores (Lynam y Herdt, 1989; Herdt y Lynam, 1992).

El problema de dar contenido empírico a la sostenibilidad entendida como una propiedad de los sistemas agrarios no está exento de dificultades de cara a su concreción operativa. En primer lugar el análisis de la sostenibilidad se complica debido a las distintas escalas geográficas a las que puede efectuarse, ya que varían los requerimientos que la definen. A medida que se progresa hacia una escala superior, se obtienen grados adicionales de libertad en la consecución de la sostenibilidad (Howe, 1997). Para una explotación individual es fundamental la gestión del suelo y del agua, el control de las plagas y buenas condiciones climáticas y de acceso al mercado. A escala regional la capacidad de adaptación de la agricultura ante los cambios en las condiciones climáticas o de mercado se manifiesta en la desaparición de explotaciones marginales o la aparición de otras nuevas, y en cambios en la intensidad de la producción. A escala nacional esta capacidad es aún mayor, al existir la posibilidad de desplazar la producción entre regiones, si existe suficiente variabilidad entre ellas en cuanto a características del suelo, condiciones climáticas, acceso a los mercados etc., y la flexibilidad para el logro de una producción sostenible a escala global o planetaria es todavía más elevada. De este modo los sistemas agrarios definidos a un nivel superior presentan necesariamente una mayor resiliencia que los definidos a un nivel inferior, como el de la explotación agraria.

En segundo lugar están los problemas derivados de la dimensión temporal del concepto de sostenibilidad. Efectivamente, la sostenibilidad exige analizar las tendencias de producción a largo plazo de bienes y servicios por parte de la actividad agraria, algo que no puede observarse en un marco temporal de intervención razonable. Este hecho hace que la definición de sostenibilidad

en términos de preservación de la capacidad productiva tenga frecuentemente poca utilidad práctica, en la medida que es imposible realizar experimentos al largo plazo requerido (Becker, 1997).

En tercer lugar, se sitúa la dificultad de determinar qué demandas concretas debe satisfacer la actividad agraria para ser sostenible, cuestión sobre la cual pueden existir multitud de opciones. En este sentido la sostenibilidad debe entenderse en buena medida como una *construcción social*, cambiante en función de las demandas de la ciudadanía, teniendo, por tanto, una formulación específica para cada ámbito geográfico y temporal. Todos estos problemas han dificultado durante largo tiempo el empleo práctico del concepto de sostenibilidad como herramienta operativa para guiar el desarrollo agrario.

3.3. Las características de la agricultura sostenible

Una forma alternativa a las ya mencionadas de aproximarse al concepto de sostenibilidad agraria es, no tanto encontrar una nueva definición general, como concretar cuáles son los rasgos o principios que caracterizan a los sistemas agrarios sostenibles. Puede asumirse que los sistemas agrarios que gozan de una sostenibilidad elevada son precisamente aquellos que se orientan a hacer el mejor uso de los bienes y servicios ambientales, sin dañar los activos o recursos de capital natural que los generan. De acuerdo con ello, los principios clave de la sostenibilidad serían los siguientes (Pretty, 2008):

- La integración de los procesos biológicos y ecológicos, tales como los ciclos de nutrientes o la regeneración del suelo, en los sistemas de producción de alimentos.
- La minimización del uso de *inputs* no renovables (p. ej., la energía fósil contenida en los carburantes e insumos de síntesis) que causan daño al entorno y a la salud de los agricultores y consumidores.
- Emplear eficientemente los conocimientos y habilidades de los agricultores, mejorando su grado de autonomía y sustituyendo los costosos *inputs* externos por capital humano.
- Hacer un uso productivo de la capacidad colectiva de la población para trabajar conjuntamente a la hora de resolver problemas agrarios y gestionar recursos naturales comunes.

A los principios anteriores habría que añadir un uso responsable de los recursos renovables, como por ejemplo el agua y el suelo agrario, cuya utilización no debería sobrepasar la tasa natural de reposición.

A la luz de los principios mencionados, los sistemas agrarios *sostenibles* tenderán a ser también *multifuncionales*, ya que llevarán a cabo la producción conjunta de bienes privados, como alimentos y materias primas, y de bienes públicos valiosos, tales como la contribución a la viabilidad de las sociedades rurales, la función de sumideros de CO_2, o la generación de paisajes tradicionales valorados por la sociedad.

Una agricultura sostenible tenderá a hacer el mejor uso posible de los bienes y servicios suministrados por la naturaleza. De ahí se desprende que las correspondientes tecnologías y prácticas deberán adaptarse al entorno inmediato, y hacer uso del capital humano y del capital social existente a escala local. Por tanto, existirán numerosas vías hacia la sostenibilidad de la agricultura, lo que implica que no es razonable pensar que una configuración particular de tecnologías, *inputs* y gestión ecológica deba ser más ampliamente utilizada que otra. La sostenibilidad de la agricultura presupone la necesidad de ajustar estos elementos a las circunstancias específicas de los diferentes sistemas agrarios. Por ello, la suposición de que la sostenibilidad de la agricultura exige necesariamente una reducción neta en el uso de *inputs* y una evolución hacia sistemas de producción agraria más extensivos, resulta ser errónea si se pretende que sea válida con carácter general.

La evidencia empírica reciente indica que los proyectos e iniciativas con éxito relativos a la sostenibilidad agraria surgen de sustituciones en los factores de producción; por ejemplo, el paso del uso de fertilizantes sintéticos al empleo de leguminosas que fijen el nitrógeno, del uso de pesticidas al de organismos que sean enemigos naturales de las plagas, del arado al laboreo de conservación. Por tanto, un concepto mejor que el de extensificación es el de centrarse en la intensificación de recursos, haciendo un uso mejor de los mismos y de la tecnología existente. La cuestión importante tiene que ver con el tipo de intensificación de que se trate. La *intensificación sostenible* es la que emplea los activos de capital de tipo natural, humano y social, combinados con el uso de las mejores tecnologías e *inputs* disponibles, para minimizar o eliminar los daños al medio ambiente.

Solucionar los problemas ambientales que causa, por ejemplo, la fertilización, implica mejorar la eficiencia en el uso de los nutrientes, lo que requiere importantes inversiones en investigación y en extensión agraria. También se

requieren inversiones por parte de los agricultores en controles del suelo y en mejoras en la sincronización temporal de la aplicación de los fertilizantes. Los cultivos de cobertura y el laboreo mínimo, y la aplicación de estiércol, pueden incrementar la eficiencia en el uso de los nutrientes, e incrementar la producción por unidad de fertilizante sintético aplicado. Otras muchas prácticas tendentes a mantener y restaurar la fertilidad del suelo –rotación de cultivos, cultivos de cobertura, laboreo mínimo–, o a protegerse de las plagas de los cultivos –gestión integrada, cultivo simultáneo de distintas variedades con distintos perfiles de resistencia a las plagas– pueden ser asimismo importantes a la hora de prevenir daños ambientales (Tilman *et al.*, 2002; Mueller *et al.*, 2012).

Junto a la faceta ambiental de la sostenibilidad arriba comentada, las facetas económica y social también deben ser tenidas en cuenta a la hora de evaluar la sostenibilidad global de un agrosistema. La evaluación de la *sostenibilidad económica* de una explotación o un sistema agrario se centra en su capacidad para ofrecer un rendimiento adecuado por unidad de recurso utilizado. A largo plazo dichos rendimientos deberán ser comparables a los que se obtengan en otras actividades económicas alternativas, ya que en caso contrario los recursos productivos empleados en la agricultura serán transferidos a ellas. Los elevados costes y las dificultades técnicas que deben encararse para separar recursos que se encuentran vinculados entre sí en la producción agraria (p. ej., el trabajo familiar y la tierra propiedad de la familia) implican que los procesos de ajuste encaminados a la asignación eficiente de recursos entre la agricultura y el resto del sistema económico pueden requerir largos períodos de tiempo. Resulta útil en este sentido distinguir tres tipos de indicadores de la *competitividad* o rentabilidad de un sistema agrario: competitividad a corto plazo, competitividad a largo plazo y viabilidad a largo plazo (Monke *et al.*, 1993 y 1998).

La *competitividad a corto plazo* considera el capital y la tierra propiedad de la explotación familiar como «*inputs* hundidos» con coste cero, y mide la tasa de rendimiento del trabajo bajo dichos supuestos. La *competitividad a largo plazo* se basa en los rendimientos obtenidos por el trabajo aportado por la familia de agricultores después de sustraer los costes de oportunidad de cada uno de los *inputs* usados en la actividad. En cuanto a la *viabilidad a largo plazo*, mide el empleo total que un sistema agrario es capaz de generar, para ver si por sí mismo puede suministrar un ingreso anual a la fuerza de trabajo del agricultor comparable a los ingresos alcanzables en otras actividades de tipo económico.

En contraste con la faceta económica de la sostenibilidad, la conceptualización de la *sostenibilidad social* de la agricultura ha sido menos explorada, siendo particularmente ignorada en el caso de los países desarrollados. Puede afirmarse, no obstante, que la dimensión social de la sostenibilidad se basa en contemplar a los agricultores bajo dos perspectivas distintas: como productores y como miembros de la sociedad local. Desde esta perspectiva cabe distinguir entre sostenibilidad social *interna* y *externa* (van Calker *et al.*, 2006). La primera tiene que ver con las condiciones de trabajo en la explotación, y la calidad de vida del agricultor y de su familia, mientras la segunda está relacionada con la contribución del sistema agrario a la sostenibilidad del territorio y de la comunidad a la que pertenece (Gafsi y Favreau, 2013). Esta contribución puede abarcar múltiples aspectos, como la creación de puestos de trabajo, las perspectivas de continuidad en la explotación, la aparición de canales de comercialización directa a escala local, y el desarrollo de servicios vinculados a la multifuncionalidad de la agricultura que puedan dinamizar la economía local (agroturismo, granjas-escuela etc.). A ello debe añadirse la implicación de los agricultores en grupos de comercialización de productos agrarios, y en redes locales y profesionales que les permitan participar en diversas iniciativas colectivas.

4. Los sistemas agrarios como ecosistemas modificados

Un ecosistema es un sistema de interacción entre elementos vivos e inertes en un área definida. Comprende los factores abióticos del medio y las comunidades biológicas que habitan en él, que están formadas por poblaciones de organismos cuyos individuos interactúan entre sí y con los de otras poblaciones. En cuanto a los elementos abióticos, incluyen la estructura del hábitat (complejidad física), los recursos (luz, agua, nutrientes) y las condiciones del medio (acidez, temperatura, viento). La importancia de los ecosistemas, dentro de la jerarquía ecológica, es que constituyen el nivel donde se desarrollan procesos, como los relacionados con el carbono y los ciclos del agua y de los nutrientes, que son claves para los seres humanos.

Existen cuatro grandes categorías de servicios que los ecosistemas prestan a la población en general (EASAC, 2009): a) *servicios de apoyo*, que suministran la infraestructura básica para la vida, incluyendo la captura de energía solar y la formación del suelo; b) *servicios de regulación* del clima, de los riesgos

naturales, etc.; c) *servicios de aprovisionamiento* de agua, alimentos, energía y otros recursos; y d) *servicios culturales* de interés para la población, como es el caso de los paisajes. Una amplia variedad de métodos han sido desarrollados al objeto de obtener una valoración de los servicios suministrados a las poblaciones humanas por los ecosistemas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). En general estos métodos deben hacer frente a múltiples dificultades, entre las que se encuentran las de identificación y cuantificación de las relaciones biofísicas que subyacen a esos servicios y el establecimiento de relaciones precisas de causalidad entre el estado de los ecosistemas y el bienestar humano. Otros obstáculos vienen dados por la carencia en la mayor parte de los casos de precios de mercado para muchos de estos servicios, y por los complejos intercambios entre la provisión de un determinado tipo de servicio (p. ej., producción de madera) y otros servicios (p. ej., absorción de CO_2, hábitat para la fauna salvaje) por parte de un mismo ecosistema (p. ej., bosques). A ello se une la dificultad inherente a la comparación de costes y beneficios que ocurren en distintos momentos del tiempo.

Los modernos sistemas agrarios son ecosistemas modificados con la intención de elevar su productividad, y que usan cantidades importantes de energía procedente de recursos no renovables. Estos flujos de energía se materializan en cosechas o se pierden en el entorno. Asimismo dependen fuertemente de agroquímicos de síntesis (p. ej., abonos inorgánicos) derivados de los combustibles fósiles, que con frecuencia se usan ineficientemente y que posteriormente dan lugar a productos que polucionan el medio. En general los agro-ecosistemas son considerablemente más simples que los ecosistemas naturales, y su pérdida de diversidad biológica conlleva la desaparición o la merma de algunos de los servicios proporcionados por los ecosistemas naturales, tales como el control de plagas y enfermedades. Su enfoque, fuertemente centrado en la producción de alimentos, implica por tanto la renuncia a otros servicios suministrados por los ecosistemas naturales.

A continuación, se citan, sin ánimo de exhaustividad, algunos de los efectos negativos que genera sobre los ecosistemas la práctica convencional de la agricultura (EASAC, 2009):

- El énfasis en el aumento de la productividad por hectárea ha conducido al *uso creciente de fertilizantes nitrogenados*, lo que ha elevado los rendimientos agrarios, pero ha tenido también un conjunto de consecuencias negativas. Las dosis aplicadas han sido tan elevadas que han

dado lugar a fuertes emisiones de nitrógeno hacia las masas de agua en forma de nitratos, y hacia la atmósfera en forma de amoníaco y de óxido nítrico. Los nitratos son contaminantes y la principal causa de *eutrofización del agua*, mientras que los gases liberados son potentes *gases de efecto invernadero*, de incidencia negativa sobre el cambio climático. En este sentido se estima que el 20 % de los fertilizantes nitrogenados acaba en los ecosistemas acuáticos y que el 66 % de las emisiones de amoniaco y óxido nítrico a nivel global corresponden a la agricultura (Power, 2010). Además, el 90 % del coste de los fertilizantes nitrogenados es energía, por lo que su nivel de uso a largo plazo probablemente no es sostenible en un contexto de agotamiento de los combustibles fósiles. Del mismo modo los fertilizantes a base de fosfatos dependen de unas existencias minerales limitadas, y solo el 5 % o 10 % del fosfato empleado es aprovechado para el crecimiento de las plantas, quedando el resto fijado en el suelo. Los sistemas agrarios deberán hacer, para ser sostenibles, un mayor uso de la capacidad natural de fijación biológica de nitrógeno, así como de la capacidad de ciertos hongos simbióticos para transferir fósforo del suelo a las plantas.

- La agricultura, practicada de forma adecuada, puede actuar como *sumidero de CO_2*, frenando o ralentizando la tendencia al *cambio climático*, por ejemplo mediante la introducción de cultivos perennes y pastos permanentes en tierras dedicadas previamente a cultivos anuales, mediante técnicas de laboreo mínimo, o mediante la introducción de agricultura orgánica. Sin embargo, muchas veces la agricultura ha servido, a través del laboreo intensivo, para que una gran parte del CO_2 previamente contenido en el suelo quedara liberado a la atmósfera. De otro lado la deforestación para aumentar la superficie de uso agrario ha contribuido también a liberar carbono a la atmósfera a partir de un depósito –los árboles y suelo– constituido previamente.
- La lucha contra plagas mediante el *uso de productos biocidas*. Cuando estos productos son inespecíficos, es decir que actúan sobre un amplio espectro de especies, este tipo de lucha química supone una presión sobre la biodiversidad de los sistemas agrarios, potenciando además la aparición de desequilibrios ecológicos que acentúan la futura aparición de plagas (p. ej., cuando un tratamiento insecticida elimina –parcialmente– los individuos de la plaga y sus predadores naturales). Los tratamientos han ido haciéndose cada vez más espe-

cíficos, tratando de actuar solamente sobre las especies invasoras que constituyen las plagas, pero aun así este tipo de lucha química acaba transformándose en una presión selectiva que induce la aparición de nuevas variedades de la especie que provoca la plaga, que son resistentes a los tratamientos. Así se ha observado, en el caso de varios herbicidas de amplio uso, que su introducción ha venido seguida con una o dos décadas de diferencia de la aparición de malas hierbas que habían desarrollado una resistencia al tratamiento. De otro lado existe evidencia de que en los ecosistemas gestionados, como son los agrarios, el logro de un aumento en la biodiversidad puede reducir la difusión de agentes patógenos.

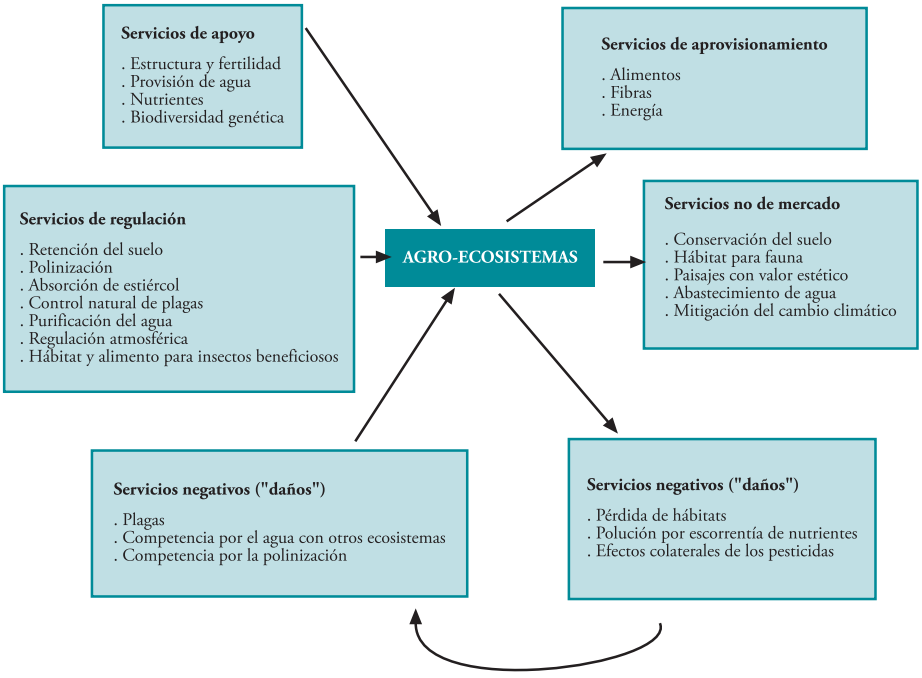
- La desaparición de los bosques en las zonas altas de las cuencas fluviales por la presión humana (conversión en pastos u otros usos agrarios) perturba el *ciclo del agua*. Asimismo el uso de agua en la agricultura de regadío ocasiona con frecuencia una *alteración del régimen de caudales naturales* de las masas superficiales de agua, con efectos perniciosos sobre los ricos ecosistemas ligados a las mismas, así como una *sobrexplotación y contaminación de las aguas subterráneas* que encarece e incluso impide su utilización como fuente de recursos hídricos. Cuando esto ocurre en la proximidad del litoral entonces se puede producir una penetración de agua salada en los acuíferos, lo que empeora la calidad del agua y disminuye su utilidad para muchos usos. También en relación con la gestión del agua, las *tierras de marjal del litoral* ('zonas húmedas') juegan un papel fundamental como filtro natural de las aguas superficiales y en la prevención de inundaciones por temporales marinos. Su desaparición mediante desecación para usos agrícolas elimina estas funciones.
- La *destrucción de determinados hábitats* y el *uso creciente de productos químicos* en la agricultura elimina especies de insectos polinizadores de muchos tipos de plantas, lo que puede tener consecuencias económicas negativas importantes. En cambio, el mantenimiento de polinizadores silvestres en hábitats adyacentes a las tierras de cultivo tiende a aumentar el nivel y la estabilidad de la polinización y mejora los rendimientos agrícolas.

- La tendencia de la agricultura moderna hacia la especialización ha conducido a sistemas agrarios cada vez más simples, con clara tendencia al monocultivo de una variedad vegetal y a la cría de una única raza de ganado. Esta *pérdida de diversidad genética en los cultivos y ganados* puede generar importantes costes económicos y sociales. Así, por ejemplo, se ha sugerido que la gran hambruna de Irlanda del siglo XIX estuvo vinculada a la escasa variedad genética de la patata cultivada en el país, que la hizo vulnerable a un tipo particular de hongo. En la actualidad también se ha afirmado que una mayor variedad de tipos de cebada cultivada en Europa reduciría la incidencia de las enfermedades sobre el cultivo y elevaría los rendimientos. En general las variedades tradicionales locales están mejor adaptadas a las plagas y al clima que aquellas variedades/razas que consiguen rendimientos más elevados, pero solo en condiciones óptimas en relación al clima, o a la disponibilidad de agua y nutrientes. Una adecuada combinación de variedades/razas locales y de variedades/razas mejoradas de alto rendimiento parece pues una condición necesaria para la sostenibilidad de los sistemas agrarios.

Los sistemas agrarios, si están bien gestionados, pueden producir también beneficios importantes a través de la aportación de una amplia gama de servicios. Entre ellos se cuenta en primer lugar la producción de alimentos, combustibles y fibras, pero además el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la prevención de la erosión, y la pervivencia de especies amenazadas de aves y otros animales.

La relación entre los ecosistemas naturales y los sistemas agrarios reúne una compleja gama de aspectos positivos y negativos (Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007; Jackson, 2007; Power, 2010). El esquema reproducido en el Gráfico 1, procedente de Zhang *et al.* (2007), sintetiza algunas interacciones básicas entre los sistemas agrarios y los ecosistemas naturales, además de destacar otras contribuciones de la agricultura al bienestar humano. Las flechas con dirección entrante en los agro-ecosistemas representan servicios que los ecosistemas naturales rinden a la agricultura. Las flechas con dirección saliente corresponden a flujos de servicios en la dirección opuesta. La línea curva inferior indica efectos de retroalimentación, ya que por ejemplo el uso de pesticidas puede generar efectos colaterales de eliminación de especies que no son nocivas para las plantas, y entre ellas algunas que constituyen predadores naturales de las plagas que afectan a los cultivos.

Gráfico 1. Interacciones entre agricultura y ecosistemas



La transición hacia agro-ecosistemas sostenibles requiere un aumento de la diversidad biológica, recreando las funciones naturales de control, regulación y gestión de las plagas, en vez de intentar simplemente la eliminación de estas. Para obtener la deseada sostenibilidad, deben desarrollarse todo un conjunto de interacciones entre los agro-ecosistemas de las explotaciones agrarias y su entorno. Existen diversos tipos de tecnologías y prácticas agrarias que pueden utilizarse para mejorar el *stock* de recursos naturales y su utilización por parte de los agro-ecosistemas:

- Gestión integrada de plagas, que hace uso de la resiliencia y la diversidad del ecosistema para combatir las plagas, y solo recurre a los pesticidas si es imprescindible.
- Gestión integrada de nutrientes, equilibrando la fijación de nitrógeno en la explotación con la necesidad de importar otras fuentes de nutrientes y con la reducción de la pérdida de nutrientes del suelo mediante el control de la erosión.

- Laboreo de conservación (o mínimo) para conservación del suelo.
- Sistemas de explotación agro-silvo-pastoril (p. ej., dehesas).
- Sistemas de mejora de la eficiencia en el uso del agua en zonas áridas y semiáridas.
- Integración del ganado en los sistemas agrícolas.

5. El gran desafío: efectos de la agricultura sostenible sobre los rendimientos

El desafío que presenta la agricultura sostenible es el de lograr mantener los rendimientos alcanzados con los sistemas «convencionales», especialmente en los países industrializados. Si estos disminuyen con el uso de técnicas agrarias que protegen mejor el medio ambiente, entonces quedarán previsiblemente afectadas las facetas social y económica de la sostenibilidad, y además se requerirá una mayor cantidad de tierra para obtener la misma producción, lo que a su vez implicará pérdidas importantes de capital natural (p. ej., eliminación de bosques para conversión en tierra cultivable).

La *agricultura orgánica* se considera frecuentemente representativa de lo que comúnmente se entiende por agricultura sostenible en su faceta ecológica. Este tipo de agricultura se ha estimado en ocasiones poco fiable en relación con su capacidad para contribuir a satisfacer las crecientes necesidades mundiales de alimentos. Las críticas más relevantes que se le han dirigido tienen que ver con los rendimientos supuestamente más bajos de la agricultura ecológica frente a la convencional, y también con la falta de disponibilidad de un volumen suficiente de fertilizantes orgánicos requeridos por esta. Ambos aspectos tendrían la implicación de que haría falta una mayor superficie agraria para producir alimentos orgánicos que bajo los sistemas agrarios convencionales. Sin embargo, algunos investigadores señalan que la superioridad en rendimientos de la agricultura convencional parece ser cierta solo en el mundo desarrollado –y por márgenes pequeños–, mientras que en la mayoría de los países pobres la transición desde los métodos tradicionales de baja intensidad de la agricultura a una agricultura orgánica tecnificada permitiría aumentar sustancialmente los rendimientos medios. Badgley *et al.* (2007) han llevado a cabo una amplia revisión de estudios publicados, referentes a 293 casos, donde se comparan los rendimientos medios de la agricultura orgánica

con los de la no orgánica. El ratio medio entre ambos era ligeramente inferior a la unidad en el mundo desarrollado (0,92) y superior a la unidad (1,80) en los países en vías de desarrollo. El elevado ratio que muestran los casos procedentes de países en desarrollo es consecuencia de la incorporación por parte de los agricultores de técnicas agro-ecológicas intensivas, tales como la rotación de cultivos, los sistemas agro-forestales, las cubiertas vegetales basadas en leguminosas, la adición de fertilizantes orgánicos y una gestión más eficiente del agua de riego. La conclusión que se alcanza a partir de estos trabajos es que la agricultura orgánica podría cubrir las necesidades de la población actual, o incluso de una población superior, sin necesidad de ampliar la superficie de tierra dedicada a usos agrarios.

Esta visión optimista de las posibilidades de la agricultura orgánica no es compartida universalmente. Otros estudios (Seufert *et al.*, 2012) encuentran, también por medio de un meta-análisis, una brecha más sustancial entre los rendimientos de la agricultura orgánica y la convencional, con un ratio medio de 0,75. La brecha es pequeña en el caso de los frutales y de las oleaginosas y leguminosas, pero más elevada cuando se trata de hortalizas y, sobre todo, cereales. Al parecer, una de las razones de la inferioridad de rendimientos de la agricultura orgánica es que la liberación de nitrógeno mineral aprovechable por las plantas a partir de fuentes orgánicas, como el abono verde, el compost y el estiércol animal, es relativamente lenta y no es capaz de responder al ritmo exigido por la alta demanda de nitrógeno de las plantas en el momento de máximo crecimiento. En todo caso, la comparación entre los rendimientos de uno y otro tipo de prácticas agrarias es muy dependiente de factores de entorno, como el tipo de suelo y el clima. Así, los rendimientos de la agricultura orgánica son inferiores a los de la convencional en un 35 % en regadío, por término medio, pero solamente en un 17 % en secano. Los suelos cultivados con técnicas de agricultura orgánica muestran mejor capacidad de retención de agua y tasas de infiltración de agua, y por tanto sus rendimientos resisten mejor en condiciones de sequía o de lluvias excesivas. De otro lado, los sistemas orgánicos se encuentran frecuentemente limitados en su acceso a los nutrientes, y por ello no responden al riego con la misma intensidad que los convencionales.

La experiencia de muchos países ha puesto de relieve que los agricultores son capaces de obtener ahorros considerables de *inputs* productivos revisando sus sistemas de producción, y que resulta posible reducir los gastos en la adquisición de ciertos *inputs* sin merma en la rentabilidad. Al menos parcialmente, el uso de legumbres en los ciclos de cultivos puede reducir las compras

de fertilizantes inorgánicos, y los predadores naturales pueden sustituir a los tratamientos contra las plagas. Es en los países en vías de desarrollo donde se han registrado a lo largo de la década pasada los mayores avances hacia la creación de agro-ecosistemas sostenibles. Uno de los estudios más importantes llevados a cabo ha considerado los resultados de un total de 286 proyectos de agricultura sostenible emprendidos en 57 países en vías de desarrollo (Pretty *et al.*, 2006). En ellos se emplean tecnologías que conservan los recursos y permiten adoptar prácticas favorables al medio ambiente, como la gestión integrada de plagas, la labranza de conservación, la acuicultura, y la integración de la ganadería en los sistemas agrarios. En los 198 proyectos en que fue posible comparar rendimientos se observó un incremento medio del 79 % en relación a una amplia variedad de tipos de cultivo, y el 25 % de los proyectos registró mejoras en los rendimientos superiores al 100 %.

Muchos de los proyectos mencionados tuvieron también efectos colaterales positivos sobre distintos tipos de capital:

- *Mejoras en el capital natural*: mayor capacidad de retención de agua del suelo, mejor acumulación de carbono en el suelo, menor erosión y más materia orgánica en el suelo, mayor biodiversidad.
- *Mejoras en el capital social*: mayor número y fortaleza de organizaciones sociales a nivel local, nuevas reglas de gestión de los recursos naturales colectivos, mejor conexión con las instituciones políticas.
- *Mejoras en el capital humano*: mayor capacidad local para resolver los propios problemas, mayor estatus social de las mujeres, mejor nutrición infantil, menor incidencia de la malaria en las zonas arroceras, mayor cantidad de empleo a escala local.

6. Sostenibilidad y multifuncionalidad

El reconocimiento de que la agricultura es una actividad multifuncional, es decir que desarrolla funciones de interés para la sociedad que van mucho más allá de la mera producción de alimentos y materias primas, es un hecho fácilmente observable. La gestión de los recursos naturales que los agricultores llevan a cabo posee múltiples implicaciones de interés para el conjunto de la sociedad, tanto en el ámbito de su relación con la biodiversidad, como en lo

que tiene que ver con el paisaje o el desarrollo del medio rural. En el plano de la teoría económica el análisis de la multifuncionalidad analiza la presencia de funciones de *producción conjunta* en los sistemas agrarios, principalmente entre bienes privados y públicos, así como su grado de estabilidad ante cambios en las estructuras agrarias, y en las tecnologías aplicadas (Reig, 2007), y también los posibles *fallos de mercado* que permitirían justificar la intervención pública (OECD, 2001). En otro orden de cosas la multifuncionalidad encierra consecuencias en relación al proceso de liberalización en marcha del comercio agrario internacional (Potter y Burney, 2002) y también en cuanto al tipo de instrumentos apropiados para alcanzar los objetivos de política agraria definidos para cada una de las múltiples funciones realizadas por la agricultura (Atance y Tió, 2000).

La multifuncionalidad de la agricultura no constituye meramente una característica objetivable de los procesos de producción agraria. En un contexto normativo, el punto de mira de los debates sobre la multifuncionalidad puede desplazarse hacia los objetivos que la sociedad establece en relación con los espacios agrarios. Para ello resulta necesario completar el conocimiento de la oferta de bienes y servicios públicos generados por la agricultura con el conocimiento de su demanda social, lo que requiere una adecuada valoración económica de los bienes y servicios no comerciales (Randall, 2002; Kallas *et al.*, 2007, Gómez-Limón *et al.*, 2012). Todo ello exige conocer y medir las preferencias de la población en relación a distintas características de la multifuncionalidad rural.

Es dentro también de este enfoque normativo, donde resulta de interés explorar la relación entre multifuncionalidad y desarrollo sostenible. Es preciso, sin embargo, señalar que el concepto «multifuncionalidad» no resulta plenamente intercambiable con el de «sostenibilidad», aunque sea posible descubrir determinados vínculos entre ellos. La multifuncionalidad describe las características de los procesos de producción agrarios –por ejemplo la producción conjunta de bienes públicos y privados– que son relevantes para los objetivos que la sociedad establece, y carece de una dimensión temporal directa. La sostenibilidad, en cambio, tiene que ver con la capacidad de una sociedad para preservar de cara al futuro sus niveles presentes de consumo, incluyendo el consumo de bienes públicos, lo que determina su nivel de bienestar. En consecuencia, la sostenibilidad presenta una clara dimensión temporal.

El reconocimiento de que un sistema agrario particular es monofuncional, es decir, especializado y orientado al mercado, y sin particulares valores medioambientales o de otro tipo, no significa que existan razones de peso para

intentar convertirlo en multifuncional. En cambio, si un sistema agrario no es sostenible, ello implica una presunción de acción. Una acción que debería dirigirse a la adopción de las medidas necesarias para que llegue a serlo.

La sostenibilidad cubre simultáneamente las facetas económica, social y medioambiental, tal y como ya se ha señalado anteriormente, y es a partir de aquí donde pueden explorarse las vinculaciones con el concepto de multifuncionalidad. En primer lugar, la potenciación de algunas de las funciones de la agricultura diferentes de la producción estricta de alimentos y materias primas, puede abrir el camino para un desarrollo agrario y rural económicamente sostenible, permitiendo, por ejemplo, generar nuevas fuentes de ingreso para los agricultores. Es el caso de iniciativas vinculadas al turismo rural y ligadas a los paisajes y espacios agrarios tradicionales o la explotación cinegética comercial de zonas con orientación igualmente agraria. Pero es también perfectamente imaginable una estrategia de desarrollo rural sostenible que no requiera de la multifuncionalidad de la agricultura, ni tan siquiera de actividad agraria alguna. Ahora bien, si la adopción de una orientación multifuncional para la agricultura conduce al reconocimiento de funciones no comerciales, como la protección de la biodiversidad o de los valores estéticos del paisaje, y a la adopción de medidas de política que protejan el desempeño de estas funciones y corrijan posibles fallos de mercado, entonces la multifuncionalidad puede contribuir a incrementar el bienestar social, enlazando así con la idea de sostenibilidad. De este modo, cuando la sociedad manifiesta sus preferencias por algunos bienes no comerciales ligados a la agricultura, y ello deriva en la protección de ciertos ecosistemas naturales, entonces el optar por una estrategia de desarrollo rural apoyada en la multifuncionalidad de la agricultura puede reforzar la sostenibilidad medioambiental del conjunto del sistema económico, al frenar el deterioro del *stock* de capital natural. El reconocimiento de la multifuncionalidad de la agricultura puede ayudar a que los gestores políticos diseñen objetivos más sostenibles a largo plazo para las políticas agrarias.

Después de un período de relativo oscurecimiento, el concepto de multifuncionalidad ha cobrado relevancia de nuevo en la literatura económica reciente al extenderse desde una perspectiva inicialmente limitada al sector agrario a otra más amplia relacionada con los usos del suelo y el desarrollo rural (Gómez-Limón *et al.*, 2012). En general, la problemática de la utilización del suelo en las áreas rurales ya no está relacionada de un modo casi exclusivo con la producción de alimentos y materias primas, sino que atiende también al desarrollo de infraestructuras, conservación de entornos naturales,

protección de la biodiversidad, funciones recreativas y culturales, mitigación del cambio climático y de fenómenos extremos como sequías e inundaciones, y otras. En este contexto los cambios en los usos del suelo de tierras anteriormente dedicadas a la agricultura tienen consecuencias importantes sobre la sostenibilidad de los procesos de desarrollo.

Existe una línea de argumentación que facilita la transición desde una visión de la multifuncionalidad centrada en la agricultura a otra de base territorial, centrada en los usos del suelo. Se ha señalado anteriormente que el concepto de producción conjunta de bienes privados y públicos resulta esencial para el concepto de multifuncionalidad agraria. Sin embargo, dicha producción conjunta suele basarse en la relación existente entre determinadas formas de gestión de las superficies de uso agrícola o ganadero y la oferta de bienes públicos –por ejemplo entre pastos y paisaje, o entre sistemas agroforestales y fauna silvestre– y no necesita expresarse forzosamente por medio de una vinculación directa entre la producción agraria comercial y dichos bienes públicos. A la vez, las elasticidades de sustitución entre la tierra y los *inputs* intermedios de carácter comercial –fertilizantes, piensos, etc.– suelen ser bastante elevadas (Abler, 2001), lo que permite que en la actualidad el aumento de la producción agraria se obtenga principalmente mediante un aumento del uso de dichos *inputs* variables, no de la superficie cultivada. La consecuencia en el plano de la política económica es que el mantenimiento de la producción de los bienes públicos deseados es compatible con diversos niveles de intensidad de la producción agraria, y no requiere tanto de medidas de política directamente relacionadas con la producción *per se*, como de mantener determinadas técnicas de gestión del suelo y evitar otras. Esta circunstancia debería traducirse en una atención mucho mayor de la prestada tradicionalmente a las consecuencias de los cambios en la cobertura del suelo, por ejemplo de forestal a agrario, de agrario, forestal o seminatural a artificial, u otro tipo de transiciones.

El carácter multifuncional del uso del suelo hace necesario tener en cuenta la interrelación entre distintos usos, así como sus efectos sobre las funciones del paisaje, y desarrollar métodos que permitan afrontar el conflicto entre demandas de usos incompatibles entre sí. Eso obliga a tener en cuenta no solo los puntos de vista de los decisores políticos o de los científicos y expertos, sino también, a través de un proceso participativo, los de los representantes de los distintos grupos de interés. Es cierto que la escala temporal de algunas de las funciones del paisaje hace que no puedan ser tenidas en cuenta por estos

grupos de interés, por ejemplo las relacionadas con la mitigación del cambio climático o de efectos meteorológicos adversos, pero ello no debe impedir que se tengan en cuenta al establecer objetivos de desarrollo sostenible para los usos del suelo. Sin embargo, la compleja diversidad de condiciones naturales que prevalecen en distintas regiones imposibilita el desarrollo de principios socioeconómicos de validez universal en relación a los usos sostenibles del suelo, y aconseja la determinación de objetivos regionales específicos que respondan a las características ambientales y socioeconómicas de cada región (Wiggering *et al.*, 2003 y 2006).

7. De la teoría a la práctica: la evaluación de la sostenibilidad agraria

Las dificultades para alcanzar una definición precisa y científicamente sólida de la sostenibilidad que goce de consenso internacional, y la creciente preocupación por la degradación del entorno natural y por el agotamiento de los recursos naturales, han conducido a buscar la forma de hacer operativa la idea de desarrollo sostenible en el terreno concreto de la agricultura. Como ya se ha indicado anteriormente, la sostenibilidad de la agricultura se ha contemplado básicamente bajo dos perspectivas distintas. La primera ha consistido en un enfoque de gestión de la actividad agraria dirigido a lograr determinados objetivos, y conducente a la adopción de prácticas específicas. La segunda ha considerado la sostenibilidad como una propiedad de los sistemas agrarios, que les permite satisfacer permanentemente un conjunto de objetivos a lo largo del tiempo, relacionados con la provisión de alimentos, el mantenimiento del medio natural, la viabilidad económica y el bienestar social. También entra en esta segunda perspectiva la capacidad del sistema para mantenerse en el tiempo, bien bajo la perspectiva de la continuidad en la producción, bien bajo la de satisfacer las necesidades humanas, o bien para soportar y superar diversas perturbaciones (Hansen, 1996). Bajo cualquiera de estos enfoques, existen muchas limitaciones para hacer operativo el concepto de sostenibilidad agraria, destacando entre ellas el hecho de que los resultados futuros del sistema no pueden ser observados en el marco temporal requerido para la intervención humana tendente a favorecer la sostenibilidad.

Al objeto de evaluar cuantitativamente la sostenibilidad de la agricultura se han desarrollado cuatro tipos de enfoques metodológicos:

a) *Indicadores de sostenibilidad*. Este enfoque consiste en la interpretación de la sostenibilidad como la habilidad para satisfacer un conjunto de diferentes demandas sociales. Para ello se identifican una batería de indicadores que se consideran aproximaciones adecuadas para cuantificar la satisfacción de tales demandas, que son posteriormente calculados y analizados para el subsistema agrario objeto de estudio (Bell y Morse, 2008).

b) *Tendencias temporales*. Este conjunto de metodologías analiza la sostenibilidad como la habilidad de un sistema para permanecer productivo a lo largo del tiempo. Así la evaluación de la sostenibilidad agraria se cuantifica en términos de cambios en la capacidad productiva, es decir en la relación entre *inputs* y *outputs*. En este sentido, un sistema será sostenible si no padece una tendencia productiva de carácter negativo (Lynam y Herdt, 1989; Byerlee y Murgai, 2001).

c) *Resiliencia y sensibilidad*. El estudio de ambos atributos de los sistemas agrarios permite interpretar la sostenibilidad como la capacidad de estos sistemas para continuar produciendo cuando son sometidos a diferentes tipos de estrés y *shocks* (Blaikie y Brookfield, 1987).

d) *Simulación*. Los modelos de simulación de la dinámica del suelo y de los cultivos también pueden utilizarse para la evaluación de la sostenibilidad agraria cuando son desarrollados para examinar los impactos de diferentes alternativas de intervención a largo plazo (Hansen y Jones, 1996).

Todos estos enfoques presentan inconvenientes (Hansen, 1996; Becker, 1997; Ness *et al.*, 2007). Así, la principal desventaja del empleo de indicadores de sostenibilidad es la dificultad para diagnosticar las causas de la insostenibilidad y para evaluar los efectos de posibles intervenciones futuras sobre la sostenibilidad de los sistemas estudiados. Por su parte, el análisis en base a tendencias temporales presenta como mayores problemas la dificultad de encontrar estadísticas y series de datos temporales para su verificación, así como la indeterminación del carácter sostenible o no de los sistemas agrarios cuando los *inputs* y los *outputs* se incrementan a la vez. En cuanto a los estudios basados en la resiliencia y la sensibilidad, el mayor inconveniente que plantean es la dificultad de obtener una medición adecuada de ambos atributos en los sistemas agrarios. Finalmente, los modelos de simulación están condiciona-

dos por su limitada capacidad para prever realmente el futuro comportamiento de sistemas tan complejos como los agrarios. La literatura científica que se ha centrado en la evaluación de la sostenibilidad agraria ha sopesado las ventajas e inconvenientes que presenta cada enfoque y ha apostado mayoritariamente por el método basado en la construcción y cálculo de indicadores de sostenibilidad.

En la práctica, la evaluación de la sostenibilidad se persiguió inicialmente a través de la elaboración de listas de *indicadores* esenciales, que reflejaban principalmente el juicio intuitivo de expertos de una disciplina determinada. Posteriormente se ha avanzado en la dirección de establecer *marcos generales de referencia* que reflejen la interacción entre la actividad humana y el medio ambiente, y que permitan al menos detectar la existencia de tendencias de evolución positiva o negativa en cada uno de los componentes de la sostenibilidad, como el popular *Presión-Estado-Respuesta* (Rao y Rogers, 2006). Algunos de los marcos más relevantes se reseñan en el Capítulo 9 de esta obra.

La aceptación a escala internacional de los esquemas o marcos de referencia propuestos por las organizaciones internacionales ha servido para que la construcción de indicadores haya abandonado la excesiva arbitrariedad de sus comienzos, para adquirir un carácter más sistemático. Son múltiples, sin embargo, las dificultades a que sigue enfrentándose la construcción de un sistema viable de indicadores a escala sub-estatal. La primera dificultad reside en que en la actualidad el esfuerzo de organismos y entidades supranacionales como la OCDE, la Comisión de la Unión Europea o la Agencia Europea del Medio Ambiente, para la construcción de indicadores de sostenibilidad, se dirige principalmente a un nivel o escala de tipo nacional, que toma como unidad de referencia a cada uno de los Estados miembros de las entidades u organizaciones correspondientes. Ello implica que muchas veces la información no se recoge o no está disponible a escalas inferiores. Un segundo tipo de dificultades reside en el carácter intrínsecamente ambiguo de los indicadores de sostenibilidad; son siempre específicos desde el punto de vista contextual y geográfico. Finalmente, el carácter fuertemente abierto de los sistemas locales/regionales permite que buena parte de las externalidades ambientales sean exportadas a otros sistemas vecinos, o importadas desde ellos, por lo que una parte muy considerable de las consideraciones que puedan hacerse respecto a la sostenibilidad de un sistema económico local/regional estará influida por causas externas.

La tarea de pasar del concepto teórico de sostenibilidad a su aplicación en la práctica en el caso concreto de la agricultura es compleja y está plagada de dificultades. Entre ellas se encuentra el ya mencionado carácter altamente

específico en que se desenvuelve la actividad agraria, tanto desde el punto de vista de las características del medio físico, como de las condiciones agronómicas y del entorno sociopolítico. También contribuye a aumentar esta complejidad el hecho de que para evaluar la sostenibilidad de un sistema se deba trabajar simultáneamente con parámetros cuantitativos y con aspiraciones y normas que tienen forzosamente carácter cualitativo. Además, la sostenibilidad puede adquirir formas distintas en función del nivel o escala que se tome como referencia, un problema al que ya anteriormente se ha hecho referencia. Las políticas orientadas a lograr la sostenibilidad a un nivel determinado ejercen también influencia sobre la de los restantes, a través de un sistema de múltiples interacciones (Lowrance *et al.*, 1986), y tanto los medios como los objetivos de estas políticas varían en los diferentes niveles jerárquicos que pueden distinguirse al estudiar la sostenibilidad de los sistemas agrarios (Webster, 1999). La existencia de marcos de evaluación de la sostenibilidad que operan a diversas escalas ha conducido a algunos autores a sugerir su integración mediante técnicas de análisis espacial como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), de tal modo que a cada nivel pueda incorporarse la información relevante disponible. La superposición de las correspondientes capas de información georreferenciada permitiría generar unidades espaciales homogéneas en relación a aspectos tales como las estructuras sociales, la pobreza rural, las condiciones agroecológicas y las infraestructuras (Rao y Rogers, 2006).

En general la evaluación empírica de la sostenibilidad suele operar con alguna de las dos estrategias siguientes: o bien se basa en la identificación de estrategias de gestión que se supone que son sostenibles, como aquellas que utiliza la agricultura orgánica (rotaciones, técnicas de protección contra plagas y otras), o bien asume el objetivo de alcanzar un determinado estado del agrosistema que se define como sostenible (Weil, 1990), caracterizado a través de un conjunto de indicadores seleccionados. La primera estrategia puede considerarse como *orientada a los medios o instrumentos*, mientras que la segunda está *orientada a los objetivos o fines*.

En relación a la segunda de estas estrategias, se ha planteado un procedimiento iterativo en cuatro etapas (von Wirén-Lehr, 2001) que por su interés práctico resumiremos a continuación:

1. *Definición de objetivos*. La primera etapa tiene que ver con la definición de objetivos en el marco de una concepción multidimensional de la sostenibilidad, y debe determinar la selección de los grupos o colectivos sociales interesados y del sistema agrario de referencia. Debe aceptarse además un criterio genérico de sostenibilidad, que puede estar basado en el mantenimiento de la productividad a largo plazo, la preservación de los recursos empleados y los ingresos de los agricultores. La definición de objetivos deberá, por otra parte, tener en cuenta los ecosistemas directamente afectados por las externalidades que resultan de la producción agraria.
2. *Selección de indicadores*. Se trata de establecer indicadores que trasladen los principios aceptados de sostenibilidad y los objetivos a parámetros medibles. Pueden ser indicadores específicos, que caractericen partes individuales del sistema de interés, o indicadores sistémicos que describan las funciones o procesos clave del sistema en su conjunto.
3. *Estrategias de evaluación*. La evaluación depende, en última instancia, de las opciones normativas que se hayan introducido al principio en relación a los objetivos, sistema a analizar y valores umbral o rangos de tolerancia establecidos para los indicadores. Se puede trabajar con procedimientos de evaluación absolutos o relativos. Los primeros se basan en comparar los valores observados de los indicadores del sistema analizado con márgenes de tolerancia o umbrales previamente definidos. Los segundos comparan entre ellos los valores correspondientes a sistemas diferentes, o bien con los valores correspondientes a sistemas que actúan como referencia. La evaluación final de la sostenibilidad se lleva a cabo mediante el análisis del comportamiento de cada indicador individual, o bien construyendo un indicador de sostenibilidad agregado.
4. *Asesoramiento a la gestión*. Las recomendaciones pueden ser de carácter general, como por ejemplo la reducción de las emisiones de nutrientes a escala de la explotación, o consistir en listas detalladas de puntos críticos en que el sistema observado se separa de su estado

recomendable. Las primeras, de tipo general, son altamente transferibles, pero pueden tener una aplicabilidad práctica reducida. Los usuarios finales deben en este caso desarrollar por sí mismos sus propias estrategias de mejora y sus propias prioridades, adaptadas a sus condiciones particulares. Las segundas tienen el inconveniente de que gozan de escasa transferibilidad entre diferentes sistemas agrarios. En cualquier caso resulta necesario para facilitar su aplicación el proporcionar estrategias de gestión alternativas que puedan servir al destinatario final para optimizar el sistema.

Centrando ahora la atención en la segunda fase mencionada, que reviste una importancia crucial en la evaluación de la sostenibilidad, es necesario tener presente que cada indicador individualmente considerado es el reflejo de un criterio de evaluación determinado, pudiendo lógicamente emplearse un conjunto de indicadores para evaluar un sistema agrario o una explotación individual en función de cada criterio. Los criterios variarán según quienes sean los destinatarios –agricultores, decisores políticos etc.– que deban utilizarlos, bien a efectos de simple evaluación o bien como guía para la toma de decisiones. En general, en los niveles inferiores de la jerarquía de los sistemas agrarios el objeto de la evaluación será la viabilidad y los impactos –económicos, sociales, ambientales– de las distintas alternativas de gestión y técnicas agrarias, mientras que en los niveles superiores predominará la evaluación de los impactos de políticas o programas de desarrollo.

La necesidad de adoptar para el análisis de la sostenibilidad agraria un marco de referencia basado en la existencia de distintas escalas de análisis y distintos destinatarios finales de los resultados de la evaluación ha dado lugar a varias propuestas interesantes en la literatura académica (López-Ridaura *et al.*, 2005, van Cauwenbergh *et al.*, 2007, Binder *et al.*, 2010, van Passel y Meul, 2012, Marta-Costa y Silva, 2013). También a esfuerzos dirigidos a la construcción de indicadores sintéticos o compuestos de sostenibilidad, que presentan una problemática específica. Ambos aspectos se abordan en el Capítulo 9 de esta obra.

8. Sostenibilidad de la agricultura y *gobernanza* del sector agrario

La *gobernanza* tiene que ver con el ejercicio de la autoridad, en un marco definido y protegido por la ley, con el objetivo de suministrar bienes y servicios públicos. Se refiere a la formación y administración de las reglas formales e informales que regulan la esfera pública donde interactúan las autoridades y los agentes económicos y sociales. Es precisamente la implicación de otros actores, además de las autoridades públicas, lo que permite distinguir «gobernanza» de «gobierno» (Dasgupta y Roy, 2011).

Uno de los objetivos básicos de la gobernanza actual de los sistemas agrarios es lograr su sostenibilidad, lo que requiere ineludiblemente la adopción de determinadas medidas de gestión que, en último término, han de ser puestas en práctica por los propios agricultores. Ello da lugar a una problemática específica, ya que es muy posible que dichas medidas no coincidan, al menos no de forma completa, con las que mejor se adaptan a los objetivos de los propios agricultores. Según se ha analizado por numerosos trabajos de investigación entre ellos los de Romero y Rehman (1985) y Sumpsi *et al.* (1997), las preferencias de los agricultores suelen obedecer a múltiples objetivos y criterios, esencialmente de tipo económico. Es importante destacar que no existe ninguna garantía de que el logro de la sostenibilidad sea uno de esos criterios y, en el caso de que lo sea, es muy posible que la importancia concedida a la misma por un agricultor en particular no sea la misma de la que goce dicho criterio desde un punto de vista social. Como consecuencia, el logro de la sostenibilidad en la agricultura es un ámbito natural para verificar la eficacia de la aplicación de distintas políticas públicas. Mediante la utilización de una variada gama de instrumentos de política, como impuestos, tarifas, subvenciones, prohibiciones, sanciones, etc., es posible influir de modo importante en la toma de decisiones de los agricultores y, de este modo, garantizar que dichas decisiones se adopten de modo compatible con criterios de interés social, como lo es la mencionada sostenibilidad de la agricultura.

El marco general de la *Teoría principal-agente* puede servir para ilustrar algunas de las dificultades a que se enfrenta la traslación de los objetivos de sostenibilidad de las políticas públicas a las decisiones de gestión adoptadas por los agricultores. En los modelos tradicionales principal-agente, se supone que existe una parte (el «principal») que contrata a otra parte (el «agente») para realizar una determinada acción o tomar una decisión. Sin embargo, en la firma de dicho contrato existe una asimetría porque el agente posee deter-

minada información que no obra en poder del principal. Dicha información puede corresponder a alguna acción que el agente puede realizar o no sin que el principal tenga forma de saberlo con certeza. Esta situación de asimetría de información da lugar a la necesidad de establecer un *sistema de incentivos* para inducir al agente a realizar las acciones que sean compatibles con los objetivos del principal. Un esquema básico de incentivos consiste en un patrón de remuneración con arreglo a alguna variable observable (resultados empresariales, etc.) para inducir con ello en el agente, las acciones deseadas por el principal.

La traslación de este marco teórico a la organización de la actividad agraria es bastante natural si se piensa que los agricultores suelen disponer de información más precisa que los responsables de la política agraria, a los que nos referiremos, de forma genérica, como «el gobierno». Así, los agricultores pueden ser más o menos disciplinados en el empleo del agua de regadío, pueden emplear una mayor o menor cantidad de fertilizantes, etc. Por otra parte, los agricultores tienen información más exacta sobre el efecto concreto que las condiciones meteorológicas tienen sobre sus resultados. El gobierno, en todo caso, puede tener determinados indicadores que le proporcionen una cierta información sobre estos elementos pero, en general, dichos indicadores no serán perfectos. Así, el gobierno puede obtener datos sobre la cantidad y calidad de las cosechas, sobre la concentración de nitrógeno de las masas de agua, etc.; pero es difícil determinar con exactitud hasta qué punto dichos resultados obedecen por entero a acciones intencionadas de los agricultores o más bien a la acción de condicionantes externos.

Por tanto, atribuyendo al gobierno el papel de «principal» y a los agricultores el papel de «agentes», es posible concebir el diseño de la política agraria dentro de esta línea de análisis. Para ello es necesario identificar claramente los objetivos de las políticas gubernamentales, así como determinar cuáles son las fuentes de incertidumbre con las que cuenta el gobierno a la hora de diseñar su política, es decir, cuáles son los elementos o las acciones que son observables para los agricultores y no para el gobierno. También es preciso conocer las preferencias de los agricultores para ser capaces de predecir, del modo más preciso posible, cuál será su reacción ante determinados incentivos. Este enfoque de la política agraria, en comparación con otros empleados en la literatura, tiene la ventaja de considerar explícitamente la existencia de fuentes de incertidumbre para el gobierno, lo que le otorga un mayor grado de realismo. Pueden encontrarse aplicaciones recientes de los modelos principal-agente a la regulación de la actividad agropecuaria en Bogetoft y Olesen (2003) o Resende-Filho y Buhr (2008).

Cuando se plantea en concreto la relación entre gobernanza y la sostenibilidad de la agricultura, suele partirse de que la actividad agraria genera efectos externos positivos o negativos que representan fallos de mercado y que ocasionalmente pueden justificar una intervención pública. Esta intervención puede adoptar diversas formas, entre las que se cuentan la regulación, la creación directa o indirecta de mercados para los bienes públicos producidos por los agricultores –ambientales o sociales–, y la aplicación de esquemas contractuales relativos a ayudas agrarias (p. ej., las agro-ambientales).

Ahora bien, la distinción entre los bienes y los males públicos derivados de la producción agraria o relacionados con ella no es, contra lo que pudiera pensarse, una cuestión estrictamente técnica, sino que depende en gran medida de una valoración política respecto a las responsabilidades y derechos asociados a la propiedad de la tierra de uso potencialmente agrario. Una vez ambos se han delimitado en forma socialmente aceptable resulta posible definir las políticas apropiadas para alcanzar la combinación deseada de actividad agraria y de protección al medio ambiente. Las medidas concretas de política que se adopten para inducir por parte de los agricultores un comportamiento coherente con dicha combinación, –incentivos, penalizaciones, regulación etc.– van a depender de la posición que se adopte en cuanto a quién corresponda la titularidad de los derechos de propiedad concernientes a los usos posibles de los recursos naturales que el agricultor controla a través de su explotación.

La sociedad suele reconocer en distinto grado derechos de propiedad al agricultor en relación a la gestión de recursos naturales de su propiedad (p. ej., la tierra), en función del tipo de impacto que su actividad produce sobre el entorno. La agricultura afecta al entorno principalmente de tres modos: modificando el *paisaje* (los atributos visuales del medio rural), influyendo en el *hábitat* de las plantas y fauna silvestres dentro de la explotación agraria, y afectando positiva o negativamente a las *funciones ecológicas* más allá de los límites estrictos de la explotación (Bromley, 1996). En general las dos primeras esferas de influencia de la agricultura sobre el medio ambiente se han tratado en mayor medida que la tercera como si el agricultor gozara de derechos de propiedad que le permitieran actuar sin limitaciones, mientras que la legislación ha tendido en cambio a considerar que tales derechos sí están limitados en lo concerniente a procesos ecológicos con influencia sobre la polución del agua, el suelo o la atmósfera.

Los agricultores y el resto de la sociedad han estado de acuerdo, a lo largo de la historia, en que los primeros podían modificar el entorno natural al objeto de incrementar la producción de alimentos. Sin embargo el desarrollo

económico ha comportado un extraordinario aumento de la capacidad productiva de la agricultura y ha ejercido a la vez presiones crecientes sobre la calidad del medio ambiente, lo cual ha puesto en cuestión la amplitud de los derechos sobre la gestión del medio tradicionalmente otorgados a los agricultores (Bromley y Hodge, 1990). Se trata en definitiva de determinar en la escena política cuál es el *nivel de referencia* en cada uno de los aspectos antes mencionados –paisaje, hábitats, funcionamiento de los ecosistemas– que la sociedad está dispuesta a aceptar. Una vez establecido, dicho nivel servirá para determinar cuáles son las desviaciones –positivas o negativas– en las prácticas agrarias, que deberán ser recompensadas o penalizadas. Cuando el nivel básico de gestión medioambiental que sirve de referencia no se alcanza, entonces deberá aplicarse el principio de *quien contamina paga*, mientras que cuando se supera la implicación es que los agricultores están generando bienes públicos para el conjunto de la sociedad, y que por ello merecen ser recompensados siguiendo el principio de *quien provee cobra* (Hodge, 2000). Sin embargo, estos principios generales han sido vulnerados en su aplicación al sector agrario, en la medida que frecuentemente los agricultores han recibido también compensaciones por reducir emisiones contaminantes para el medio, como las que resultan de un exceso de fertilización por nitrógeno. Las razones de que el principio de *quien contamina paga* haya sido aplicado con muchas cortapisas en el caso de la agricultura son diversas, e incluyen el carácter no localizado de las emisiones o contaminación difusa, la influencia de factores no controlables por el agricultor, como los de tipo climático, y, desde luego, el peso político de las organizaciones profesionales agrarias (Baldock, 1992).

Una vez determinados, por procedimientos explícitos o implícitos (Ortiz-Miranda y Estruch-Guitart, 2004, Hodge y Ortiz-Miranda, 2007), los niveles de referencia que sirven de demarcación para calificar los impactos medioambientales de las prácticas agrarias prevalecientes, la gama de opciones en forma de instrumentos de política para internalizar las externalidades ambientales es bastante variada. Sin embargo, pueden básicamente agruparse en tres categorías: a) medidas institucionales y servicios de asesoramiento, b) medidas legales de regulación, y c) instrumentos económicos tales como impuestos y subsidios. Las primeras, en forma de códigos de buenas prácticas y de servicios de extensión agraria, han sido las más comúnmente empleadas para limitar la contaminación de origen agrario. En cambio, el carácter difuso de dicha contaminación ha limitado el uso de estándares a efectos de regulación. Por lo que se refiere a los impuestos y tasas con finalidad medioambiental su uso

no se ha generalizado, aunque determinados países, sobre todo los escandinavos, los hayan empleado. Su escasa utilización, al menos en el caso de los pesticidas, parece obedecer a la elevada inelasticidad de la demanda del *input* correspondiente, que exigiría fuertes elevaciones del precio para que su utilización se viera realmente limitada. Por esta razón suele admitirse que el empleo de gravámenes sobre los *inputs* variables potencialmente contaminantes resulta más efectivo cuando forma parte de un paquete completo de medidas, que debería incluir también apoyo técnico y regulaciones y que serviría para que los productores respondieran con mayor intensidad ante cambios en los precios de dichos *inputs* (Pretty *et al.*, 2001).

La política agraria europea ha seguido a grandes rasgos el patrón arriba descrito (Reig, 2008), distinguiendo entre el respeto por parte de los agricultores a un nivel de referencia ambiental básico, que en teoría no debiera de requerir de ningún tipo de subvención, y la gestión ambiental que va más allá de dicho nivel de referencia. En este segundo caso el agricultor estaría suministrando un servicio ambiental que debería remunerarse en función de los costes adicionales o de la pérdida de ingresos a que diera lugar. La aplicación de la condicionalidad y los programas de ayudas agroambientales han constituido, respectivamente, los principales instrumentos de intervención que ha empleado la PAC en ambos casos. En el primero, el pago completo de las ayudas directas se subordina al cumplimiento de ciertas reglas que contribuyen a reforzar el respeto a determinados estándares básicos en relación al medio ambiente, la seguridad de los alimentos, la sanidad y el bienestar de los animales de granja y las buenas condiciones agrarias y ambientales. En el segundo, el agricultor firma contratos con la Administración que le comprometen a realizar ciertas prácticas que se juzgan particularmente favorables para la producción de bienes públicos (p. ej., biodiversidad) o que evitan ciertas externalidades negativas. Por supuesto, existen solapamientos entre los objetivos de ambos instrumentos, ya que las ayudas agroambientales se han utilizado en ocasiones para hacer frente a problemas que se hubieran afrontado de forma más adecuada mediante la condicionalidad o mediante la adopción de medidas regulatorias (Kristensen y Primdhal, 2006).

Es evidente que, junto a la regulación, el uso de esquemas agro-ambientales ha venido constituyendo uno de los instrumentos más usuales de la gobernanza de la agricultura en relación a su sostenibilidad. Sin embargo, no debe perderse de vista que estos esquemas solo constituyen una de las influencias que la política agraria puede ejercer sobre el medio rural. La utilización de

mecanismos de apoyo a las rentas, y en especial de la política de precios, determina de un modo muy relevante la intensidad de uso del suelo por parte de la agricultura, de tal modo que en determinadas condiciones de los mercados agrarios, los niveles de apoyo público pueden ser tan reducidos que sean incapaces de evitar el abandono del cultivo o de la explotación ganadera. Por tanto, cuando se opera en un contexto de fuerte reducción del apoyo a la agricultura, si los objetivos de la política agraria incluyen el mantenimiento de la actividad agraria, y por tanto la continuidad de determinados usos del suelo, los mecanismos de compensación de rentas propios de los esquemas agroambientales no serán suficientes. La razón estriba en que en dichas circunstancias, los cálculos basados en el lucro cesante o en los costes marginales de adoptar determinadas técnicas agrarias no bastarán para mantener un sistema agrario que haya dejado de ser rentable, requiriéndose en cambio pagos directamente dirigidos a asegurar que se cubren los costes fijos de las explotaciones de tal modo que estas sigan siendo viables.

La naturaleza difusa de las externalidades positivas y negativas relacionadas con los diferentes usos del suelo, la necesidad de coordinar múltiples decisiones relacionadas con dichos usos a escala del paisaje agrario, y la amplia variedad de partes interesadas hace que difícilmente las regulaciones y los esquemas elaborados para un país o región en su conjunto produzcan resultados óptimos a escala local. Es por ello que se ha planteado que una parte importante de la gobernanza descanse sobre mecanismos adaptativos de cogestión, donde puedan participar agencias estatales, propietarios agrarios, gobiernos locales y grupos conservacionistas (Hodge, 2007). Estos mecanismos deberían ser «adaptativos» en el sentido de que estén en condiciones de sufrir modificaciones a medida que avance el conocimiento de las condiciones locales y en respuesta a las demandas cambiantes de la sociedad local.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido cofinanciada por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (proyectos AGL2010-17560-C02-01/02).

Referencias bibliográficas

Abler, D. (2001). «Elasticities of substitution and factor supply in Canadian, Mexican and United States agricultures». En OECD (Ed.): *Market Effects of Crop Support Measures*. OECD, Paris: 57-88.

Alston, J.M., Beddow, J.M. y Pardey, P.G. (2009). «Agricultural Research, productivity and food prices in the long run». *Science*, 325: 1209-1210.

Anand, S. y Sen, A. (2000). «Human development and economic sustainability». *World Development*, 28(12): 2019-2049.

Andersen, E., Elbersen, B., Godeschalk F. y Verhoog, D. (2007). «Farm management indicators and farm typologies as a basis for assessments in a changing policy environment». *Journal of Environmental Management,* 82(3): 353-362.

Antle, J.M., (1999). «The new economics of agriculture». *American Journal of Agricultural Economics*, 81(4): 993-1010.

Atance, I. y Tió, C. (2000). «La multifuncionalidad de la agricultura: Aspectos económicos e implicaciones sobre la política agraria». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, (189): 29-48.

Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M.J., Avilés-Vázquez, K., Samulon, A. y Perfecto, I. (2007). «Organic agriculture and the global food supply». *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(2): 86-108.

Baldock, D. (1992). «The Polluter Pays Principle and its relevance to agricultural policies in the EC». *Sociologia Ruralis*, 32(1): 49-65.

Becker, B. (1997). *Sustainability assessment: A Review of values, concepts and methodological approaches*. Issues in Agriculture 10. World Bank-Consultative Group on International Agriculture Research (CGIAR), Washington, D.C.

Bell, S. y Morse, S. (2008). *Sustainability indicators. Measuring the incommensurable?* Earthscan, London.

Binder, C.R., Feola, G. y Steinberger, J.K. (2010). «Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator based sustainability assessments in agriculture». *Environmental Impact Assessment Review*, 30(1): 71-81.

Blaikie, P. y Brookfield, H. (1987). *Land degradation and society*. Methuen, London.

Bogetoft, P. y Olesen, H.B. (2003). «Incentives, information systems, and competition». *American Journal of Agricultural Economics*, 85(1): 234-47.

Bromley, D.W. (1996). *The environmental implications of agriculture*. Staff Paper Series, nº 401. University of Wisconsin-Madison, Madison.

Bromley, D.W. y Hodge, I. (1990). «Private property rights and presumptive policy entitlements: reconsidering the premises». *European Review of Agricultural Economics*, 17(2): 197-214.

Byerlee, D. y Murgai, R. (2001). «Sense and sustainability revisited: the limits of total factor productivity measures of sustainable agricultural systems». *Agricultural Economics*, 26(3): 227-236.

Conway, G.R. (1985). «Agroecosystems analysis». *Agricultural Administration*, 20: 31-55.

Conway, G.R. y Barbier, E.B. (1988). «After the Green Revolution. Sustainable and equitable agricultural development». *Futures*, 20(6): 651-670.

Crossson, P. y Anderson, J.R. (2002). *Sustainable agriculture: What is it? How do we achieve it?* Issue Brief 02-22. Resources for the Future, Washington D.C.

Dasgupta, S. y Roy, I. (2011). «Good agricultural governance. A resource guide focused on smallholder crop production». *RAP Publication 2011/18.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.

EASAC, European Academies Science Advisory Council (2009). *Ecosystems services and biodiversity in Europe*. EASAC Policy Report nº9. EASAC, Brussels.

Egea, J. (2005). *Sistema agrario: proyecto evolutivo estable*. Mundi-Prensa, Madrid.

FAO (2011). *El estado de la inseguridad alimentaria en el Mundo*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.

Gafsi, M. y Favreau, J.L. (2013). «Indicator-based method for assessing organic farming sustainability». En Marta-Costa, A.A. y Silva, E. (Eds.): *Methods and procedures for building sustainable farming systems. Application in the European context.* Springer Science+Business Media, Dordrecht: 175-187.

Godfray, H.Ch.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S.,Thomas, S.M. y Toulmin,C. (2010b). «Food security: The challenge of feeding 9 billion people». *Science*, 327: 812-818.

Godfray, H.Ch.J., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Nisbett, N., Pretty, J., Robinson, S., Toulmin, C. y Whiteley, R. (2010a). «The future of the global food system». *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 2769-2777.

Gómez-Limón, J.A., Vera-Toscano, E. y Rico-González, M. (2012). «Measuring individual preferences for rural multifunctionality: The importance of demographic and residential heterogeneity». *Journal of Agricultural Economics*, 63(1): 1-24.

Hansen, J.W. (1996). «Is agricultural sustainability a useful concept?». *Agricultural Systems*, 50(1): 117-143.

Hansen, J.W. y Jones, J.W. (1996). «A systems framework for characterizing farm sustainability». *Agricultural Systems*, 51(2): 185-201.

Hazell, P. y Wood, S. (2008). «Drivers of change in global agriculture». *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363: 495-515.

Hediger, W. (1999). «Reconciling «weak» and «strong» sustainability». *International Journal of Social Economics*, 26(7/8/9): 1120-1143.

Herdt, R.W. y Lynam, J.K. (1992). «Sustainable development and the changing needs of international agricultural research». En Lee, D.R. Kearl, S., Uphoff, N. (Eds.): *Assessing the impact of international agricultural research for sustainable development*. Cornell University, Cornell.

Hodge, I. (2000). «Agri-environmental relationships and the choice of policy mechanism». *The World Economy*, 23(2): 257-273.

Hodge, I. (2007). «The governance of rural land in a liberalised world. Presidential address». *Journal of Agricultural Economics*, 58(3): 409-432.

Hodge, I. y Ortiz-Miranda, D. (2007). «An institutional transactions approach to property-rights adjustment: an application to Spanish agriculture». *Environment and Planning A*, 39: 1735-1751.

Howe, Ch.W. (1997). «Dimensions of sustainability: geographical, temporal, institutional, and psychological». *Land Economics*, 73(4): 597-607.

Jackson, L.E., Pascual, U. y Hodgkin, T. (2007). «Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes». *Agriculture Ecosystems and Environment*, 121: 196-210.

Jaggard, K.W., Qi, A. y Ober, E.S. (2010). «Possible changes to arable crop yields by 2050». *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 2835-2851.

Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (2007). «Oferta y demanda de bienes y servicios públicos en la agricultura española». En Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (Eds.): *La multifuncionalidad de la agricultura en España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Eumedia. Madrid: 131-153.

Kristensen, L. y Primdahl, J. (2006). «The relationship between cross compliance and agri-environment schemes». *Deliverable D13 of the CC Network Project*, SSPE-CT-2005-022727.

López-Ridaura, S., van Keulen, H., van Ittersum, M.K. y Leffelaar, P.A. (2005). «Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems». *Environment, Development and Sustainability*, 7(1): 51-69.

Lowrance, R., Hendrix, P.F. y Odum, E.P. (1986). «A hierarchical approach to sustainable agriculture». *American Journal of Alternative Agriculture*, 1(4): 169-173.

Lynam, J.K. y Herdt, R.W. (1989). «Sense and sustainability: Sustainability as an objective in international agricultural research». *Agricultural Economics*, 3(4): 381-398.

Marta-Costa, A.A. y Silva, E. (2013). (Editors) *Methods and procedures for building sustainable farming systems. Application in the European context.* Springer, Dordrecht.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends, Volume 1*. Island Press, Washington, D.C.

Monke, E., Avillez, F. y Pearson, S. (Editors) (1998). *Small farm agriculture in Southern Europe. CAP reform and structural change.* Ashgate, Vermont.

Monke, E., Avillez, F., Pimentel, J., Cory, D., Ferro, M, Fox, R., Jesus, M., Jorge, M., Langworthy, M., Martins, F., de Medeiros, M. y Pearson, S. (1993). *Structural change and small-farm agriculture in Northwest Portugal.* Cornell University Press, Cornell.

Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N. y Foley, J.A. (2012). «Closing yield gaps through nutrient and water management». *Nature*, 490: 254-257.

Munashinge, M. (2009). *Sustainable Development in Practice. Sustainomics Methodology and Applications*. Cambridge University Press, Cambridge.

Neumayer, E. (2010). *Human Development and Sustainability. Human Development Research Paper nº 2010/05*. United Nations Development Program, New York.

Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S. y Olsson, L. (2007). «Categorising tools for sustainability assessment». *Ecological Economics*, 60(3): 498-508.

Niemeijer, D. (2002). «Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example». *Environmental Science and Policy*, 5(1): 91-103.

Ortiz-Miranda, D. y Estruch-Guitart, V. (2004). «The role of agri-environmental measures in the definition of property rights». En van Huylenbroek, G., Verbeke, W. y Lauwers, L. (Eds.): *Role of institutions in rural policies and agricultural markets*. Elsevier, Amsterdam: 335-348.

Pearce, D.W. y Turner, R.K. (1995). *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Colegio de Economistas de Madrid y Celeste Ediciones, Madrid.

Pérez, F., Montesinos, V., Serrano, L. y Fernández de Guevara, J. (2005). *La medición del capital social. Una aproximación económica*. Fundación BBVA, Bilbao.

Potter, C. y Burney, J. (2002). «Agricultural multifunctionality in the WTO - Legitimate non-trade concern or disguised protectionism?». *Journal of Rural Studies*, 18(1): 35-47.

Power, A.G. (2010). «Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies». *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365: 2959-2971.

Pretty, J. (2008). «Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence». *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363: 447-465.

Pretty, J., Craig, B., Gee, D., Hine, R., Mason, C., Morison, J., Rayment, M., van der Bilj, G. y Dobbs, T. (2001). «Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture». *Journal of Environmental Planning and Management*, 44(2): 263-283.

Pretty, J., Noble, A., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., Penning de Vries, P. y Morison, J.I.L. (2006). «Resource conserving agriculture increases yields in developing countries». *Environmental Science and Technology*, 40: 1114-1119.

Pretty, J., Toulmin, C. y Williams, S. (2011). «Sustainable intensification in African agriculture». *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9(1): 5-24.

Putnam, R. (1995). «Bowling alone: America's declining social capital». *Journal of Democracy*, 6(1): 65-78.

Randall, A. (2002). «Valuing the outputs of multifunctional agriculture». *European Review of Agricultural Economics*, 29(3): 289-307.

Rao, N.H. y Rogers, P.P. (2006). «Assessment of agricultural sustainability». *Current Science*, 91(4): 439-448.

Reig, E. (2007). «Fundamentos económicos de la multifuncionalidad». En Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (Eds.): *La multifuncionalidad de la agricultura en España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Eumedia. Madrid: 19-39.

Reig, E. (2008). «Agricultura y política agroambiental en la Unión Europea». *Papeles de Economía Española*, 117: 270-288.

Reig, E. (2011). *La sostenibilidad del crecimiento económico en España*. Fundación de las Cajas de Ahorro, Madrid.

Resende-Filho, M. y Buhr, B.L. (2008). «A principal-agent model for evaluating the economic value of a traceability system: a case study with injection-site lesion control in fed cattle». *American Journal of Agricultural Economics*, 90(5): 1091-1102.

Romero, C. y Rehman, T. (1985). «Goal programming and multiple criteria decision making in farming planning: some extensions». *Journal of Agricultural Economics*, 36(1): 171-185.

Ruttan, V.W. (1999). «The transition to agricultural sustainability». *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 96: 5960-5967.

Seufert, V., Ramankutty, N. y Foley, J. (2012). «Comparing the yields of organic and conventional agriculture». *Nature*, 485: 229-232.

Shaller, N. (1993). «The concept of agricultural sustainability». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 46(1-4): 89-97.

Smit, B. y Smithers, J. (1993). «Sustainable agriculture: interpretations, analyses and prospects». *Canadian Journal of Regional Science*, 16: 499-524.

Spangenberg, H. (2005). «Economic sustainability of the economy: concepts and indicators». *International Journal of Sustainable Development*, 8(1/2): 47-63.

Spedding, C.R.W. (1979). *An introduction to agricultural systems*. Applied Science Publishers, Essex.

Sumpsi, J.M., Amador, F. y Romero, C. (1997). «On farmers' objectives: a multi-criteria approach». *European Journal of Operational Research*, 96(1): 1-8.

Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.Ph. y Hamilton, S.K. (2007). «Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits». *Ecological Economics*, 64(2): 245-252.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. y Polasky, S. (2002). «Agricultural sustainability and intensive production practices». *Nature*, 418: 671-677.

Turnhout, E., Hisschemoller, M. y Eijsackers, H. (2007). «Ecological indicators: between the two fires of science and policy». *Ecological Indicators*, 7(2): 215-228.

United Nations (2011). *World population prospects: The 2010 revision*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.

Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., García Cidad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vancloster, M., van der Veken, B., Wauters, E. y Peeters, A. (2007). «SAFE – A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2-4): 229-242.

Van der Werf, H.M.G., Petit, J. (2002). «Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1): 131-145.

Van Passel, S. y Meul, M. (2012). «Multilevel and multi-user sustainability assessment of farming systems». *Environmental Impact Assessment Review*, 32(1): 170-180.

Van Passel, S., Nevens, F., Mathijs, E. y van Huylenbroek, G. (2007). «Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency». *Ecological Economics*, 62(1): 149-161.

Von Wirén-Lehr, S. (2001). «Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(1): 115-129.

WCED, World Commission on Environment and Development (1987). *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.

Webster, P. (1999). «The challenge of sustainability at the farm level: Presidential address». *Journal of Agricultural Economics*, 50(3): 371-387.

Wiggering, H., Dalchow, C., Glemnitz, M., Helming, K., Müller, K., Schultz, A., Stachow, U. y Zander, P. (2006). «Indicators for multifunctional land use – Linking socio-economic requirements with landscape potentials». *Ecological Indicators*, 6: 238-249.

Wiggering, H., Mueller, K., Werner, A. y Helming, K. (2003). «The concept of multifunctionality in sustainable land development». En Helming, K. y Wiggering, H. (Eds.): *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Springer, Berlin: 3-18.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M. (2007). «Ecosystem services and dis-services to agriculture». *Ecological Economics*, 64(2): 253-260.

II. Sostenibilidad de la agricultura española y política agraria

Sostenibilidad económica de la agricultura española*

Ignacio Atance Muñiz
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

1. Introducción

El concepto de sostenibilidad fue universalmente conocido y aceptado a partir de 1987 tras la publicación del Informe Brundtland. La definición más popularizada del mismo es quizá la que reconoce el desarrollo sostenible como aquel que permite satisfacer las necesidades de la sociedad actual sin comprometer la satisfacción de las generaciones futuras. Desde entonces, el concepto de sostenibilidad ha sido ampliamente tratado en la literatura económica, pudiendo encontrarse buenos ejemplos de sus múltiples dimensiones y concepciones en Bifani (1999), Goodland (1997) o Jiménez Herrero (2000).

Wikipedia propone como objetivo del desarrollo sostenible definir proyectos viables y reconciliar los aspectos económico, social y ambiental de las actividades humanas; «tres pilares» que deben tenerse en cuenta por parte de las comunidades, tanto empresas como personas. Partiendo de esto, la sostenibilidad económica se produce cuando la actividad que se mueve hacia la sostenibilidad ambiental y social es financieramente posible y rentable.

Aceptando la imposibilidad de desgajar el concepto de sostenibilidad en sus tres dimensiones y evaluar por tanto hasta qué punto un proceso es sostenible o no solo desde el punto de vista económico, lo que este capítulo trata de analizar es el comportamiento económico del sector agroalimentario en España, como condición necesaria pero no suficiente para asegurar su sostenibilidad. Sin embargo, sí puede intentar trasladarse al análisis económico del comportamiento de un sector la dimensión intertemporal o intergeneracional, evaluando hasta qué punto en un futuro un sector, en este caso el agroalimentario, puede mantener o incluso incrementar su capacidad de generación de valor.

* El presente artículo no hubiera sido posible sin los trabajos de análisis de la evolución de la agricultura española desarrollados desde la Subdirección General de Análisis, Prospectiva y Coordinación del actual Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, fundamentalmente plasmados en las publicaciones *Análisis y Prospectiva–Serie AgrInfo* y *Serie Indicadores*. El autor agradece el trabajo de todas las personas, funcionarios y becarios, que han formado parte del equipo de Análisis y Prospectiva y han permitido desarrollar los mismos, y en particular el de Francisco Mayoral Montes, coordinador desde el año 2008 de la Serie Indicadores. Por último, la versión preliminar de este trabajo ha podido ser sustancialmente mejorada gracias a los comentarios de los dos coordinadores del libro, así como de mis compañeros Elena Cebrián Calvo y Francisco José Cantos Mengs.

En ese sentido, serán objeto de análisis:

- *La dimensión económica del sector*. Es decir, su dimensión productiva, la capacidad de crecimiento de este para responder a retos actuales y futuros en materia de satisfacción de las necesidades de alimentación de la población, y, con ella, la capacidad de generación de riqueza y empleo para el país.
- *La fijación de valor añadido, eficiencia y productividad de tales procesos productivos*, entendiendo todos ellos como factores que fortalecen el mantenimiento en el tiempo de un sector productivo en un contexto de mercados cada vez más globalizados.
- *La capacidad exportadora del sector*, por contribuir a incrementar la demanda para la producción local, al tiempo que por su contribución macroeconómica a la economía nacional.
- *La presencia o no de factores económicos o productivos que pueden comprometer el comportamiento futuro del sector*, tales como la excesiva dependencia de subvenciones, un elevado grado de endeudamiento, deficiencias estructurales, dependencias del exterior, etc.

Un enfoque similar al propuesto para este capítulo es el que desarrolla el Observatorio de la Sostenibilidad en España en su informe anual sobre Sostenibilidad en España, el cual se apoya en un análisis de sus diferentes indicadores parciales. De esta manera el informe anual dedica un capítulo completo (capítulo 1, «Desarrollo económico») al análisis de la evolución de indicadores del crecimiento de la economía española, como condición necesaria pero no suficiente para la sostenibilidad de la misma. En este caso, los indicadores analizados son PIB y PIB per cápita, endeudamiento público y privado, productividad laboral por hora trabajada, abandono educativo temprano e inversión en I+D. Este capítulo se enmarca dentro del primer bloque del informe, «Sostenibilidad socioeconómica», y se completa con los capítulos dedicados al «Consumo y producción sostenibles» (capítulo 2), «Empleo y cohesión social» (capítulo 3) y «Salud» (capítulo 4) (OSE, 2012).

Además de estas consideraciones metodológicas, es necesario resaltar en este apartado introductorio que el análisis que va a ser efectuado en el resto del capítulo tiene un carácter agregado por operar sobre el conjunto del sector agrario nacional. Es decir, las conclusiones agregadas pueden no ser válidas para los diferentes sectores o territorios analizados separadamente, pero sí que se debe tener en cuenta dicha composición a la hora de explicar el porqué de

los resultados agregados obtenidos. Para ello, la Tabla 1 presenta la composición sectorial de la Producción de la Rama Agraria en España y la UE-15 de manera comparada. Como se puede ver, el sector agrario español es más agrícola que el europeo (por tanto, menos ganadero), destacando el peso de la producción frutícola y del olivar (principal rasgo diferenciador de la agricultura española) y, en menor medida, de la producción hortícola. En el caso de la ganadería, sobresale el peso de la producción de porcino en España y, por el contrario, el bajo peso de la producción láctea.

Tabla 1. Macromagnitudes agrarias 2009-2011*.
En valores corrientes a precios básicos (millones de euros)

	España		UE-15	
	2009-11	Composición (%)	2009-11	Composición (%)
Producción rama agraria (PRA)	**39.897,2**	**100,0**	**304.714,3**	**100**
Producción vegetal	**24.150,1**	**60,5**	**155.654,6**	**51,1**
1. Cereales	3.848,4	9,6	33.459,7	11,0
2. Plantas industriales	951,7	2,4	12.298,9	4,0
3. Plantas forrajeras	1.981,8	5,0	21.010,3	6,9
4. Hortalizas	7.397,2	18,5	42.586,0	14,0
5. Patata	501,0	1,3	7.034,6	2,3
6. Frutas	5.443,0	16,8	17.620,0	5,8
7. Vino y mosto	1.508,1	2,3	15.051,0	4,9
8. Aceite de oliva	2.395,1	4,3	4.703,0	1,5
9. Otros	123,7	0,3	1.891,4	0,6
Producción animal	**14.194,7**	**35,6**	**124.266,3**	**40,8**
Carne y ganado	*10.517,3*	*26,4*	*76.118,2*	*25,0*
1. Bovino	2.309,4	5,8	26.802,9	8,8
2. Porcino	4.996,4	12,5	27.376,5	9,0
3. Equino	68,4	0,2	694,7	0,2
4. Ovino y caprino	904,7	2,3	4.847,9	1,6
5. Aves	2.030,5	5,1	14.026,5	4,6
6. Otros	207,9	0,5	2.370,1	0,8
Productos animales	**3.677,4**	**9,2**	**48.148,1**	**15,8**
1. Leche	2.463,3	6,2	40.483,8	13,3
2. Huevos	1.004,3	2,5	5.642,7	1,9
3. Otros	209,9	0,5	2.021,6	0,7
Producción de servicios	**389,1**	**1,0**	**16.239,3**	**5,3**
Actividades secundarias no agrarias no separables	**1.163,3**	**2,9**	**8.560,5**	**2,8**

** A diferencia de las series originales, el valor de la producción de frutas no incluye el de las aceitunas distintas de las de mesa (incluidas en «aceite de oliva») ni las de uvas distintas de las de mesa (incluidas en «vino y mosto»).*

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Eurostat.

Establecidas estas observaciones iniciales, el siguiente apartado se dedicará a describir el peso que el sistema agroalimentario presenta en la economía española. En el apartado tercero se procederá a la principal evaluación de la viabilidad productiva de la agricultura española, completada en el apartado cuarto por un análisis de la evolución de la demanda a la que dirige sus productos (consumo interior y exportaciones). Finalmente, el capítulo se cierra con un apartado destinado a debatir algunas de las principales debilidades y amenazas a la sostenibilidad económica del sector y a apuntar unas breves conclusiones.

2. Contribución económica de la agricultura española

La contribución de cualquier sector económico a la producción nacional se mide mediante el porcentaje que su Valor Añadido Bruto (VAB) representa sobre el Producto Interior Bruto (PIB). El VAB de cualquier actividad económica, incluida la actividad total de un determinado sector, es el resultado de restar al valor de lo producido el valor de los consumos intermedios (bienes y servicios que ha sido necesario adquirir para alcanzar dicha producción). La suma de los VAB generados por cada subsector económico proporciona el PIB nacional. De esta manera, se evita contabilizar dos veces el valor de los consumos intermedios, pues, por ejemplo, el valor de los productos agrarios destinados a transformación industrial no es sino un consumo intermedio para la industria agroalimentaria.

En la Tabla 2 se recoge la evolución reciente del Valor de la Producción de la Agricultura y la Industria Agroalimentaria (IAA). Al restar los Consumos Intermedios se obtiene el Valor Añadido Bruto de cada subsector, en este caso VAB a precios básicos (VABpb), que es como lo registra la contabilidad nacional por ramas de actividad (es decir, sin contabilizar en el mismo los impuestos netos de subvenciones ligados específicamente a los productos).

A modo de referencia comparativa, se han incluido también los datos correspondientes al conjunto de la industria española. Los datos se detienen en 2011, último año para el que el INE dispone de datos del agregado «industrias de alimentación, bebidas y tabaco» al cierre de este documento.

Tabla 2. Producción y VAB de la agricultura y la industria agroalimentaria. En millones de euros

Ramas de actividad	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Valor de la producción							
Producción de la rama agraria	39.599	37.176	42.489	41.589	37.946	40.371	41.375
Ventas netas de producción de la industria	447.858	485.413	512.603	514.058	397.902	414.038	450.843
Ventas netas de producción de la industria de alimentación, bebidas y tabaco	78.067	79.445	82.798	88.403	80.948	83.263	89.618
Valor Añadido Bruto a precios básicos (base 2008)							
Agricultura, ganadería, silvicultura y pesca	**24.828**	**23.278**	**25.825**	**25.010**	**23.094**	**25.554**	**24.383**
Agricultura, ganadería, caza y servicios relacionados con la misma, silvicultura y explotación forestal	23.536	22.071	24.562	24.010	21.913	n.d.	n.d
Pesca y acuicultura	1.292	1.207	1.263	1.000	1.181		
Industria manufacturera	**124.227**	**130.906**	**135.993**	**137.449**	**118.604**	**124.097**	**132.038**
Industria de alimentación, bebidas y tabaco (IAA)	19.952	20.560	22.551	23.505	23.010	23.563	25.866
VAB a precios básicos (VABPB)	**812.474**	**876.606**	**945.990**	**997.029**	**973.358**	**957.771**	**976.311**
Impuestos netos sobre los productos	96.824	108.941	107.171	90.759	74.702	91.112	87.044
PIB a precios de mercado	**909.298**	**985.547**	**1.053.161**	**1.087.788**	**1.048.060**	**1.048.883**	**1.063.355**
% sector agrario/VABPB	3,06	2,66	2,73	2,51	2,37	2,67	2,50
% IAA/VABPB	2,46	2,35	2,38	2,36	2,36	2,46	2,65

Fuentes: Producción de la Rama Agraria: MAGRAMA, Macromagnitudes Agrarias (2011: Avance; 2012: 2ª estimación); Ventas Netas de la Industria: INE, Encuesta Industrial de Empresas; VAB y PIB (base 2008, 2009 y 2010: Provisional, 2011: Avance): INE, Contabilidad Nacional.

Como puede observarse, el VABpb del sector agrario ha mantenido una tendencia relativamente estable, mientras que el de la IAA y el del conjunto de la economía nacional han crecido notablemente (en el caso de la economía el crecimiento se detiene en 2008). En las dos últimas filas se recoge la contribución de estos dos sectores (agrario e industria agroalimentaria) a la economía nacional (cociente de sus VABpb sobre el VABpb del total de la economía).

Debido al fuerte crecimiento de la economía española hasta el año 2008, el ligero descenso de las ventas y el VAB de la agricultura y la ganadería se ha traducido en una continua caída de su participación en el PIB nacional, hasta situarse en 2011 en el 2,50 % del VABpb (el mínimo fue en 2009, 2,37 %). En

el caso de la industria agroalimentaria, su participación apenas ha caído debido a su propio crecimiento, situándose en el 2,65 % del VABpb en 2011, año en que por primera vez ha superado a la producción agraria. De manera conjunta, sector agrario e IAA representarían el 5,15 % de la economía nacional.

Adicionalmente a la contribución al PIB, es conveniente considerar la contribución al empleo nacional. Atendiendo a los datos proporcionados por la EPA, en el cuarto trimestre de 2012 el sector ha dado empleo a 784.000 ocupados (de un total de 16.957.100 en el conjunto de sectores), representando el 4,4 % del total de ocupados en España. Por su parte, la Industria de Alimentación, Bebidas y Tabaco empleaba a 441.800 ocupados, equivalentes al 2,6 % del total nacional.

No obstante, la contribución tanto al PIB como al empleo del conjunto del sistema agroalimentario nacional sería superior a la suma de estos dos valores, pues a ellos se debe añadir, al menos, el valor de las actividades de fabricación de *inputs* para la agricultura, de logística (transporte, almacenamiento) y de distribución y comercialización. No resulta posible una contabilización exacta de estas actividades, pero sí se puede realizar una estimación de su magnitud a partir de diferentes fuentes estadísticas, principalmente tablas *input-output* y VAB de los diferentes subsectores económicos implicados (industrias, transporte y almacenamiento, servicios de comercialización) y la imputación de la parte del mismo correspondiente a las actividades en el sector agroalimentario a partir de la participación de estos productos en el conjunto de actividades del sector (medidas mediante la Encuesta Anual de Servicios).

En el caso de la distribución, el VAB del comercio al por mayor y al por menor en España en 2010, según la Contabilidad Nacional del INE fue de 101.024 millones de euros. ¿Cuánto de ello se puede asignar a la distribución de productos agroalimentarios producidos en España? La fracción de lo alimentario respecto al total de lo distribuido se puede estimar a partir de la Estadística de Productos del Sector Comercio en un 33,1 %. La fracción de los productos pesqueros del total de alimentos, se puede estimar por el Panel de Consumo Alimentario en un 12,2 %. Y, por último, la fracción de los alimentos de origen agrario producidos en España respecto al total de los consumidos se puede estimar a través del Panel y de los datos de Comercio Exterior en un 70,95 %. De esta manera, el VAB de la distribución del sistema agroalimentario español alcanzaría la cifra de 20.831 millones de euros.

En el caso del transporte, almacenamiento y servicios asociados a los mismos, su VAB en España en 2010 fue de 39.494 millones de euros. La parte agroalimentaria del mismo se puede estimar a partir de la Contabilidad *Input-Output* del INE para la producción interior en 7,7 %, de tal manera que el VAB del transporte y almacenamiento del sistema agroalimentario se situaría en 3.041 millones de euros.

Y en el caso de la industria de fabricación de *inputs*, según la Contabilidad *Input-Output* (año 2007), el sector agroalimentario adquirió productos del sector industrial por valor de 9.310 millones de euros (excluyendo los propios producidos por la industria agroalimentaria para evitar una doble contabilización). Si se adjudica a esta parte de la industria un ratio VAB/facturación igual al del conjunto de la industria en España (28,8 %), el VAB de la industria de *inputs* del sistema agroalimentario se situaría en 2.683 millones de euros.

Se trata de cálculos aproximados, cuyo objeto no es tanto proporcionar una contabilidad exacta, sino un orden de magnitud de los VAB generados a lo largo de los distintos componentes del sistema agroalimentario. La suma de todos los anteriores, junto con los ya conocidos del sector agrario y la industria agroalimentaria alcanza 71.424 millones de euros, equivalentes al 7,46 % del VAB total de la economía española.

Cálculos similares permiten estimar, a partir de los datos de la EPA en 2012, 506.000 empleos en la distribución agroalimentaria, 72.000 en el transporte y almacenamiento y 56.000 en la industria de *inputs*. Sumados a 745.000 empleos en la producción agraria y 426.000 en la industria agroalimentaria no pesquera, obtenemos 1.805.000 empleos.

Es decir, la contribución agregada del sistema agroalimentario español se situaría en el entorno del 7,5 % del PIB y el 10,4 % del empleo. Se trata sin duda de unas tasas elevadas para una economía desarrollada como la española, que reflejan la importancia económica del sector para la economía española y muestran su carácter estratégico para el país, máxime cuando se analizan de manera conjunta con los datos relativos al comercio exterior, como veremos más adelante.

Por la propia naturaleza de los cálculos efectuados, no resulta sencilla su comparación con el resto de economías de nuestro entorno, pero sí es posible comparar la contribución al PIB estrictamente de los sectores agrícola y agroindustrial.

¿Qué peso tienen y cómo ha evolucionado a lo largo de la presente década la industria agroalimentaria y el sector agroalimentario en los países de nuestro entorno? Los datos de la Tabla 3 muestran cómo a lo largo de la actual década, el VAB del sector agrario desciende en todos los Estados miembros y en la UE-15 con la única excepción de España y Francia, donde se mantiene o aumenta mínimamente. El VAB de la IAA ha aumentado en la UE-15 (+15 %), pero aún más lo ha hecho en España (+82 %) y Holanda (+44 %).

Tabla 3. Evolución del Valor Añadido Bruto a precios básicos. En precios corrientes (miles de millones de euros)

	UE-27		UE-15		España		Alemania	
	2000	2011	2000	2011	2000	2011	2000	2010
Total	**8.210,1**	**11.282,6**	**7.819,7**	**10.408,6**	**569,6**	**976,3**	**1.841,5**	**2.236,6**
Agricultura[1]	185,1	194,4	164,9	158,2	24,1	24,4	20,5	17,8
Industria	1.518,0	1.749,0	1.440,1	1.576,1	102,1	132,0	410,1	481,7
IAA[2]	185,8	226,7	172	199	14,2	25,9	36,4	38,2
Agricultura/total (%)	2,3	1,7	2,1	1,5	4,2	2,5	1,1	0,8
IAA/industria (%)	12,2	13,0	11,9	12,6	13,9	19,6	8,9	7,9
IAA/total (%)	2,3	2,0	2,2	1,9	2,5	2,6	2,0	1,7
Complejo AA[3]/total (%)	4,5	3,7	4,3	3,4	6,7	5,1	3,1	2,5
	Francia		**Holanda**		**Italia**		**Portugal**	
	2000	2011	2000	2011	2000	2011	2000	2010
Total	**1.289,1**	**1.789,0**	**373,4**	**539,4**	**1.070,9**	**1.413,5**	**111,5**	**151,4**
Agricultura[1]	31,8	32,8	9,4	8,7	30,0	27,7	4,0	3,5
Industria	196,2	180,7	54,7	69,6	215,3	225,5	19,0	20,2
IAA[2]	30,7	30,1	9,9	14,3	22,3	23,8	2,3	3,2
Agricultura/total (%)	2,5	1,8	2,5	1,6	2,8	2,0	3,6	2,3
IAA/industria (%)	15,7	16,7	18,2	20,5	10,3	10,6	12,1	15,8
IAA/total (%)	2,4	1,7	2,7	2,6	2,1	1,7	2,1	2,1
Complejo AA[3]/total (%)	4,9	3,5	5,2	4,3	4,9	3,6	5,7	4,4

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Eurostat. 1) Agricultura, ganadería, silvicultura y caza; 2) Industria de producción de alimentos, bebidas y tabaco; y 3) Suma de Agricultura e IAA. El agregado «Total» se refiere al conjunto de la economía.

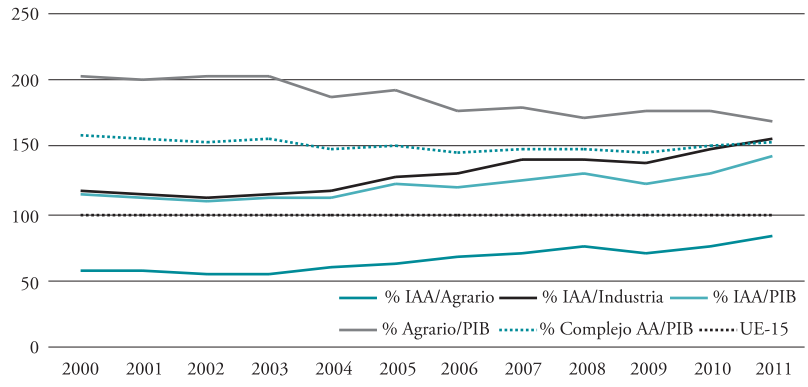
Como era de esperar, en la contribución de estos sectores al PIB del conjunto existe una tendencia decreciente en todos los casos, menos acentuada en la IAA que en la producción primaria y con la única excepción del incremento del peso de la IAA en la economía española. España (5,1 %) es

el país donde el complejo agroalimentario realizó una mayor aportación a la economía nacional en 2011, valor que, a modo de referencia, en la UE-15 se situó en 3,4 %, en Francia 3,5 % y en Holanda 4,3 %.

El indicador resultante de dividir el VABpb de la IAA por el del sector agrario nos aporta información sobre el grado de transformación de los productos en el complejo agroalimentario de cada país (ver Gráfico 1). Así, mientras Holanda presenta un elevado peso de su IAA en relación a su sector agrario, Francia o España se caracterizan por una elevada importancia económica de los productos agrarios no transformados. En todo caso puede observarse una tendencia creciente en el tiempo de este indicador en todos los países analizados, fruto del mayor nivel de transformación de los alimentos consumidos y de la menor capacidad de crecimiento de los precios nominales de venta de los precios de los productos agrarios en relación a los transformados.

Por su parte, el Gráfico 1 muestra en qué medida el complejo agroalimentario de España converge hacia el de la UE-15 o mantiene características diferenciales estables. En el gráfico, la línea recta en 100 representa el valor de la UE-15 para cada año e indicador. Valores por encima o por debajo de la misma representan un valor superior o inferior de cada determinado indicador en España en el año en cuestión. A través del gráfico se puede ver cómo nuestro sector agrario lentamente decrece su participación, pero no llega a converger en el mismo peso en la economía total que tiene en la UE-15, sino que se mantiene por encima. Por su parte, la IAA mantiene el mismo diferencial de mayor peso, fruto de que aumenta relativamente el nivel de transformación de los productos agrarios.

Gráfico 1. Evolución del peso de la agricultura y de la IAA en el PIB de España y de la UE-15. Valor UE-15 en cada año=100



3. Capacidad productiva del sector agrario

3.1. Evolución de la Producción de la Rama Agraria

La suma agregada del valor monetario de todo lo producido en un año por el sector agrario, incluyendo productos vegetales, animales, servicios y actividades cuyos costes no son separables de esta actividad, se recoge en la macromagnitud denominada *Producción de la Rama Agraria* (PRA). España, en el año 2011, produjo bienes y servicios agrarios por un valor cercano a los 41.180 millones de euros. Esta misma variable, en el conjunto de la UE-15, alcanza los 323.000 millones de euros. La agricultura española representa el 12,7 % del valor de la producción agraria del conjunto de los países de la UE-15, constituyéndose en el cuarto país en importancia, tras Francia, Alemania e Italia.

El análisis de su evolución se va a realizar tanto en *términos nominales* como en *términos reales*, utilizando el deflactor del PIB. Con el fin de facilitar la visualización de la evolución temporal de las variables objeto de estudio, se indexan todas ellas al año 1993, haciendo que, para ese año, la serie de datos adquiera un valor igual 100.

En el Gráfico 2 se observa la evolución de la Producción de la Rama Agraria, desde 1993 hasta 2011 en España y en la UE-15. La serie se expresa en términos nominales y en términos reales. En los 18 años que transcurren entre 1993 y 2011, el valor nominal de la producción agrícola y ganadera española ha crecido un 48 %. Esta subida es mucho mayor que la experimentada por el conjunto de la UE-15, que fue del 16 %[2].

Sin embargo, el valor de lo producido por el sector primario expresado en términos reales ha descendido, tanto en España como en la UE-15. Este descenso es mayor en el conjunto de la UE que en España, en concreto, un 14,9 % frente a un 11,2 %.

El valor de la producción se obtiene multiplicando el precio de los productos por el volumen producido. En el Gráfico 3 se observa que los precios percibidos por la producción agraria, en términos nominales, se han mantenido prácticamente constantes desde 1993 hasta la actualidad. Si se transforman en términos reales empleando el deflactor del PIB, se obtiene que los precios de la producción agraria han descendido casi un 44 % en España y un 23 % en la UE-15. Los resultados han de interpretarse considerando al conjunto de

[2] Este cálculo se realiza comparando la media de este valor para los tres primeros y los tres últimos años del período, con el objeto de amortiguar las subidas o bajadas interanuales de la PRA. Todos los porcentajes de variación que se expongan a partir de ahora para las diferentes macromagnitudes, se entiende que están calculados de esta manera.

la producción agraria como un agregado de todos los sectores que conforman el sector primario. Habrá sectores cuyos precios habrán subido y otros que habrán bajado, pero en su conjunto, los precios de los productos agrarios a nivel del productor se han comportado, tal y como indica el Gráfico 3.

Gráfico 2. Producción Rama Agraria (PRA), valor nominal y real. España y UE-15. Variación 1993-2011. Índice 1993=100

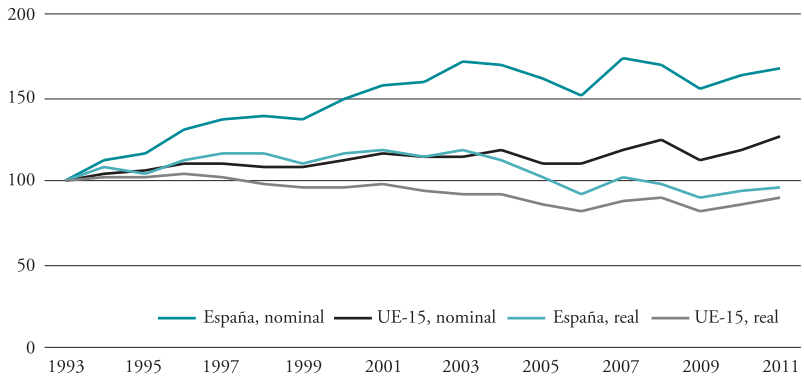
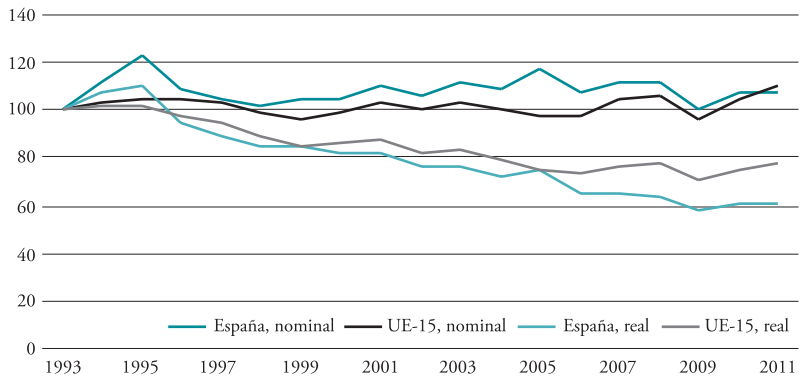


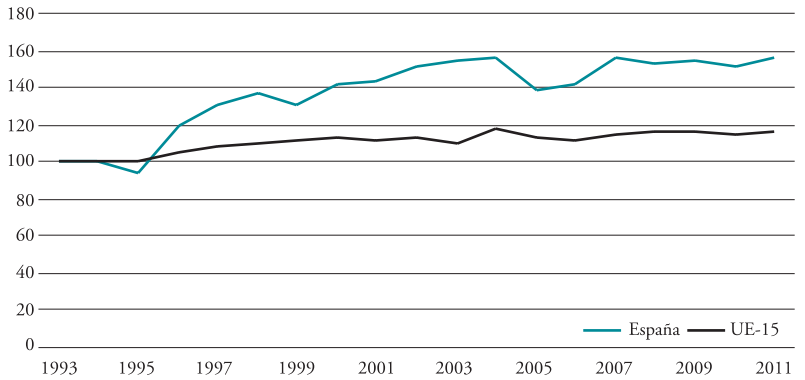
Gráfico 3. Producción Rama Agraria (PRA), precio nominal y real. España y UE-15. Variación 1993-2011. Índice 1993=100



Las variaciones que se producen en el valor pueden deberse a variaciones en los precios, en la producción, o a una combinación de ambos factores. Para que el valor nominal de la producción pueda subir (Gráfico 2), mientras que los precios nominales se mantienen (Gráfico 3), es necesario producir más y mejor (Gráfico 3). En el Gráfico 3 se observa cómo el volumen de producción

ha subido en España desde 1993 hasta 2011 un 56,6 % y en la UE-15 un 15,2 %. Esta subida no implica necesariamente que se produzca un 56,6 % más de cantidad ahora que hace 18 años, sino que los productos obtenidos y la estructura de producción han evolucionado hacia cultivos o producciones ganaderas más rentables[3]. Esta mejora de la estructura productiva de la agricultura y ganadería se ha producido de forma más notable en España que en el total de los países de la UE-15.

Gráfico 4. Producción Rama Agraria (PRA), volumen. España y UE-15. Variación 1993-2011. Índice 1993=100



3.2. Intensificación de la agricultura española

Los datos y gráficas previas muestran el elevado crecimiento de la producción agraria en España en las dos últimas décadas, en especial si se compara el mismo con los países de nuestro entorno. En parte, el menor desarrollo inicial de nuestra agricultura, y por tanto su mayor margen de recorrido explican estas diferencias de comportamiento. Pero ¿cómo se ha desarrollado este proceso? El incremento de la producción agraria en España ha obedecido a un proceso de intensificación de la agricultura española, que se ve principalmente reflejado en una mayor utilización de *inputs* (consumos intermedios en terminología de las Cuentas Económicas de la Agricultura) y en una mayor capitalización de las explotaciones (cuyo reflejo son las amor-

[3] Esto se debe a que, en las cuentas económicas de la agricultura, al igual que en la contabilidad nacional, las mejoras en la calidad de los productos que permiten acceder a precios superiores se imputan contablemente como mejoras en la cantidad de producto obtenido.

tizaciones). Así, el peso de los consumos intermedios sobre la Producción de la Rama Agraria en 2011 fue del 48,3 %, cuando la media durante el período 2005-2010 había sido de 42,5 % y la media en el período 1993-1995, 34,2 %. Por su parte, en 2011, las amortizaciones representaron el 11,5 % de la PRA mientras que en 2005-2010 habían supuesto el 11,0 % y en el período 1993-1995 tan solo un 7,9 %.

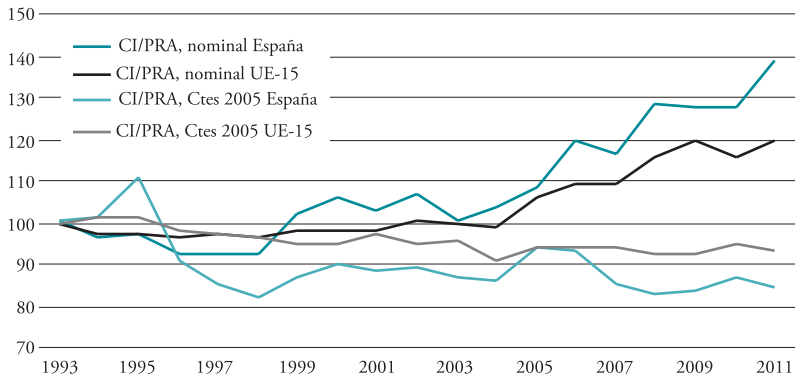
El proceso de intensificación de la producción agraria ha sido generalizado en toda la UE. Teniendo en cuenta el nivel del que partía la agricultura española, su intensificación ha sido mucho más acusada en términos relativos. Sin embargo la agricultura española sigue teniendo un carácter mayoritariamente extensivo cuando lo comparamos con la media de la UE-15. Así, el peso de los consumos intermedios respecto a la PRA en 2011 en la UE-15 fue de 60,5 % (mientras en 2005-2010 se situaba en 57,3 % y en 1993-1995 en 50,0 %). Por su parte, las amortizaciones en la UE-15 representaron en 2011 el 16,0 % de la PRA (16,1 % en 2005-2010 y 12,8 % en 1993-1995).

Esta intensificación del proceso productivo en el sector agrario en España ha venido acompañada de una importante mejora en la eficiencia en el uso de los consumos intermedios. El crecimiento del gasto en consumos intermedios es una respuesta al crecimiento de la capacidad productiva de la agricultura española en mucha mayor medida que al aumento de sus precios unitarios.

Así, en 2011 se consume menos cantidad de combustibles, fertilizantes, semillas, etc. por cada unidad producida de productos agrarios que 18 años atrás (un análisis más detallado de la mejora en la eficiencia en el uso de factores de producción y su evolución por tipo de *input* se encuentra en MAGRAMA 2012a). Esta evolución (Gráfico 5) se calcula dividiendo los Consumos Intermedios entre la PRA, expresadas ambas macromagnitudes en precios constantes de 2005[4]. Por cada 100 unidades producidas, en España había que utilizar en 1993 cerca de 40 unidades de insumos, mientras que en 2011 se utilizan 35 unidades (un 15 % menos). Por tanto, el sistema productivo agrario español es más eficiente, en términos relativos se produce más con menos. Estas cifras son mejores que las de la media de la UE-15, donde por cada 100 unidades producidas son necesarias 54 unidades de insumos (un 7 % menos que en 1993).

[4] La metodología de Eurostat para construir valores a precios constantes (en este caso de 2005) multiplica el valor en volumen de la variable en cada año (en este caso la PRA o los consumos intermedios) por los precios del año base (en este caso, 2005).

Gráfico 5. Participación del valor CI respecto al valor PRA, en términos nominales y a precios constantes de 2005. España y UE-15. Variación 1993-2011. Índice 1993=100



3.3. Productividad

Una tercera característica de la agricultura en España es su capacidad para retener mucho mayor valor añadido que la agricultura europea. España, como se ha mencionado, es la cuarta agricultura europea por valor de su producción agraria; sin embargo, en términos de valor añadido bruto, la agricultura española es la tercera y recorta distancias con respecto a las de Francia e Italia, debido a que la agricultura española retiene el 51,4 % del valor de lo que factura (ratio VAB/PRA; que se eleva a 57,5 % en el período 2005-2010), muy por encima de la media de la UE-15, que retiene el 39,3 % (42,7 % en el período 2005-2010).

En este sentido nos enfrentamos a una cierta paradoja. Cuando analizamos la productividad por hectárea o por empleo, nos encontramos con que la agricultura española, a partir de unas limitaciones climáticas que configuran un carácter extensivo y aparentemente poco productivo, presenta, efectivamente, un valor de producción por hectárea (1.733 €/ha de SAU en 2011) o por empleo (46.633 €/UTA) inferiores a los de la UE-15 (2.592 €/ha SAU y 60.269 €/UTA). Sin embargo, cuando analizamos la productividad en sus verdaderos términos de valor añadido bruto por hectárea o por empleo, las diferencias se recortan sensiblemente en la productividad por superficie y se anulan en la productividad por empleo: 891 €/ha en España frente a 1018 €/ha en la UE-15; 23.962 €/UTA en España frente a 23.676 €/UTA en UE-15.

En términos de formación de rentas, la Renta Agraria por UTA sigue una evolución similar a la del VAB/UTA en España, dado que la cuantía de las otras subvenciones (básicamente, las subvenciones desacopladas del Régimen de Pago Único de la PAC) y las Amortizaciones han tenido una evolución paralela, creciente en ambos casos, siendo superiores las Otras subvenciones, razón por la cual la Renta Agraria supera al VAB. De esta manera, en 2011, la Renta Agraria por UTA en España alcanzó 24.824 euros, frente a los 22.433 euros en la UE-15. No obstante, la Renta Agraria por UTA es aproximadamente un 25 % inferior a la remuneración del empleo asalariado en España en el resto de sectores (ver el recuadro «El apoyo público al sector agrario», en MARM, 2009), pese a que la Renta Agraria no solo remunera el trabajo, sino el capital y la tierra propios.

¿Qué factores explican las cifras anteriores? Fundamentalmente se trata de un factor de especialización productiva: producimos productos de alto valor añadido (frutas, hortalizas, aceite de oliva), entendiendo como productos de valor añadido aquellos de alta relación PRA/CI, es decir, aquellos en los que por cada euro invertido en factores de producción se obtienen más euros en valor de la producción. El valor de esta relación depende no solo del producto (por ejemplo, hortalizas, un producto de elevada importancia tanto en España como en la UE-15) sino del sistema productivo, de las condiciones de producción, que harán que se requieran menos *inputs* para alcanzar el mismo *output*. Sin embargo, es necesario también analizar el valor añadido que se retiene en toda la cadena, y eso conlleva también analizar el que se deja de retener, por ejemplo, exportando a precios inferiores a los que exportan nuestros competidores, aspectos ambos a los que volveremos en los siguientes apartados del capítulo.

De esta manera, la agricultura española, respecto a la agricultura europea, se caracterizaría por su elevada capacidad productiva, eficiencia en el uso de consumos intermedios, y, consecuencia en parte de estas dos características previas, elevado valor añadido. Recordemos no obstante lo dicho en la introducción respecto a la composición sectorial del sector agrario en España y su comparación con el europeo. Es decir, esa mayor productividad y eficiencia de la agricultura española no implica que, en cada sector (cereales, ganadería, etc.) el comportamiento en España supere al de la UE-15, pero sí que en su agregación, teniendo en cuenta el diferente peso de cada sector en ambos entornos geográficos, la capacidad productiva del sector agrario en España es más elevada que la de la UE-15, denotando por tanto una ventaja compara-

tiva para su desarrollo en España, lo que equivaldría a decir que España tiene objetivamente una mayor capacidad para responder al reto de satisfacer las necesidades de alimentación de la población europea.

3.4. Dependencia de las subvenciones

Analizado el proceso productivo agrario y su productividad, cabe preguntarse hasta qué punto esta capacidad productiva de la agricultura española depende en gran medida de la presencia de subvenciones, factor este que puede poner en cuestión la permanencia en el tiempo de un determinado proceso productivo. Si de nuevo analizamos comparativamente las cuentas económicas de la agricultura en España y en la UE-15 observamos que el peso de las subvenciones sobre la Renta Agraria es menor en el caso de España. En concreto, el concepto «otras subvenciones» (que incluye el Régimen de Pago Único o ayudas desacopladas de la PAC, componente mayoritario de las ayudas europeas) representó en 2011 en España el 27,2 % de la Renta Agraria, mientras que en la UE-15 ascendió a un 37,2 % (por ejemplo, en Francia representaron el 37,1 % y en Alemania un 53,2 %). Por tanto, no se puede afirmar que la competitividad y productividad de la agricultura española se base en una presencia masiva de subvenciones, o al menos no superior a la de los países europeos de nuestro entorno. De nuevo, la composición sectorial de nuestra agricultura, con elevado peso de sectores con nula o muy baja presencia de subvenciones (porcino, frutas, hortalizas) es responsable de estos resultados (de hecho, Italia presenta un porcentaje similar al de España, 24,3 %).

Si se tiene en cuenta que las ayudas del primer pilar de la PAC (las destinadas al mantenimiento de rentas y apoyo a la producción agraria) están clasificadas en varios subtipos, el análisis de en qué medida se perciben más o menos ayudas de un subtipo u otro en cada país aporta también información sobre la agricultura de cada país, y en especial su mayor o menor orientación al mercado. Así, las ayudas del primer pilar se pueden dividir en tres subtipos: ayudas destinadas a la intervención de mercados (ayudas en regresión dentro de la PAC en las que prima la componente productiva y clasificadas en el marco de la Organización Mundial de Comercio como ayudas de caja ámbar), ayudas directas a cultivos (también en regresión, ayudas clasificadas como caja azul, cuya cuantía no depende de la cantidad producida, pero sí requieren producción) y ayudas del régimen de Pago Único (ayudas desacopladas, independientes de la producción que ni siquiera requieren que esta se produzca, clasificadas como caja verde).

Realizando el mencionado análisis obtenemos un nuevo indicador de la mayor orientación al mercado de la agricultura española respecto a la del resto de Europa. Así, el peso que en España tienen las ayudas destinadas a la intervención de mercados es del 20,9 % del total de la UE, porcentaje muy superior al representado por el régimen de Pago Único y las ayudas directas a cultivos, de las cuales España recibió en 2011 el 13 % del total.

3.5. Transformación de la producción agraria

Como podíamos ver en el Gráfico 1, el sistema agroalimentario en España se había caracterizado tradicionalmente por un bajo nivel de transformación de la producción (ratio VAB IAA / VAB agrario). Sin embargo, a lo largo de la última década este ratio no ha cesado de aumentar, contribuyendo a retener un mayor valor añadido, no ya como sector agrario, sino como sistema agroalimentario.

Así, la industria agroalimentaria se ha convertido en la primera rama de la industria española, con un 19,9 % de las ventas de productos, un 17,7 % del importe neto de la cifra de negocios y un 17,6 % de las personas ocupadas. De hecho, el sector ha destacado durante todo el período de crisis por mantener unas tasas de desempleo muy inferiores a la media nacional, concretamente un 12,4 % en 2012 según los datos de la EPA.

Además, la industria de alimentación, bebidas y tabaco supera al resto en términos de productividad, ascendiendo en 2011 las ventas netas de producto por persona ocupada a 248.150 euros, cifra un 12,8 % superior al resto de sectores industriales.

3.6. Endeudamiento

El nivel de endeudamiento del sistema agroalimentario en España constituye un indicador de la sostenibilidad del mismo, pudiendo alertar de problemas futuros para mantener los niveles productivos actuales (bien por incapacidad de acceso a crédito en el futuro, bien por excesivo coste de la deuda contraída en el pasado) en el caso de que el mismo deba ser considerado excesivo. Obviamente, la intensificación del sector agroalimentario español a lo largo de las últimas décadas ha provocado un incremento de la deuda total contraída del sector. Sin embargo, no puede considerarse que dicha deuda condicione la sostenibilidad económica del sector puesto que:

- El nivel de endeudamiento en el tercer trimestre de 2012 es acorde (incluso ligeramente inferior) al peso del sector en el conjunto de la economía española, al representar el crédito vivo al sector agrario el 2,1 % del crédito total a las actividades económicas en España y el crédito a la industria agroalimentaria el 2,3 %.
- En términos relativos, el nivel de endeudamiento actual (18.620 millones de euros) es muy inferior al que se alcanzó en décadas pasadas, representa el 82 % de la Renta Agraria. De hecho, a lo largo de la crisis el sector ha reducido en más de un 20 % su deuda, que alcanzó 23.900 millones de euros en 2008, si bien es cierto que este descenso refleja también las dificultades crecientes en el acceso al crédito.
- Consecuencia de lo anterior, el coste de los intereses derivados de la deuda contraída puede ser razonablemente atendido con el valor de la producción anual. El análisis realizado en MARM (2011b) cifra este coste en el 2,27 % del valor de la producción agraria anual.
- La posición patrimonial del sector es muy sólida, con un valor de los activos que supera muy ampliamente la deuda total contraída. En 2007, el endeudamiento total contraído por el sector reflejado en los datos del Banco de España representaba el 23 % del valor de los activos que se derivaría de los datos de la Red Contable Agraria en España.

Por el contrario, sí resulta preocupante la evolución reciente de la morosidad del sector. Aunque la tasa de créditos dudosos sobre el crédito total en el sector (8,5 % en agricultura, 8,2 % en industria agroalimentaria) permanece muy por debajo de la tasa general de las actividades productivas en España (16,6 %), dos factores de alarma surgen al analizar este dato, más allá del propio carácter preocupante del dato en sí:

- Su rápido deterioro en el último año, pues hace un año (tercer trimestre de 2011) se situaba en el 5,8 %.
- El hecho de que estas tasas superan la del conjunto de la economía cuando de ella se excluyen el sector de la construcción (26,4 %) y el de las actividades inmobiliarias (30,3 %), pues, excluidos estos, la tasa cae al 7,5 %.

4. Demanda: consumo nacional y comercio exterior

Una aproximación inicial al análisis de la sostenibilidad de la agricultura española en su dimensión estrictamente de proceso productivo no sería completa si no evaluamos también las características y tendencias de los mercados a los que se dirige. Por muy eficiente que sea el proceso productivo, por mucho valor añadido que retenga, poca viabilidad podrá tener en el futuro si no se produce lo que los clientes desean.

El primer mercado de destino de la producción agraria española son los propios consumidores nacionales. En los años precedentes, la población española ha experimentado un crecimiento relevante (desde 40 a 47 millones de habitantes) y un aumento de su capacidad adquisitiva. Esta evolución tuvo un efecto agregado positivo sobre la demanda de productos agroalimentarios, si bien atemperado por la menor proporción de renta que cada año los hogares han venido dedicando a la adquisición de alimentos.

Sin embargo, la crisis económica ha roto gran parte de estas tendencias desde 2008: estancamiento de la población y menor capacidad adquisitiva han hecho que, de acuerdo a los datos del panel de consumo alimentario, haya permanecido prácticamente constante en los últimos años tanto el gasto per cápita como del consumo agregado total. Y ello pese a que, por primera vez en la historia reciente de cálculo del IPC la ponderación del grupo alimentos y bebidas haya crecido en 2012 (ponderación de 18,26 %) respecto al año previo (18,16 %), lo que no es sino reflejo del descenso de la capacidad adquisitiva de los hogares.

De esta manera, tanto por estancamiento de la demanda nacional como por el propio crecimiento de la capacidad productiva del sistema agroalimentario español, las exportaciones se vuelven cada vez un destino más relevante para el sector. Evaluar el comportamiento exterior del sistema agroalimentario se convierte así en otro elemento clave para analizar la sostenibilidad a largo plazo del mismo.

El primer aspecto que puede caracterizar este comportamiento exterior es el grado de apertura comercial. Medida esta como el cociente entre el comercio total (exportaciones + importaciones) en relación al PIB de una nación o el VAB de un sector, encontramos que mientras la apertura del conjunto de la economía española se sitúa en el 35 %, la tasa de apertura del sector agroalimentario es del 120 % (MARM, 2011c). Por tanto, como primera característica, el sector está mucho más acostumbrado a competir en los mer-

cados internacionales que el resto de la economía española. De hecho, en el último año (de diciembre de 2011 a noviembre de 2012), las exportaciones agroalimentarias (sin contar sector pesquero), con 30.464 millones de euros, representaron el 13,8 % de todas las exportaciones españolas, convirtiendo a España en el octavo exportador agroalimentario mundial, cuando nuestra posición exportadora total como país es la 18ª.

El segundo aspecto que resalta positivamente es el saldo comercial positivo (+6.900 millones de euros en el mencionado período), su evolución muy positiva en los últimos años (incremento de un 40 % respecto a la media del período 2006-2010) y la enorme contribución que este saldo representa para contrarrestar la negativa balanza comercial española, que en el último año se sitúa en -34.239 millones de euros y que en la media 2006-2010 alcanzó los -77.000 millones de euros.

Este comportamiento diferencial ante el comercio exterior del sector agroalimentario respecto al resto de sectores económicos queda sintetizado en el Índice de Ventaja Comparativa Revelada, un índice muy extendido en la literatura económica sobre comercio que refleja la mayor (signo positivo) o menor (signo negativo) capacidad exportadora de un sector económico respecto al resto de sectores de su país. En el caso de España, en 2009, este índice se situó en +0,49 para el sector agroalimentario, cuando en nuestros más cercanos competidores Francia e Italia, el índice arrojó valores de +0,34 y -0,17 respectivamente. Es decir, la capacidad exportadora del sector agroalimentario es más importante para la economía española que para la francesa, y mucho más que para la italiana, país en el que el saldo comercial exterior agroalimentario sería peor que el del resto de sectores.

Por el contrario, el mantenimiento a largo plazo de esta positiva evolución de los flujos comerciales puede verse amenazado por la excesiva concentración de las exportaciones españolas, que en 2011 se dirigieron en un 76,8 % a la UE y totalizando tres destinos (Francia, Alemania e Italia) el 53,1 %. No obstante, las exportaciones españolas han venido la diversificándose en la última década. Así, el índice de Herfindahl-Hirschmann (HHI), utilizado para medir la concentración del comercio, se situó en 2011 en 875 puntos, denotando un carácter «poco concentrado», habiendo descendido más de 200 puntos desde 2003. No obstante, en la mayoría de los principales productos de exportación españoles, salvo vino, la concentración de las exportaciones españolas era superior a la de nuestros principales rivales comerciales. Este era el caso del aceite de oliva y las frutas, más concentradas en sus exportaciones que en Italia; el

del porcino, mucho más concentrado que en Alemania; o el de las hortalizas, más concentradas que en Holanda.

El segundo aspecto preocupante al analizar el comercio exterior agroalimentario de España es que con frecuencia su evolución positiva se debe a fuertes descensos de los precios unitarios de exportación, o al menos a la exportación a precios inferiores a los que exportan nuestros principales competidores. Dos ejemplos de esta situación se encuentran en el aceite de oliva y el vino, dos de los principales productos exportadores españoles.

En el caso del aceite de oliva, España exportó en 2011 a un precio unitario de 2,13 €/kg, muy por debajo del precio medio de exportación de Italia (3,07 €/kg). De hecho, entre 2007 y 2011, España ha tenido que bajar los precios unitarios de exportación un 23 % para aumentar las exportaciones un 32 %. Sin embargo, en Italia una disminución de los precios unitarios de un 10 % ha permitido un aumento de las exportaciones del 23 % en volumen. En el caso del vino, en 2011 exportamos el 50 % de nuestra producción, pero a un precio de 0,99 €/kg, frente a un precio medio de 1,87 €/kg de Italia y 5,05 €/kg de Francia.

5. Otras debilidades y amenazas

A lo largo de los apartados anteriores, al describir y analizar las características de la agricultura española como actividad económica se han venido poniendo de manifiesto las principales fortalezas y debilidades de la misma. El objetivo de este apartado es resaltar algunas otras características que pueden cuestionar el mantenimiento de su capacidad productiva en el futuro.

Un primer aspecto que ha sido abundantemente analizado a lo largo del tiempo por la literatura en el campo de la economía agraria española son las deficiencias en sus *estructuras productivas*[5]. Con frecuencia los aspectos más analizados han sido la escasa dimensión de las explotaciones, especialmente en términos de dimensión económica, y la elevada edad media de sus titulares. Si, al igual que se ha hecho con otros factores, analizamos estos factores en función de su evolución reciente y de manera comparativa con el resto de Europa, encontramos que en 2007, las explotaciones españolas tenían una dimensión económica media de 20,6 UDE (*Unidades de Dimensión Económica*,

[5] A este respecto puede consultarse igualmente los contenidos del capítulo 3 de este mismo libro escrito por los profesores Arnalte, Moreno y Ortiz.

es decir, su margen bruto estándar era de 24.720 €/año) frente a las 53,6 UDE de las explotaciones de Francia, si bien la media de la UE-15 era de 23,8 UDE. En cuanto a la evolución, respecto a los anteriores datos (2005), la dimensión de las explotaciones españolas había aumentado un 11,4 %, en Francia un 6,3 % y en la media de la UE-15 un 5,1 %. Digamos que, en un contexto globalizado como el actual, no son tanto las explotaciones españolas como las de Europa en su conjunto las que se caracterizan por su escaso tamaño y avanzada edad de sus titulares, edad en parte contrarrestada en España por la presencia en proporción mucho mayor de mano de obra asalariada, que reduce la edad media de los ocupados en la agricultura hasta los 43 años (MAGRAMA, 2012c).

Sin embargo, sí resulta un factor limitante en comparación con Europa la escasa formación de nuestros agricultores. Según el Censo Agrario de 2009, solo un 15 % de los agricultores españoles tienen formación agraria específica (bien sea universitaria, profesional o de otro tipo), si bien este porcentaje era de tan solo el 5 % en 1999 y además aumenta hasta el 29 % cuando se trata de titulares de menos de 45 años. Se trata de un nivel similar al de Italia, pero muy inferior al de países como Francia (en torno al 50 %), Alemania (55 %) u Holanda (por encima del 60 %).

Un segundo aspecto limitante a destacar es la *dependencia de materias primas externas para la alimentación animal.* La ganadería intensiva española, particularmente el sector porcino, es uno de los principales componentes que explican el crecimiento de la capacidad productiva y del saldo exportador español. Sin embargo, este desarrollo se ha hecho a costa de aumentar el peso de los piensos dentro de los consumos intermedios, hasta el punto de que en el trienio 2009-2011 representaron el 50,2 % del total de consumos intermedios, con un valor de 9.202 millones de euros. En cuanto al comercio exterior, la suma de importaciones de cereales y soja arroja un valor en el último año de más de 4.800 millones de euros (saldo negativo de – 4.400 millones de euros), presentando además la particularidad de estar centradas en muy pocos países de procedencia. Recurriendo de nuevo al índice HH, en 2011, arrojó valores de 4.722 para soja, 2.777 para cebada y 2.405 para maíz, valores todos ellos que denotan una muy alta concentración de las importaciones.

Aunque sin duda será analizado con más detalle en el capítulo 4 de este libro, no puede cerrarse un apartado de debilidades y amenazas como este sin mencionar la *dependencia de recursos naturales escasos.* Si bien es este un aspecto que condiciona cualquier proceso productivo, máxime el agrario, en cualquier parte del mundo, en el caso de la agricultura española cobra su máxima

expresión en relación con factores como el uso del agua o la erosión. En el caso del agua, tanto en términos de cantidad, pues aproximadamente dos tercios del valor de la producción vegetal nacional se genera en tierras de regadío (ver al respecto la recopilación de trabajos que se encuentra en Gómez-Limón *et al.*, 2009), como de calidad, con problemas en determinados agrosistemas en ambas direcciones (riego con aguas salinizadas y deterioro de la calidad de las aguas por contaminantes de origen agrícola). En el caso de la erosión, la pérdida de suelo fértil para la agricultura compromete a largo plazo la viabilidad de los sistemas ubicados en las zonas más vulnerables, tales como los cultivos leñosos en zonas de pendiente (olivar y almendro fundamentalmente), al tiempo que incrementa los costes productivos a través de las medidas para limitar su impacto, bien sean activas (construcción de bancales y terrazas) o pasivas (limitación de laboreo en pendiente).

A estos factores cabe añadir, cuanto menos, la gestión de unos residuos que crecen conforme aumenta la producción (residuos tanto agrícolas como ganaderos, con diversas posibilidades de reutilización y valorización, muchas de ellas ligadas a soluciones energéticas) y las huellas ecológicas de la actividad, principalmente huella de carbono y huella hídrica, elementos cada vez más presentes en las elecciones del consumidor (directas o indirectas a través de las grandes cadenas de distribución) y que pueden resultar especialmente relevantes para una agricultura de vocación exportadora como la de España.

Finalmente, es necesario mencionar que el análisis agregado que se ha efectuado en este capítulo no permite precisar la sostenibilidad, productividad o viabilidad a largo plazo de las diferentes *agriculturas* presentes en el agro español. En este sentido, igual que los sistemas intensivos, aparentemente más productivos, pueden ver condicionada su viabilidad futura por las amenazas expuestas anteriormente, también los sistemas extensivos se ven amenazados, en este caso porque su menor capacidad productiva, menor productividad, les hace poco capaces de competir vía precios, por lo que su supervivencia depende bien de la existencia de subvenciones específicas, bien de la capacidad del consumidor de remunerar sus productos a un precio superior, lo que exige previamente la capacidad de diferenciar sus producciones.

En la evolución reciente del sistema agrario español, y precisamente en respuesta a la mayor orientación al mercado que supuso la Reforma de la PAC del año 2003 y el desacoplamiento de las ayudas (en el sentido de que, una vez desacopladas las ayudas, las decisiones del productor no se ven influidas por el nivel de ayudas de cada cultivo o actividad ganadera, ni incluso por la propia

permanencia en la actividad) podemos encontrar dos ejemplos recientes de este riesgo de abandono en la evolución de la cabaña ovina y del cultivo de leguminosas grano. En el caso de la cabaña ovina, cuyos efectos beneficiosos sobre el medio ambiente y la gestión del territorio han sido ampliamente estudiados (véase, por ejemplo Correal y Sotomayor, 2011), el desacoplamiento (primero parcial y luego total) de las ayudas, junto con otros importantes factores como la caída del consumo nacional y la penosidad del trabajo en las labores de pastoreo han llevado a una reducción de la cabaña desde los 23 millones de cabezas en los años 2003-2004 hasta los menos de 17 millones actuales. En el caso de las leguminosas grano, cuya proporción de externalidades ambientales positivas ha sido también ampliamente estudiada (ver por ejemplo, Lloveras, 2011), la superficie cultivada descendió desde las 570.000 hectáreas de los años 2003-2004 hasta poco más de 200.000 hectáreas en 2008, si bien en 2011-2012 habrían remontado hasta las 470.000 hectáreas, quizá en respuesta al déficit de productos de alimentación animal en la agricultura española.

6. Conclusiones

Como se indicaba en la introducción, solo el examen completo de las dimensiones económicas, social y ambiental del proceso productivo agrario en España puede determinar su sostenibilidad o no. Por tanto, todo lo dicho en este capítulo queda condicionado a los análisis que se realicen en el resto de capítulos de este libro.

De hecho, en el breve análisis de amenazas y debilidades efectuado ha quedado patente la necesidad de alcanzar la triple dimensión de la sostenibilidad para poder asegurar la viabilidad a largo plazo de un agrosistema, condición que trata de resumir en una sola palabra el cada vez más utilizado concepto de resiliencia. Así, pese a las mejoras de la productividad derivadas de la intensificación y tecnificación de la agricultura española, estas pueden estar condicionadas a largo plazo por la escasez de recursos hídricos o la dependencia de las importaciones de soja. Por su parte, pese a su contribución sobre el medio ambiente y el medio rural, numerosas producciones extensivas se encuentran amenazadas por su escasa rentabilidad económica.

No obstante, el análisis efectuado sobre los aspectos económicos permite afirmar, en primer lugar, el carácter estratégico que el sistema agroalimentario tiene para la economía española, por su peso económico, por su carácter exportador, por su capacidad productiva y por las ventajas que revela sobre otros sectores de la economía española.

En segundo lugar, la evolución reciente del sistema agroalimentario español ha demostrado una elevada capacidad productiva, importantes ganancias en eficiencia en el uso de los factores de producción y mejoras de la productividad relacionadas con un proceso de intensificación de la agricultura española que no por ello ha dejado de tener un carácter extensivo en términos relativos. Sin embargo, todos estos logros, y en especial la capacidad futura del sector para seguir creciendo, se han visto contrarrestados por la evolución de los precios percibidos, tanto en el mercado interior como en el exterior, que explica que, pese a todas las ganancias apuntadas, la Renta Agraria en España, en términos reales ha descendido un 33 % entre 2003 (su máximo) y 2011 (el descenso es de solo un 18 % si se analiza desde 1993) y, en términos reales por persona ocupada (por UTA), ha caído un 20 % desde 2003 (se ha mantenido desde 1993).

De esta manera, desde el punto de vista económico, la principal amenaza para la agricultura sería la baja remuneración de sus producciones, tanto en el mercado nacional (precios percibidos por los productores) como el de exportación (precio unitario de las exportaciones). Se trata esta de una conclusión compartida tanto en la esfera política nacional al impulsar el proyecto de Ley de medidas para mejorar el funcionamiento de la cadena alimentaria, como en la europea en el marco de la Reforma de la PAC. Sin embargo, la solución a esta situación no es ni mucho menos evidente, menos aún en un contexto de crisis económica que acentúa la presión a la baja sobre los precios a lo largo de toda la cadena. En todo caso, es posible que las mejoras pasen por aprovechar las diferentes oportunidades que estas iniciativas políticas y otros cambios en el marco de la iniciativa privada de los productores pueden proporcionar: concentración de la oferta, mejora y diferenciación de la calidad, explotación de circuitos cortos, cambios en los hábitos de compra del consumidor, etc.

Referencias bibliográficas

Bifani, P. (1999). *Medio ambiente y desarrollo sostenible*. IEPALA Editorial, Madrid.

Correal, E. y Sotomayor, J.A. (2011). «Sistemas ovino-cereal y su repercusión sobre el medio natural». *Pastos*, 28(2): 137-180.

Gómez-Limón, J.A., Garrido, A., Calatrava Leyva, J., Sáez Fernández, F.J. y Xabadía, A. (Eds.) (2009). *La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.

Goodland, R. (1997). *Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del Informe Brundtland*. Trotta, Madrid.

Jiménez Herrero, L.M. (2000). *Desarrollo Sostenible: Transición hacia la coevolución global*. Pirámide, Madrid.

Lloveras, J. (2011). «El cultivo de la alfalfa y su relación con el medio ambiente». *Pastos*, 29(2): 145-167.

MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2012a). *Evolución de la eficiencia en el uso de la energía en la agricultura*. Análisis y Prospectiva Serie Indicadores nº 10. MAGRAMA, Madrid.

MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2012b). *Posición de España en el comercio internacional de productos agroalimentarios*. Análisis y Prospectiva Serie Indicadores nº 11. MAGRAMA, Madrid.

MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2012c). *Empleo en el sector agroalimentario.* Análisis y Prospectiva Serie Empleo nº 7. MAGRAMA, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2009). *Reforma PAC 2003: efectos sobre ayudas sectoriales*. Análisis y Prospectiva Serie AgrInfo nº 17. MARM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2010). *Evolución del peso del sector agrario y agroalimentario en la economía española*. Análisis y Prospectiva Serie Indicadores nº 7. MARM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2011a). *Evolución de la Renta Agraria 1993*-2009. Análisis y Prospectiva Serie AgrInfo nº 20. MARM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2011b). *Financiación del sector agrario*. Análisis y Prospectiva Serie Agr-Info nº 21. MARM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2011c). *Comercio exterior agroalimentario en el período 2007-2011*. Análisis y Prospectiva Serie Indicadores nº 8. MARM, Madrid.

OSE, Observatorio de la Sostenibilidad en España (2012). *Sostenibilidad en España 2012*. OSE y MAGRAMA, Madrid.

La dimensión social del proceso de ajuste estructural en la agricultura española

Eladio Arnalte Alegre, Olga M. Moreno Pérez y Dionisio Ortiz Miranda
Universitat Politècnica de València

1. Introducción

El análisis de la agricultura como sector productivo ha estado históricamente impregnado de connotaciones sociales. La política agraria también se ha movido siempre en un dilema entre ser estrictamente una política económica, dirigida a ese sector, o bien una política social, más atenta a otros problemas como las bajas rentas de la población ocupada en la agricultura[1]. En los últimos tiempos, el enfoque analítico de la multifuncionalidad ha sido muy útil para explicitar esa función social de la agricultura, pero trasladando forzosamente el análisis de un ámbito agrario a otro rural, es decir al ámbito de un territorio determinado donde están radicadas unas sociedades en las que se manifiestan los efectos «sociales» de la actividad agraria y de sus transformaciones. Son esas sociedades las que pueden tener problemas de sostenibilidad y viabilidad en el futuro[2].

Los problemas sociales del medio rural español han sido analizados por Camarero *et al*. (2009) en términos de sostenibilidad social. Hacen referencia en particular estos autores a los problemas del envejecimiento de la población, a los desequilibrios y desigualdades de género o a los problemas de acceso a la movilidad, clave en el medio rural tanto para articularse con los mercados de trabajo como para acceder a los servicios básicos. De esos problemas se derivan amenazas para la sostenibilidad social de esos territorios, es decir para que sigan siendo territorios vivos, con un entramado humano «suficientemente activo y articulado para generar dinámicas sociales y económicas» que puedan dar satisfacción a las distintas necesidades de esas poblaciones (Camarero *et al*., 2009: 22-23, 173-174). Otro elemento que ha configurado en algunas

[1] La más clara escenificación de ese «doble carácter» de la política agraria es la separación entre un Ministerio de Agricultura y otro dedicado a las «cuestiones sociales agrarias», tal como existe en Brasil o en otros países latinoamericanos.
[2] Reig (2007: 35-36) precisa las relaciones entre *sostenibilidad* y *multifuncionalidad* en el análisis de los sistemas agrarios.

áreas rurales la situación social actual ha sido la llegada de una inmigración extranjera, de carácter laboral, particularmente intensa durante la segunda mitad de la década de los 90 y los primeros años del siglo XXI. Primero estaba vinculada al desarrollo de la agricultura intensiva de exportación en determinadas áreas, y después se ha generalizado hasta alcanzar un peso significativo en las zonas rurales de toda la mitad oriental del país, jugando también un cierto papel en la renovación demográfica de muchas zonas del interior (Camarero *et al.*, 2009: 136-141, 146-147).

La cuestión que nos planteamos en este capítulo es avanzar en el análisis de las relaciones entre la agricultura y su dinámica, por un lado, y las situaciones y problemas sociales de las zonas rurales, por otro. Evidentemente esa relación existe (o ha existido), aunque solo sea porque tales dinámicas agrarias han tenido mucho que ver en la génesis de dichas situaciones. No olvidamos, por ejemplo, que en España (al igual que en otros países del sur de Europa) no llegó nunca a consolidarse de forma generalizada el denominado «modelo danés» de explotaciones familiares modernizadas, con suficiente apoyo institucional, capaces de estructurar en torno a ellas los territorios rurales, tal como sí ocurrió a lo largo del siglo XIX y principios del XX en otros países del centro y noroeste del continente (Hoggart *et al.*, 1995: 82-85; Sivignon, 1996).

Ya en la segunda mitad de siglo, el éxodo rural se desencadenó en nuestro país cuando la industria y las ciudades españolas y europeas necesitaron mano de obra, proporcionando salida a una población que hasta fechas muy tardías (en términos comparativos europeos) se había mantenido en la agricultura. La forma en que se produjo ese éxodo, violenta y concentrada en el tiempo, dejó huellas todavía marcadas en la estructura demográfica de algunas zonas rurales (Camarero, 1997: 233-238).

Ahora la agricultura hace ya tiempo que no constituye la base económica de las zonas rurales, ni tampoco moldea su estructura social. Es cierto, como dice Baptista (2010) para Portugal, que en muchas zonas españolas podemos hablar de un rural «después de la agricultura». Sin embargo, como también este autor reconoce, el rural ha dejado de ser agrario pero, en muchas zonas, todavía «no es otra cosa». Y hay quien piensa (como los autores que, de forma genérica, podemos incluir en la Escuela de Wageningen)[3] que debe ser la agricultura, bajo nuevas formas y desarrollos, la base para que los territorios rurales sean dinámicos y vivos. Por el contrario tampoco faltan los posicionamientos que llaman a olvidar cualquier preocupación «social» ante una even-

[3] Ver, por ejemplo, Van der Ploeg y Roep (2003).

tual (y probable según ellos) aceleración del ajuste en la agricultura, dado justamente su escaso peso en las economías rurales (Blandford y Hill, 2005)[4].

Mientras tanto, la agricultura española sigue su dinámica de transformación, perdiendo efectivos (explotaciones) e incrementando la dimensión física y económica de las que se mantienen, unidades que (al menos en teoría) son cada vez más competitivas y tienen más carácter «empresarial». Se trata, en definitiva, de un proceso de *ajuste estructural*, con efectos también definidos en términos de empleo y configuración de la población ocupada en agricultura, que tiene variantes y peculiaridades en las distintas agriculturas españolas. En los últimos años quizás el rasgo más destacado de ese proceso es que está llevando a la consolidación de un «núcleo duro» de la agricultura española, formado por las explotaciones de mayor dimensión económica, no muy numerosas pero que progresivamente concentran porciones muy significativas de las variables clave del sector (margen bruto sobre todo, pero también superficie y empleo). Aparte de los evidentes efectos sectoriales de este proceso, también tiene impactos territoriales significativos, derivados, por ejemplo, de cuál sea la orientación productiva o el comportamiento en términos de empleo de ese «núcleo duro» de explotaciones.

Para avanzar en estas reflexiones sobre las relaciones entre la actual dinámica de cambio estructural en la agricultura española y la situación y los problemas sociales del medio rural, hemos seleccionado una serie de ítems a tratar en este capítulo. Haremos primero una breve caracterización de las tendencias recientes del proceso de ajuste estructural, incorporando los datos del último Censo Agrario, de 2009, tras discutir algunos problemas de comparabilidad que tienen sus datos con los de los Censos anteriores. La visión de la dinámica en términos físicos que ofrece ese primer apartado, se complementa con un análisis de la dinámica en términos económicos conducente a la consolidación del núcleo duro de explotaciones al que nos hemos referido, análisis que constituye el siguiente epígrafe.

A continuación nos referimos con cierta extensión al análisis de un evidente «aspecto social» de la transformación de la agricultura, la evolución del empleo en el sector y de los rasgos que lo configuran, en particular las relaciones entre empleo familiar y empleo asalariado[5]. Su análisis es desde luego imprescindible en la actual coyuntura económica y del mercado de trabajo en España.

[4] En Arnalte (2006) puede verse una síntesis de los debates entre esas dos formas opuestas de valorar los efectos del ajuste estructural.
[5] El análisis de la evolución del empleo es un tema en el que insisten otros estudios con este enfoque de análisis de los impactos sociales del cambio estructural en agricultura. Ver, por ejemplo, Lobley *et al.* (2005).

Para profundizar en las relaciones agricultura-ruralidad en los distintos paisajes agrarios y rurales españoles, nos detenemos después en la consideración de cuatro análisis de casos, situaciones-tipo que nos permiten contemplar distintas formas de articulación entre la dinámica de la agricultura y la situación social del medio rural. Nos hemos apoyado para su identificación en la tipología de «paisajes sociales de la ruralidad», con distintos problemas y rasgos demográficos, elaborada por Camarero *et al.* (2009) en el texto antes citado. Partimos también de la clasificación de sistemas agrarios con distintos tipos de relaciones entre la estructura de las explotaciones y los territorios rurales, elaborada en otra ocasión con carácter general para las agriculturas del sur de Europa (Arnalte, 1998). Los cuatro casos que contemplamos son el de las zonas rurales deprimidas en áreas de montaña, las llanuras cerealistas interiores, los sistemas de pequeñas explotaciones en áreas rurales dinámicas y las zonas de agricultura intensiva del Sureste.

En el apartado final extraemos algunos elementos trasversales derivados del análisis, apuntamos algunas breves reflexiones sobre los intentos de introducir aspectos sociales (en términos de empleo) en las políticas agrarias –como en el actual proceso de reforma de la PAC– y dejamos también abierto el debate acerca de cómo la actual crisis económica puede incidir en las dinámicas agrarias y rurales, aspecto sobre el cual todavía no se dispone de evidencias empíricas suficientemente consistentes.

2. Tendencias recientes del ajuste estructural en la agricultura española

La estructura de la agricultura española ha evolucionado a ritmos cambiantes a lo largo del período de análisis para el que disponemos de datos, a partir del Censo Agrario de 1962. Tras un ajuste considerable en los años 60, en plena crisis de la agricultura tradicional (se redujo un 12 % el número de explotaciones, y aumentó su tamaño medio en un 17 %), el proceso se ralentizó en los años 70 y, sobre todo, en los 80, dando lugar a la preocupación por la rigidez de la estructura de la agricultura española, justamente en las primeras fases de su integración en la Comunidad Europea. Sin embargo, los años 90 registraron una brusca aceleración del ajuste, con la desaparición de un 22 % de las explotaciones y el crecimiento en un 36 % de su dimensión física media (SAU/explotación), mientras se duplicaba su

dimensión económica (margen bruto por explotación). Esta síntesis de las tendencias decenales está apoyada en los sucesivos Censos Agrarios, aunque a partir de 1987 la elaboración de las Encuestas de Estructuras con periodicidad bianual, referidas a un universo de explotaciones más reducido, ha permitido un seguimiento paralelo de esa evolución (Arnalte, 2002; López Iglesias, 2003; Arnalte *et al*., 2008).

Para el análisis del proceso durante la primera década del siglo XXI disponemos de los datos del Censo Agrario de 2009, si bien la modificación sustancial de su universo de referencia respecto al utilizado en Censos anteriores plantea algunos problemas de comparabilidad. Siguiendo las directrices establecidas a nivel UE[6], el Censo ha reducido su ámbito de observación. Desde el utilizado en los Censos anteriores (todas las explotaciones con al menos 0,1 hectáreas de superficie o 2 unidades ganaderas) ha pasado a uno mucho más restringido, que incluye solamente las explotaciones con al menos 1 hectárea de SAU, más algunas excepciones referidas a explotaciones orientadas a determinados cultivos específicos o a ganadería con superficies por debajo de ese umbral (INE, 2011). Este universo se aproxima al utilizado hasta ahora por las Encuestas de Estructuras, aunque es algo más amplio al incluir más excepciones que las Encuestas a la norma general que establece el límite de la población observada en las explotaciones de una hectárea de SAU.

La información facilitada por el INE permite una comparación «a universo constante» entre los Censos de 1999 y 2009, pero solamente para las grandes cifras censales. La combinación de estos datos con los referidos al período intercensal anterior (1989-1999) que hemos recogido en la Tabla 1 permite una evaluación del alcance del cambio de universo introducido, así como una primera aproximación a las tendencias de ajuste en la última década.

[6] Reglamento (CE) N.º 1166/2008, ver en especial artículo 3 y Anexo II. Ver también http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_SDDS/EN/ef_esms.htm#comparability (consultado en febrero 2013) para comprobar las modificaciones de umbrales introducidas por algunos Estados Miembros y los problemas de comparabilidad que plantean.

Tabla 1. Grandes cifras de la estructura de las explotaciones. Evolución en los dos últimos períodos intercensales

	Período 1989-1999			Período 1999-2009		
	Censo 89	Censo 99	Var. (%)	Censo 99*	Censo 09	Var. (%)
Número de explotaciones (miles)	2.284,9	1.790,1	-21,7	1.289,5	989,8	-23,2
Superficie total (miles de hectáreas)	42.939,2	42.180,9	-1,8	35.207,3	30.614,4	-13,0
Superficie agraria utilizada (SAU) (miles de hectáreas)	24.740,6	26.316,8	+6,4	26.159,2	23.752,7	-9,2
SAU/explotación (ha)	10,8	14,7	+36,1	20,7	24,6	+18,5

** Datos referidos al universo del Censo de 2009.*

Fuente: Elaboración a partir de INE (2011) y de los Censos Agrarios de 1989 y 1999.

La aplicación del nuevo universo de 2009 a los datos del Censo Agrario de 1999 (último inventario «completo» de la agricultura española) supone dejar fuera del mismo un 28 % de las explotaciones censadas ese último año, aunque ese nuevo universo sí recogería el 83,5 % de la superficie total censada y el 99,4 % de la SAU de 1999.

A partir de estos datos, la valoración de la intensidad del ajuste experimentado por la agricultura española durante la última década debe considerar varios aspectos.

En primer lugar, observamos que el número de explotaciones ha sufrido una importante reducción (23 %), de una magnitud similar a la registrada en el decenio anterior (22 %). Sin embargo, para una comparación más precisa entre los cambios registrados en los dos períodos habría que plantear hipótesis sobre cuál ha sido en esta última década el comportamiento de las más pequeñas explotaciones (las menores de una hectárea de SAU con orientaciones extensivas no incluidas en las excepciones en la delimitación del universo), ya que la cifra de variación del período 89-99 incluye a estas explotaciones pero no la del período 99-09. La experiencia de períodos anteriores muestra que esas más pequeñas explotaciones desaparecen a una velocidad superior a la media en las fases de intenso ajuste, por lo que resulta lógico pensar que si se hubieran incluido en el universo del último período, el proceso arrojaría cifras de caída de explotaciones aún mayores. Sin embargo, no puede descartarse del todo que haya empezado a notarse en el caso español lo que se aprecia en algunas agriculturas europeas en las últimas décadas, esto es, la mayor resistencia de esas pequeñas unidades, frecuentemente sin función productiva, pero utilizadas para practicar una agricultura de hobby o de autoconsumo.

Donde aparecen unas diferencias bien marcadas entre los dos decenios es en la evolución de la superficie agraria. La SAU creció de forma importante en los años 90, apoyada en la aplicación de la PAC (y de su reforma de 1992) a la agricultura española. Por tipo de aprovechamientos, el crecimiento fue particularmente intenso en la superficie de olivar (27 % entre 1989 y 1999) o en pastos permanentes (11 %), pero también se registró en la superficie dedicada a cultivos herbáceos (3 %). El contraste es muy acusado con la evolución de la última década, con reducciones importantes en la superficie de viñedo (16 %), en pastos permanentes (11 %) o en herbáceos (9 %). Tras su espectacular crecimiento en la década anterior, la superficie de olivar también se reduce aunque en una proporción menor (3 %) (INE, 2011).

Este cambio de tendencia en el último período intercensal merece una observación más detallada. Aunque el INE no proporciona datos de SAU por Comunidades Autónomas en 1999 adaptados al «nuevo universo», dado que la cifra de esta variable a nivel agregado prácticamente coincide en las dos delimitaciones, podemos estimar la evolución de la SAU por CCAA mediante la comparación «directa» de los dos Censos, cada uno con su universo de referencia (Tabla 2). Esa comparación nos muestra que la reducción de la SAU es general en todas las regiones, siendo las caídas más intensas –por encima del 20 %– en algunas Comunidades de la Cornisa Cantábrica (País Vasco, Asturias) y en Canarias. La reducción de la SAU es también importante en las Comunidades mediterráneas (Murcia, Comunidad Valenciana, Baleares, entre 10 y 20 %), mientras que es mucho más moderada en las regiones de agricultura extensiva de la meseta norte (Castilla y León, Aragón, entre 5 y 7 %) y mínima en regiones como La Rioja (4%) o Cataluña (1 %).

Esa fuerte reducción de la SAU hace que, pese a la desaparición de explotaciones, el crecimiento del tamaño medio de las mismas (la variable habitualmente utilizada como indicador básico del ajuste) tenga en el último decenio un comportamiento moderado, casi la mitad del registrado en la década anterior. Si situamos ese «ritmo de ajuste» en el contexto de las agriculturas europeas, observamos que su valor en esta década (1,7 % de crecimiento medio anual de la SAU/explotación) es sensiblemente inferior a la velocidad «de crucero» del ajuste (en torno a 3 % anual) en la que están instaladas durante las últimas décadas la mayoría de las agriculturas del Noroeste de Europa (Francia, Dinamarca, Alemania, Bélgica) (Arnalte y Ortiz, 2013).

Tabla 2. Variación de la SAU por CCAA. En hectáreas

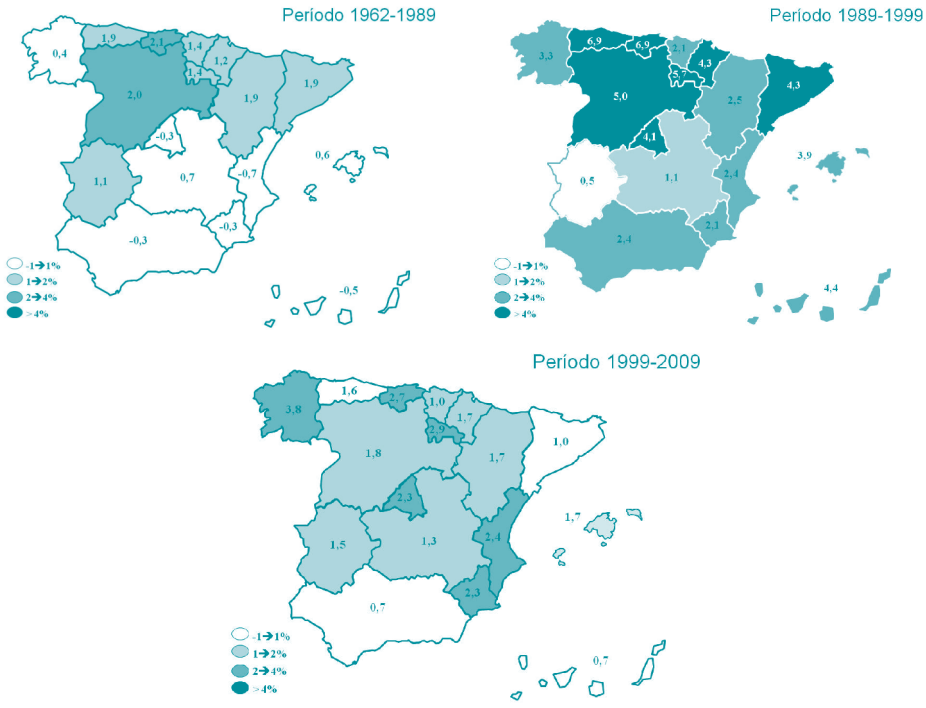
	1999	2009	% variación
España	**26.316.786**	**23.752.615**	**-9,7**
Andalucía	4.974.175	4.402.760	-11,5
Aragón	2.462.701	2.345.696	-4,8
Asturias (Principado de)	473.109	363.180	-23,2
Balears (Illes)	222.118	182.322	-17,9
Canarias	77.527	55.070	-29,0
Cantabria	276.390	235.238	-14,9
Castilla y León	5.783.831	5.362.468	-7,3
Castilla-La Mancha	4.581.592	4.091.443	-10,7
Cataluña	1.156.828	1.147.532	-0,8
Comunidad Valenciana	746.673	657.471	-11,9
Extremadura	2.931.680	2.585.899	-11,8
Galicia	696.690	647.598	-7,0
Madrid (Comunidad de)	375.372	315.261	-16,0
Murcia (Región de)	457.032	394.538	-13,7
Navarra (Comunidad Foral de)	601.442	545.524	-9,3
País Vasco	259.320	190.395	-26,6
Rioja (La)	240.231	230.218	-4,2

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, Censos Agrarios.

El INE también proporciona información de la SAU/explotación por Comunidades Autónomas en 1999 y 2009 «a universo constante». Ello nos permite un análisis desagregado territorialmente del ritmo de ajuste en los sucesivos períodos intercensales, tal como recogen los mapas del Gráfico 1.

Observamos cómo el balance global del período histórico 1962-1989 fue un ajuste a ritmo moderado (tasa anual de variación –TAV– de 0,6 % para el conjunto de España), pero con diferencias bien marcadas entre el mayor ajuste en las regiones de cultivo extensivo de la meseta norte y las regiones de agricultura más intensiva del litoral mediterráneo y de Andalucía. La fuerte aceleración del ajuste en la última década del siglo XX (TAV media española de 3,1 % en ese decenio) afectó a todas las agriculturas regionales, pero manteniendo pautas de distribución territorial no muy distintas de los períodos anteriores, con las mayores tasas de ajuste también localizadas en la meseta norte y apreciándose una particular intensificación del proceso en la Cornisa Cantábrica.

Gráfico 1. El ritmo de ajuste estructural (tasa anual media de variación de la SAU/explotación) en los sucesivos períodos intercensales



Fuente: Elaboración propia a partir de Censos Agrarios del INE y de INE(2011).

Por último, el mapa correspondiente a la última década refleja la ralentización general del proceso si lo medimos por la evolución de la dimensión media, ralentización consecuencia, como hemos visto, de la caída de la SAU que «compensa» la desaparición de explotaciones. Sin embargo, el comportamiento territorial de ese ritmo de ajuste se modifica sensiblemente. Mientras se reduce bastante en las regiones de agricultura extensiva (Castilla y León, Aragón), observamos como la mayor intensidad del proceso se registra ahora en Galicia, con crecimientos también importantes del tamaño medio en comunidades como La Rioja, Cantabria o las del litoral mediterráneo (Comunidad Valenciana y Murcia).

Este análisis del proceso de ajuste estructural en términos de dimensión física de las explotaciones proporciona una primera imagen de la evolución reciente de la agricultura española, pero debe ser complementado con el análisis de las transformaciones registradas en la dimensión económica de las explotaciones que abordamos en el epígrafe siguiente.

3. La consolidación de un «núcleo duro» de explotaciones agrarias

El análisis de la evolución de las explotaciones agrarias en términos económicos pone de manifiesto otras interesantes pautas de cambio estructural que se están registrando en España. En efecto, podemos observar cómo se está configurando un conjunto de unidades productivas bien dimensionadas y en continua expansión, al que en otros trabajos nos hemos referido como «núcleo duro» de la agricultura española (Arnalte *et al.*, 2008).

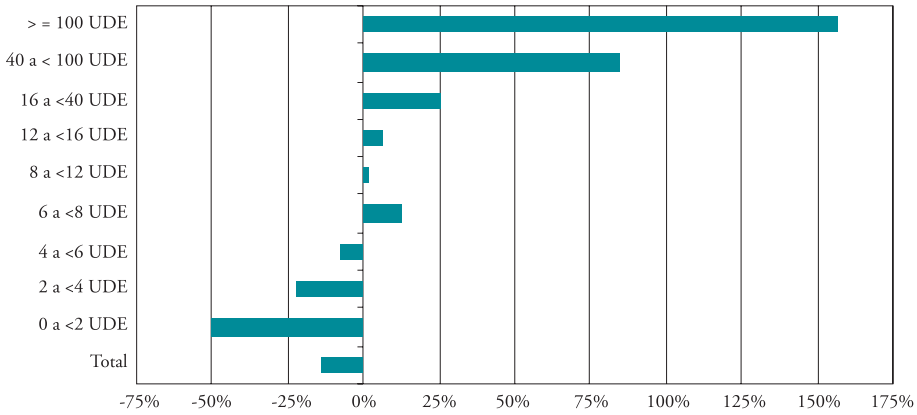
Examinar en detalle esta faceta del proceso de ajuste requiere prestar atención a los cambios registrados en la composición de ese «núcleo duro» a lo largo de los últimos 15 años, un período en el que este segmento de explotaciones ha registrado importantes avances y transformaciones. El análisis comparado de los datos de los dos últimos Censos queda prácticamente impedido por problemas metodológicos que van más allá del cambio en el universo censal, y es que, como veremos más adelante, también ha cambiado la variable utilizada para medir de la dimensión económica de las explotaciones. Por lo tanto, vamos a basar nuestro análisis en los datos de las Encuestas sobre Estructuras Agrarias, que además de ser comparables en términos de universo, proporcionan información económica homogénea en términos de Margen Bruto Estándar (MBS) de las explotaciones, medido en Unidades de Dimensión Económica[7] (UDE). En concreto, centraremos el análisis en la última década que permite observar esta fuente, la que transcurre entre 1997 y 2007.

Si desglosamos la variación de explotaciones en este período por estratos de dimensión económica (Gráfico 2), vemos cómo el número de efectivos pertenecientes al estrato entre 16 y 40 UDE aumenta de manera clara, aunque de manera mucho más intensa a partir del estrato siguiente. Los datos absolutos son también reveladores: 92.000 unidades productivas saltaron por encima de las 16 UDE en esta década, y de ellas fueron 59.000 las que superaron la frontera de las 40 UDE. Estos números contrastan con las cifras agregadas de evolución del sector, que registró una caída de 163.000 explotaciones en el mismo período[8].

[7] Una UDE se corresponde con 1.200 euros de margen bruto estándar.

[8] Esta evolución tan dispar en diferentes estratos de dimensión no difiere de lo que las estadísticas revelan para otros países europeos; como indica Hill (2005), es el «punto de corte» que separa la dinámica expansiva de la regresiva lo que varía entre países.

Gráfico 2. Variación del número de explotaciones entre 1997 y 2007 por estratos de dimensión económica



Fuente: Elaboración propia a partir de INE, *Encuestas sobre la Estructura de las Explotaciones Agrarias*.

Una buena muestra de la pujanza de esas explotaciones agrarias de mayor dimensión económica es la proporción que reúnen del trabajo empleado, la superficie gestionada y el volumen de negocio generado por el conjunto del sector. Como vemos en la Tabla 3, las de más de 16 UDE no solo incrementan su peso relativo en cuanto al número de efectivos, sino que concentran porcentajes cada vez más elevados de estas variables básicas. Lo mismo observamos en las que exceden de 40 UDE; en este caso la concentración es especialmente pronunciada en términos de margen bruto.

Los datos de las Encuestas sobre Estructuras permiten también examinar la orientación productiva de las explotaciones que se incorporan al «núcleo duro» de mayor dimensión económica en este período, que definimos aquí como aquellas por encima de 40 UDE. Así, comprobamos que son especialmente las unidades productivas de orientaciones intensivas las que protagonizan este «salto» de dimensión. Algo más de 26.800 explotaciones pertenecientes a las Orientaciones Técnico-Económicas (OTE) «horticultura», «frutales y cítricos», «vacuno de leche» o «granívoros» se incorporan al núcleo duro entre los dos años que venimos observando.

Tabla 3. Peso relativo de las explotaciones de más de 16 y de más de 40 UDE

	1997		2007	
	Número	Porcentaje respecto al total de explotaciones (%)	Número	Porcentaje respecto al total de explotaciones (%)
Explotaciones > 16 UDE				
Explotaciones (número)	189.262,0	16	281.201,0	27
SAU (miles ha)	15.713,6	61	17.751,1	71
Margen bruto (miles UDE)	8.762,3	68	17.753,5	82
Trabajo total (miles UTA)*	455,2	41	545,3	56
Explotaciones > 40 UDE				
Explotaciones (número)	57.973,0	5	116.826,0	11
SAU (miles ha)	9.679,4	38	12.173,7	49
Margen bruto (miles UDE)	5.535,1	43	13.618,1	63
Trabajo total (miles UTA)*	243,2	22	348,3	36

* *UTA: Unidad de Trabajo-Año, equivale al trabajo desempeñado por una persona ocupada en la explotación a tiempo completo durante un año.*

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, *Encuestas sobre la Estructura de las Explotaciones Agrarias*.

Mención aparte merecen el viñedo y el olivar, dos sistemas productivos que han experimentado fuertes procesos de intensificación en los tiempos recientes –ver Cots-Folch *et al.* (2009), Molinero (2011) y Moreno (2013) para viñedo, y Gallardo y Ceña (2006) y Gómez-Limón y Arriaza (2011) para olivar–. La OTE de olivar es, de hecho, la que más contribuyó al aumento del número de efectivos del núcleo duro: 10.400 de estas explotaciones pasaron a superar las 40 UDE en este período. Por su parte, fueron 6.000 las explotaciones vitícolas que engrosaron ese conjunto, lo que implica multiplicar por nueve las unidades productivas que había por encima de ese tamaño en esa OTE en 1997. Finalmente, conviene llamar la atención sobre la entrada de las explotaciones ganaderas de pequeños rumiantes en el núcleo duro (7.400 unidades productivas pertenecientes a la OTE «ovinos, caprinos y otros herbívoros»). Pese a tratarse de una orientación ganadera extensiva, este sistema productivo también ha registrado una importante intensificación en España en los últimos años, según indica la literatura (Riedel, 2007; Castel *et al.*, 2011).

Conforme se incorporan al núcleo duro explotaciones de un perfil predominantemente intensivo, la composición del mismo va alterándose, lo cual se refleja en cambios en sus rasgos estructurales básicos. Como se puede ver en la Tabla 4, las explotaciones de más de 40 UDE incrementan su margen bruto en este decenio sobre una base territorial sensiblemente más reducida.

Tabla 4. Rasgos básicos de las explotaciones de más de 40 UDE y del total de las explotaciones

	Explotaciones > 40 UDE		Todas las explotaciones
	1997	2007	2007
SAU/explotación (ha)	167,0	104,2	23,9
Margen bruto/explotación (UDE)	95,5	116,6	20,7
UTA/100 ha SAU	2,5	2,9	3,9
Margen bruto/SAU (UDE/ha)	0,57	1,12	0,87

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, *Encuestas sobre la Estructura de las Explotaciones Agrarias*.

Como indicábamos más arriba, los cambios metodológicos del Censo Agrario de 2009 imposibilitan incorporar a este análisis dinámico del «núcleo duro» esta última radiografía de la agricultura española, sobre todo los derivados de la nueva metodología, impulsada por Eurostat, para la medición de la dimensión económica de las explotaciones agrarias. Así, desaparece el Margen Bruto Estándar como medida de la contribución de cada actividad de la explotación a su Margen Bruto Total, y aparece una nueva variable económica: la Producción Estándar. La Producción Estándar (PE) viene definida como «el valor de la producción correspondiente a la situación media de una determinada región para cada característica agraria. Por producción se entenderá la suma del valor del producto o productos principales y de producto o productos secundarios. Los valores se calcularán multiplicando la producción por unidad por el precio de salida de la explotación sin incluir el IVA, los impuestos sobre los productos y los pagos directos» (INE, Censo Agrario 2009. Proyecto).

En todo caso, entendemos que sigue siendo de utilidad analizar con algo más de detenimiento la configuración de ese núcleo de explotaciones que se establece por encima de un cierto umbral de dimensión económica. En este caso, vamos a trabajar, para esta foto fija que de momento nos ofrece el Censo de 2009, con las explotaciones de más de 50.000 euros de PE.

Tabla 5. Importancia relativa de las explotaciones de más de 50.000 euros de PE

	Valores	% respecto al total
Número de explotaciones	133.582	13,5
SAU (ha)	12.275.874	51,7
Superficie total (ha)	14.824.013	48,4
Cabaña ganadera (UGM)	12.995.697	87,6
PE (millones de euros)	26.225	76,7
Empleo de mano de obra (UTA)	362.495	40,8

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, Censo Agrario 2009.

Podemos observar que esos pesos relativos no difieren en exceso de los que suponían para 2007 las explotaciones de más de 40 UDE. Así pues, un 13,5 % de las explotaciones censadas tenían en 2009 una PE por encima de ese umbral de 50.000 euros. Sin embargo, esa distribución muestra una enorme variabilidad cuando el análisis se hace a partir de la clasificación por OTEs. En efecto, se constata, tal como ya se planteaba en las páginas anteriores, cómo en este nuevo «núcleo duro» (cuyas explotaciones tienen de media 92 ha y una PE de unos 196 mil euros) tienen un especial peso las orientaciones productivas más intensivas.

La presencia de estas unidades de mayor tamaño es especialmente alta en la ganadería más intensiva (porcino, aves y bovino de leche; más del 60 % de las explotaciones especializadas en esos tipos de ganadería se incluyen en el «núcleo duro»). Asimismo, en torno a la mitad de las explotaciones de invernaderos y horticultura y cultivos diversos superan ese umbral de dimensión económica.

En conjunto, este análisis de la dinámica en términos de dimensión económica de las explotaciones pone de manifiesto que el proceso de concentración económica continúa a buen ritmo en la agricultura española, protagonizado por explotaciones de orientaciones intensivas, agrícolas o ganaderas, con cierta independencia de su base territorial, que incluso se está reduciendo en ese núcleo duro de explotaciones. Por tanto, la generalizada caída de la SAU que analizamos en el punto anterior, no estaría afectando a esta dinámica económica de la agricultura española. Es decir, las estrategias de crecimiento de las explotaciones en expansión no están requiriendo de forma agregada más superficie agraria.

Tabla 6. Distribución por Orientaciones Técnico-Económicas

OTE: nivel 2 de agrupación	Número total de explotaciones	% de explotaciones con PE >50.000 €	% del total del núcleo duro (PE >50.000 €)
15. Cereales, oleaginosas y leguminosas	128.795	10,0	9,6
16. Cultivos agrícolas diversos	75.384	13,9	7,8
21. Horticultura (huerta y flores) en invernadero	19.523	47,1	6,9
22. Horticultura (huerta y flores) al aire libre	12.771	28,9	2,8
23. Horticultura y cultivos diversos	3.267	50,0	1,2
35. Viticultura	67.327	6,2	3,1
36. Frutales y bayas y cítricos	160.947	7,6	9,2
37. Olivar	213.118	3,6	5,7
38. Cultivos leñosos diversos	41.552	3,4	1,1
45. Bovinos de leche	23.124	61,1	10,6
46. Bovinos de carne y cría de bovinos	55.416	20,6	8,5
47. Bovinos de carne y leche y cría de bovinos	3.425	23,3	0,6
48. Ovinos, caprinos y otros herbívoros	50.759	25,8	9,8
51. Porcinos	16.193	74,2	9,0
52. Aves	6.239	74,0	3,5
53. Granívoros diversos combinados	3.535	39,6	1,0
61. Policultivos	45.288	10,8	3,7
73. Ganadería mixta, predominio herbívoros	8.888	15,4	1,0
74. Ganadería mixta, predominio granívoros	3.692	32,4	0,9
83. Agricultura general y herbívoros	9.844	31,3	2,3
84. Otros cultivos y ganadería	23.325	9,8	1,7
90. Explotaciones no clasificadas	17.384	0,0	0,0
Total	**989.796**		**100,0**

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, Censo Agrario 2009.

4. Evolución del empleo en la agricultura española

Como es sabido existen dos vías de aproximación al análisis del empleo en la agricultura. Una a partir de los mismos Censos Agrarios y Encuestas de Estructuras que hemos manejado en los apartados anteriores, fuentes que proporcionan estimaciones sobre el trabajo realizado en las explotaciones agrarias medidas en UTA (Unidad de Trabajo Año, unidad que agrupa las jornadas de trabajo realizadas en las explotaciones de acuerdo con las respuestas de sus titulares a los cuestionarios de los Censos y Encuestas). La otra vía de análisis es a partir de la Encuesta de Población Activa (EPA), fuente que nos propor-

ciona datos sobre la población ocupada en el sector agrario con su habitual periodicidad trimestral. Algunos autores han considerado esos dos tipos de datos como estimaciones, respectivamente, de la demanda y de la oferta de trabajo en la agricultura (González y Gómez Benito, 2002).

Vamos a revisar en este apartado lo que señalan esas dos fuentes de datos sobre el comportamiento del empleo agrario en la agricultura española durante la última década, comprobando su relación con el proceso de ajuste estructural descrito y observando también (a partir de los datos de la EPA que ofrecen un mayor detalle de la evolución en los últimos años) en qué medida se puede confirmar la difundida hipótesis de que el empleo en agricultura puede servir como «refugio» en la grave crisis económica que sufre la economía española desde 2007-2008.

Al igual que para la evolución del número de explotaciones y de su superficie (Tabla 1), la información del INE (2011) permite la comparación «a universo constante» de las grandes cifras sobre trabajo realizado en las explotaciones según los dos últimos Censos Agrarios (Tabla 7). Podemos así comprobar que la reducción del volumen total de trabajo realizado en la agricultura española ha continuado en los dos períodos considerados, aunque con un ritmo bastante mayor en la última década[9]. El intenso ajuste de la estructura de las explotaciones en la década de los 90 produjo un efecto moderado en términos de reducción de empleo, pero ese impacto del ajuste se ha amplificado en la primera década de este siglo.

Tabla 7. Evolución del trabajo realizado en las explotaciones agrarias en los dos últimos períodos intercensales

	Período 1989-1999			Período 1999-2009		
	Censo 89	Censo 99	Var. (%)	Censo 99*	Censo 09	Var. (%)
Unidades de Trabajo Año (UTA) totales (miles)	1.262,3	1.188,9	-5,8	1.081,6	889,5	-17,8
UTA familiares (miles)	958,2	805,3	-16,0	711,3	564,1	-20,7
UTA asalariadas (miles)	304,1	383,6	+26,2	370,3	325,4	-12,1
UTA/explotación	0,55	0,66	+20,2	0,84	0,90	+7,3

** Datos referidos al universo del Censo de 2009.*

Fuente: Elaboración propia a partir de INE (2011) y de los Censos Agrarios de 1989 y 1999.

[9] Para la comparación precisa de los ritmos de reducción de las UTA en los dos períodos habría que hacer alguna hipótesis (como detallamos al analizar las cifras de la Tabla 1) sobre el comportamiento de las más pequeñas explotaciones, contempladas en la evolución del período 89-99 pero no en el 99-09. En esas pequeñas explotaciones excluidas del nuevo universo censal solamente se realizaba en 1999 un 9 % del trabajo total.

Es importante desagregar esa evolución del trabajo en las explotaciones entre el realizado por la mano de obra familiar y por la asalariada. Observamos cómo la caída del empleo familiar en la agricultura española se ha mantenido a un ritmo intenso en los dos períodos, algo mayor en el último. La reducción del empleo familiar se explica a partir de dos tipos de causas ya detalladas en análisis anteriores (Arnalte, 2002; Arnalte *et al.*, 2008). Por una parte, es una consecuencia directa del mismo proceso de ajuste; las explotaciones que desaparecen son las más apoyadas (en ocasiones de forma exclusiva) en trabajo familiar. Por otra parte, entre las explotaciones de base familiar que crecen y se modernizan es habitual la «ruptura del grupo de trabajo doméstico», reduciendo el trabajo de las ayudas familiares y quedando apoyadas casi exclusivamente en el trabajo del titular (convirtiéndose, por tanto, en explotaciones «individuales») que se complementa con trabajo asalariado. Este es especialmente importante en el caso de las orientaciones productivas intensivas, como las que hemos comprobado nutren de forma creciente el «núcleo duro» que se está consolidando en la agricultura española.

La Tabla muestra que en el último decenio la contracción del empleo agrario ha alcanzado también al trabajo realizado por la mano de obra asalariada, el cual se había incrementado en la última década del siglo XX. Pese a esa contracción (menor en términos porcentuales que la del trabajo familiar), el trabajo asalariado continúa incrementando su peso relativo en la agricultura española. De suponer un 24 % del total en 1989 ha pasado a representar un 36,6 % en 2009.

Es útil reseñar también que, paralelamente a esa evolución, el trabajo realizado en las explotaciones no directamente contratado por el titular continúa creciendo de acuerdo con las estimaciones (no muy precisas en este punto) que dan los Censos y Encuestas. De 3,3 millones de jornadas de ese tipo de trabajo en el conjunto de la agricultura española según la Encuesta de 1993, hemos pasado a 5,6 millones en 2005, 6,9 millones en 2007 y 7,5 millones según el Censo de 2009 (con un universo ligeramente más amplio que el de las Encuestas). Se confirma así la cada vez mayor recurrencia a la externalización en la contratación del trabajo, con lo que eso implica de flexibilidad y reducción de costes de transacción para los titulares de las explotaciones (Arnalte *et al.*, 2008).

Pasamos ahora a examinar la información que ofrece la EPA sobre la evolución de la población ocupada en la agricultura. Centramos el análisis en la última década, desde el inicio del siglo XXI, distinguiendo dos períodos,

2001-2008 y 2008-2012, bien diferenciados por la distinta coyuntura de la economía española en ambos, de fuerte crecimiento en el primero y de grave crisis en el segundo. La Tabla 8 muestra los ritmos de evolución del empleo agrario y del empleo en el conjunto de la economía en esos dos subperíodos, desagregado por Comunidades Autónomas. Del análisis de sus datos pueden extraerse algunas lecturas de interés.

Frente a un contraste bien marcado entre los dos períodos en la dinámica del empleo en el conjunto de la economía, el comportamiento del empleo agrario es más complejo. Perdía ocupados a un ritmo considerable en la fase de crecimiento económico y los continúa perdiendo, aunque a un ritmo sensiblemente menor, en el período de crisis, si la lectura la realizamos para el conjunto del Estado. A ese nivel podemos, por tanto, considerar que la agricultura está jugando cierto papel de refugio en la crisis, al aminorar en estos años su ritmo histórico de reducción de empleo.

Tabla 8. Evolución de la población ocupada en la agricultura y en el conjunto de la economía española (tasas anuales medias de variación, en porcentaje, para cada período)

	Ocupados en agricultura		Total ocupados	
	2001-2008	2008-2012	2001-2008	2008-2012
Total España	**-3,4**	**-2,1**	**3,3**	**-3,9**
Andalucía	-3,1	-2,2	3,9	-4,4
Aragón	-3,4	2,1	3,3	-3,4
Asturias (Principado de)	-4,1	-4,1	3,1	-4,5
Balears (Illes)	-4,9	-2,7	3,7	-2,3
Canarias	-5,7	-3,7	2,8	-3,4
Cantabria	-5,5	-7,2	3,3	-3,2
Castilla y León	-2,1	-3,0	2,4	-3,1
Castilla-La Mancha	-3,7	-1,5	4,2	-4,2
Cataluña	-2,6	-2,8	3,1	-4,6
Comunidad Valenciana	-2,6	0,0	3,7	-5,1
Extremadura	-1,8	-3,6	2,5	-4,8
Galicia	-7,0	-4,0	2,2	-3,5
Madrid (Comunidad de)	-0,4	-15,9	3,8	-2,7
Murcia (Región de)	-0,9	5,6	4,5	-3,9
Navarra (Comunidad Foral de)	-3,7	-7,1	2,4	-2,8
País Vasco	-0,2	-6,6	1,8	-3,2
Rioja (La)	-9,0	2,0	3,9	-4,6

Fuente: Elaboración propia a partir de EPA

Sin embargo, si llevamos el análisis a nivel de Comunidades Autónomas, observamos comportamientos bien diferenciados. Por una parte, confirmamos que algunas agriculturas regionales están jugando de forma manifiesta ese papel refugio, como las de Murcia, La Rioja o Aragón, que han alcanzado tasas de evolución positiva del empleo agrario en esta fase de crisis económica, o la Comunidad Valenciana que lo ha mantenido estable.

Por el contrario, en otras Comunidades Autónomas la tendencia de reducción del empleo agrario se ha agudizado en los años de crisis en relación a los de crecimiento económico (Castilla y León, Cataluña, Extremadura) y ese comportamiento alcanza sus valores más extremos en varias Comunidades de la Cornisa Cantábrica (Cantabria, País Vasco, Navarra) donde el ritmo de reducción de empleo se sitúa estos últimos años en torno al 7 % anual.

Los datos de la Tabla 9, que desagregan para los mismos períodos la evolución del empleo familiar y asalariado, nos pueden ayudar a precisar qué tipo de empleo agrario está jugando ese papel de refugio en la crisis. El empleo de población que trabaja «por cuenta propia» en la agricultura se ha reducido a fuerte ritmo, tanto en el período de crecimiento como en el de crisis, si bien con una ligera reducción del ritmo de caída en el último período analizado. Mientras tanto el empleo asalariado que también caía, a un ritmo moderado, en los años de crecimiento, se ha estabilizado durante la crisis[10].

Tabla 9. Evolución de la población ocupada en agricultura, por estatus (familiar y asalariada)

	Miles de personas			2001-2008		2008-2012	
	2001	2008	2012	Var. total (%)	TAV (%)	Var. total (%)	TAV (%)
Total	**1045,2**	**818,9**	**753,2**	**-21,7**	**-3,4**	**-8,0**	**-2,1**
Trabajadores por cuenta propia (familiar)	576,1	390,6	326,6	-32,3	-5,4	-16,4	-4,4
Asalariados	466,5	424,9	426,1	-8,9	-1,3	+0,3	+0,1

Fuente: Elaboración propia a partir de EPA.

[10] Pese a la diferencia en la naturaleza de los datos que presentan, las Tablas 7 y 9 señalan una relación similar entre la evolución del empleo familiar y el asalariado, reduciéndose ambos, de forma mucho más acusada el familiar, tanto en el período 1999-2009 (asimilable en su conjunto a un período de expansión económica) como en 2001-2008. La considerable diferencia en el peso relativo del trabajo familiar y el asalariado según una u otra fuente (del trabajo realizado en las explotaciones en 2009 solamente un 36,6 % sería asalariado según el Censo, mientras que un 51,9 % de los ocupados en agricultura en 2008 son asalariados según la EPA) obedece asimismo a la distinta naturaleza de los datos: las UTA son estimadas en los Censos a partir de las declaraciones de los titulares que frecuentemente sobrestiman el volumen de trabajo propio y el familiar frente al asalariado. Mientras, muchos de los calificados como asalariados por la EPA, aunque sean los salarios agrícolas su fuente principal de rentas, tienen pequeñas explotaciones y también realizan trabajo «familiar».

El análisis de otras características de la población ocupada en agricultura nos ayuda también a precisar el carácter de la evolución reciente. Durante los años de crisis ha continuado aumentando el volumen de población extranjera ocupada en la agricultura española[11], pese a la reducción del empleo total en el sector. Como consecuencia, el peso relativo de esa población extranjera en el empleo agrario ha pasado de un 14,9 % en 2005 a 19,4 % en 2008 y 23,9 % en 2012.

Así pues, en este primer y provisional balance del comportamiento del empleo agrario en la actual crisis económica, podemos concluir que el moderado papel de «refugio» que está jugando consiste, fundamentalmente, en empleo asalariado, crecientemente ocupado por población extranjera, localizado en algunas regiones de agricultura intensiva (litoral mediterráneo, La Rioja). Mientras tanto, la caída de empleo –en particular del familiar– continúa a buen ritmo en otras agriculturas españolas.

5. Las relaciones agricultura/ruralidad: análisis de casos

Por último, vamos a abordar, de forma mucho más territorializada, cuatro análisis de casos bien identificables dentro de la geografía española, que nos muestran distintas relaciones entre la agricultura y su dinámica y la evolución demográfica y social del medio rural.

5.1. Las zonas rurales deprimidas en áreas de montaña

Posiblemente, las zonas rurales donde la sostenibilidad social es más débil corresponden a áreas de montaña y media montaña, de mala accesibilidad y donde se sitúan unos sistemas agrarios extensivos de baja rentabilidad. Corresponderían a lo que Camarero *et al.* (2009) denominan una ruralidad «desconectada», con una configuración demográfica muy debilitada por el envejecimiento y la masculinización, y donde ese carácter de desconexión deriva no solo de «la situación remota de los asentamientos, sino también por no encontrar un lugar adecuado a nuevos modos de desarrollo» (Camarero *et al.*, 2009: 46). Aunque podríamos encontrar ejemplos de este escenario en numerosas zonas de montaña del interior del país, el área galaico-leonesa sería el máximo exponente de una ruralidad de este tipo según estos autores.

[11] A diferencia de lo ocurrido en el conjunto de la economía, donde el número de ocupados extranjeros desciende a partir de 2008 (MAGRAMA, 2012).

Se trata precisamente del tipo de sistemas agrarios donde los procesos de abandono de tierras son más acusados en Europa[12] y donde además sus implicaciones ambientales son más negativas (Keenleyside y Tucker, 2010). Desde el punto de vista productivo, los factores económicos (rentabilidad, limitaciones estructurales), agro-ecológicos (fertilidad, pendiente), de localización y de carácter demográfico se combinan para agudizar la fragilidad de esta agricultura y aumentar el riesgo de abandono (Pointereau *et al.*, 2008).

López Iglesias *et al.* (2013) analizan en profundidad y con una perspectiva de largo plazo el proceso de abandono de tierras agrarias en Galicia, una de las regiones donde este modelo de declive agrario y demográfico presenta mayor incidencia. Así, sitúan entre 1982 y 2009 las tendencias de las estructuras agrarias (variación del número de explotaciones y de la SAU) de lo que tipifican como municipios rurales en severa recesión[13], diferenciados de los municipios rurales intermedios (de mayor dinamismo agrario) y de los municipios urbanos (donde explotaciones y SAU caen todavía más como consecuencia de la artificialización de la superficie). Desde el punto de vista productivo, el rasgo diferencial más acusado de esta ruralidad en recesión es el de una disminución de la superficie de cultivos y un aumento de la dedicada a pastos. Vinculado a este fenómeno estaría la transición de leche a carne de las explotaciones de bovino en proceso de retirada progresiva de sus titulares (Sineiro *et al.*, 2006). Es decir, se trataría de un cambio en los usos del suelo que apuntaría de forma clara hacia una extensificación progresiva que terminará, en muchos casos, en abandono. A este proceso coadyuvarían sin duda los mayores limitantes agro-ecológicos de este tipo de zonas para el desarrollo de los cultivos.

Se trata, además, de zonas con una estructura demográfica muy envejecida. En un análisis de diferentes territorios rurales en Galicia, Sineiro *et al.* (2009) encuentran cómo el caso de la montaña de Ourense, que ilustraría el tipo de realidad a la que nos estamos refiriendo aquí, está caracterizado por explotaciones con titulares de mayor edad y donde la percepción de pensiones de jubilación constituye una fuente principal de rentas familiares.

Emerge aquí con fuerza la cuestión de la naturaleza de esas relaciones entre insostenibilidad social y declive agrario. Dicho de otro modo, ¿es la pérdida de rentabilidad de las actividades agrarias tradicionales y sus consiguientes implicaciones sobre la desaparición de las explotaciones la que está llevando al

[12] Por ejemplo, Arzeni y Pecci (2012) citan la caída de un 20 % de la SAU y un 40 % de las explotaciones en las zonas de montaña italianas entre 2000 y 2010.

[13] Definidos como aquellos con una densidad de población inferior a 150 habitantes/km^2 y donde la población ha caído más del 40 % en entre 1982 y 2009 (las dos referencias de Censos Agrarios que utilizan estos autores).

declive demográfico en este tipo de zonas?; o ¿es por el contrario la fragilidad socioeconómica (zonas remotas, baja dotación de servicios, falta de alternativas de empleo no agrario) la que ha derivado en la falta de sostenibilidad social y, con ella, el declive de la actividad agraria? Es difícil dar una respuesta general e inequívoca a esta cuestión, dado que se trata de dos procesos que sin duda avanzan en paralelo y, de un modo u otro, se alimentan mutuamente. Sin embargo, y tal como discutiremos más adelante a la luz del contraste con otros sistemas agrarios, es posiblemente esa creciente desconexión relativa (comparada con el desarrollo de la conectividad física y de información en otros ámbitos) a la que antes hacíamos referencia el principal motor de la insostenibilidad social de estos territorios. Difícilmente esta agricultura, ahora muy abandonada y en la que el esfuerzo de recuperación productiva tendría que ser muy elevado, podrá convertirse en el principal factor de dinamización económica y social. Son otras necesidades y otras políticas (de planificación territorial) las que deben abordar el futuro de este tipo de realidades.

5.2. Las llanuras cerealistas del interior

Los cultivos herbáceos ocupan vastas extensiones del interior de este país. Un buen ejemplo lo constituyen las amplias llanuras de Castilla y León, especializadas casi exclusivamente en cereales de secano (aunque con presencia de regadío en algunas zonas). En la última década se han publicado varios trabajos que profundizaban en el análisis del ajuste estructural que experimentaron las explotaciones de herbáceos en esta región a lo largo de los 90 (ver, por ejemplo, los escritos de los autores de este capítulo, D. Ortiz y O. Moreno, publicados en 2006 y en 2008). En un sistema agrario extensivo y altamente mecanizado como el que configuran estos cultivos, el modelo de ajuste ha seguido el patrón clásico de búsqueda de economías de escala por medio de la ampliación de la base territorial de las explotaciones, sobre todo por la vía del arrendamiento. Tal y como revelaban las citadas investigaciones, los factores demográficos y las políticas agrarias también jugaron un importante papel en estimular la reestructuración de este sistema agrario[14].

Las repercusiones territoriales de estas transformaciones fueron discutidas por Muñoz y Moreno (2006) en un análisis aplicado a dos casos de estudio: la comarca de Campos (Palencia), especializada en cereales de secano, y la de

[14] Una puesta al día de la información que ofrecen las estadísticas agrarias apunta a la continuidad de este tipo de ajuste en las llanuras cerealistas castellano-leonesas. Así, entre 1997 y 2007 las Encuestas sobre Estructuras registraron una caída del 21 % de las explotaciones con herbáceos de esta región, y un incremento del 25 % de la superficie media de las que continuaban en el sector.

El Páramo (León) donde predominaban los herbáceos en regadío. En relación a la comarca palentina, este trabajo llamaba la atención sobre la escasa capacidad de esta agricultura de frenar la decadencia demográfica de sus núcleos rurales, en los cuales continúa su avance el grave problema del despoblamiento[15]. Las explotaciones de cereales de secano tienen la peculiaridad de requerir muy poco trabajo, que además ha ido descendiendo en tiempos recientes con la modernización del parque de maquinaria y la difusión del laboreo mínimo. Así, la SAU media de las explotaciones con herbáceos de Campos se incrementó de 65 a 89 hectáreas entre 1989 y 1999, mientras que el incremento del trabajo en ellas fue sensiblemente inferior, del 24 % expresado en UTAs (datos de los Censos Agrarios).

Por otra parte, el trabajo en la explotación está concentrado en determinados momentos del año, y es perfectamente compatible con el ejercicio de otras actividades lucrativas o –más frecuentemente en zonas tan despobladas como esta–, con la residencia de la familia en zonas urbanas próximas, a donde se desviarían los ingresos asociados a la actividad agraria. Esto puede suceder incluso en el caso de agricultores profesionales que han emprendido estrategias de crecimiento, que se desplazarían desde Valladolid o Palencia a sus explotaciones. Se habrían convertido, pues, en una suerte de «*commuters* inversos» que, en el mejor de los casos, mantendrían los lazos con sus zonas de origen por medio de segundas residencias. Otra faceta de esta débil vinculación de los agricultores con el medio rural donde se ubican sus explotaciones es que el impacto del ajuste estructural en estas zonas es reducido, dado que, presumiblemente, una parte importante de las explotaciones «desaparecidas» estaban a cargo de titulares que ya abandonaron el medio rural hacía tiempo.

En las zonas de herbáceos en regadío, más intensivas en trabajo, la actividad agraria ha mantenido tradicionalmente vínculos más estrechos con el territorio. En general, la capacidad de los regadíos de incrementar las rentas agrarias y fijar población en el medio rural ha sido enfatizada en numerosos trabajos (Gómez-Limón, 2010; Madrid Rojo, 2006), si bien otros cuestionan su alcance o reconocen que las implicaciones territoriales de los regadíos varían ampliamente entre unas zonas y otras (Arrojo, 2006; Moyano y Garrido, 2009). Ciertamente, en la comarca leonesa de El Páramo (volviendo al trabajo de Moreno y Muñoz) muchas familias seguían manteniendo la agricultura, o sus industrias y servicios directamente asociados, como su fuente principal de

[15] Según los Censos de Población, esta comarca, muy mermada ya por los períodos anteriores de éxodo, perdió al 17 % de sus habitantes entre 1991 y 2001.

ingresos hace tan solo una década. La próspera agricultura de regadío que se venía practicado en esta zona (muy dependiente de los ingresos de la remolacha, que estaba fuertemente subvencionada por la PAC) sin duda jugó un papel importante en la ralentización del declive rural. Pese a ello, la evolución demográfica que los datos de los Censos de Población ponen de manifiesto para los años 90 impiden hacer lecturas demasiado optimistas: la caída poblacional en la comarca fue del 10 %, y la población mayor a 65 años alcanzó el 29 % en 2001, una cifra casi idéntica a la de Campos.

Además, la evolución estructural de los regadíos parameses en esa misma década presentó algunos rasgos que deben tomarse en consideración. La media de UTA por explotación se redujo en un 29 %, pese al crecimiento superficial que registraron estas unidades productivas, lo cual redujo a la mitad el ratio UTA/100 hectáreas. Estos cambios se debieron a mejoras tecnológicas, pero también a una reorientación productiva hacia el monocultivo de maíz en detrimento de otros aprovechamientos más exigentes en trabajo, entre los que se contaba la remolacha, para la que se consiguió un importante aumento en los rendimientos, pero cuya extensión estaba limitada por la OCM del azúcar, y la ganadería, que redujo su presencia en las explotaciones de la zona y experimentó fuertes procesos de concentración. Está por ver, por lo tanto, si estos regadíos con menor capacidad de ocupar a los miembros de la familia más allá del titular (las explotaciones «individuales» pasaron de ser la cuarta parte a más de la mitad[16]) mantienen su capacidad de frenar los fuertes procesos emigratorios registrados en estas zonas.

5.3. Sistemas de pequeñas explotaciones en áreas rurales dinámicas

Otro modelo clásico de estructura agraria, vigente en las regiones mediterráneas, es el configurado por pequeñas y medianas explotaciones, en zonas relativamente cercanas a áreas urbanas, y por consiguiente a sus mercados de trabajo, o bien situadas en zonas rurales con un cierto dinamismo económico extra-agrario. Se trata de una situación frecuente también en otros países mediterráneos –ver por ejemplo Saraceno (1994) para Italia o Baptista (2001) para Portugal.

Varios elementos determinan las estructuras agrarias y sus dinámicas en este tipo de agricultura. En primer lugar, se trata de explotaciones gestionadas a tiempo parcial, en las que la mayoría de los titulares tiene otra actividad

[16] Aquí también han podido entrar en juego los mismos factores sociológicos que provocan la «ruptura del grupo de trabajo familiar» apuntados más arriba.

económica principal o bien rentas procedentes de transferencias sociales (especialmente las pensiones de los numerosos jubilados que siguen llevando la explotación). En segundo lugar, un buen número de estas explotaciones recurren a la externalización de tareas. Esta externalización puede alcanzar grados diversos, desde la ejecución simplemente de ciertas operaciones con maquinaria especializada, hasta una externalización de la gestión completa de la explotación, aunque se mantenga la titularidad de la misma. Los realizadores de dichos servicios son asimismo diversos, desde empresas de servicios (las menos) hasta agricultores más profesionalizados y con maquinaria propia cuya estrategia de crecimiento de negocio no es necesariamente la de aumentar el tamaño físico de la explotación, sino la de crecer por la vía de los ingresos que genera la realización de esas tareas en otras explotaciones (Ortiz *et al.*, 2011). Encontramos asimismo cooperativas con secciones de cultivo que prestan esos servicios a sus asociados. Además, es frecuente que algunas de estas vías, especialmente la de las cooperativas y la de los agricultores de servicios, coexistan en un mismo territorio. Esto lleva a que, cuando hay una elevada densidad de estas relaciones de externalización, la explotación se llega a convertir en mera sede física de operaciones gestionadas desde el exterior, de manera que habrá una progresiva disociación entre la estructura de las explotaciones y el funcionamiento del proceso productivo agrario que tendrá lugar a otra escala, independiente de aquella «estructura» (Arnalte, 1989).

Es más, algunos autores han planteado cómo con frecuencia esa relación entre el agricultor que contrata servicios y el que los realiza se enmarca en un contexto de relaciones sociales entre ambos. Así por ejemplo, Gallego Bono (2010) afirma, en su estudio sobre la citricultura mediterránea, que «la ATP [agricultura a tiempo parcial] y la externalización del trabajo agrario forman parte de y evolucionan en un entramado organizativo-institucional definido tanto por reglas formales como por valores, costumbres y convenciones compartidas» (p. 17), lo que le concede un marcado componente territorial. Moragues (2011) llega a conclusiones similares en el caso del olivar de una comarca del interior de la provincia de Castellón, al mostrar cómo el grado de inserción social (residencia, intensidad de las relaciones) de los contratantes de servicios explica en parte que recurran a distintos realizadores de servicios, de forma que son aquellos más integrados los que más recurren a otros agricultores, mientras que los que mantienen unos lazos sociales menos fuertes en la comunidad recurren a servicios más formalizados (y también más caros) como los que dan las cooperativas.

Un tercer elemento, también con una lectura social, de este tipo de sistemas agrarios es el de la existencia de una cierta movilidad de la tenencia de la tierra de forma no capturada por las estadísticas oficiales agrarias. En efecto, son frecuentes en estos contextos de pequeñas explotaciones las cesiones informales de la tierra dentro de las redes familiares o bien entre conocidos, cesiones que no implican un cambio en la titularidad formal de las explotaciones. Tiene lugar así un proceso efectivo de cierta concentración de explotaciones no reflejado en las estadísticas, lo que agudiza todavía más esa impresión de estabilidad o rigidez estructural. Este tipo de situaciones es también frecuente en otros países del sur de Europa (ver por ejemplo el trabajo de Koutsou *el al.*, 2011 para Grecia).

Se configura un sistema agrario y una estructura de explotaciones de pequeña dimensión, donde a pesar de la existencia de esas cesiones informales se confirma una cierta estabilidad de las unidades productivas. Sin embargo, el factor explicativo clave de este sistema no deriva de sus características productivas, sino del contexto socio-económico de los territorios en los que se sitúa.

Este tipo de territorios corresponderían a lo que Camarero *et al.* (2009) denominan un tipo de ruralidad *líquido*, caracterizado como «territorios difusos» de «alta movilidad pendular, *sprawling*», y donde el «desarrollo de un amplio espectro de nuevas actividades diseminadas por el territorio […] permiten una estructura de asentamientos expansiva que alcanza a las zonas rurales» (Camarero *et al.*, 2009: 48). Estos autores localizan estos espacios en numerosas zonas rurales de Cataluña, la Comunidad Valenciana, el valle del Ebro o regiones adyacentes a Madrid.

Se trata en definitiva de un sistema agrario cuya dinámica y perspectivas están muy ligada tanto a los mercados de trabajo no agrario (a través de la pluriactividad de los titulares) como al Estado del Bienestar (por la vía de las pensiones que reciben los titulares de mayor edad). Así, si bien la agricultura tiene indudablemente un lugar y una función en la dinámica económica y cultural de estos territorios, no podemos sin embargo hablar de una agricultura que contribuya a la sostenibilidad social o económica de estas zonas. Por el contrario, es más una agricultura que depende de dicha sostenibilidad, es decir, que se mantiene como lo hace gracias a las rentas que generan otras actividades económicas y las transferencias sociales. Es más, en un trabajo donde se comparaban diversos sistemas agrarios locales, Arnalte *et al.* (2011) encontraban que era precisamente este tipo de agricultura del interior de Castellón, con mayor presencia de titulares de mayor edad y desvinculados de la

agricultura como ocupación principal, donde aparecían menores síntomas de regresión de explotaciones. Dicho de otro modo, se trata de una agricultura que, paradójicamente, se ha visto beneficiada por la «desagrarización» de la economía rural (Ortiz *et al.*, 2013).

Esta cuestión nos lleva también a plantearnos dudas respecto a de qué modo reaccionarán a medio plazo estos sistemas agrarios ante una crisis económica que está reduciendo las alternativas de pluriactividad a causa del aumento del desempleo y endureciendo el acceso a unas pensiones que pierden, además, poder adquisitivo.

5.4. Horticultura intensiva del Sudeste

La horticultura del Sudeste español (la región natural que abarca Almería, Murcia y el sur de Alicante) constituye un ejemplo paradigmático de los sistemas agrarios intensivos de este país, cuyo desarrollo ha tenido importantísimas repercusiones sociales. Como vimos anteriormente, las explotaciones hortícolas tienen una presencia notable en el «núcleo duro» de la agricultura española, concentradas particularmente en la fachada suroriental de la península. La evolución que se ha podido observar en este sistema agrario a lo largo del último medio siglo constituye, sin duda alguna, uno de los casos más llamativos de desarrollo agrario de toda Europa. Como es sabido, la obtención temprana de frutos constituye el elemento diferencial clave de este tipo de agricultura, a la que también se suele denominar «horticultura de ciclo manipulado» (Morales Gil, 1997). Las condiciones naturales del Sudeste español suponen una importante ventaja competitiva para este tipo de agricultura, aunque han sido necesarios enormes esfuerzos para afrontar el histórico problema de la escasez de agua.

La expansión hortícola en esta región tuvo como «zona cero» el Campo de Dalías almeriense[17] y alcanzó el Campo de Cartagena en los 70. El proceso fue llevado adelante por un amplio entramado de explotaciones familiares, que movilizaron la mano de obra abundante y flexible disponible en el hogar y, con una inversión inicial asequible, fueron capaces de sacar el máximo partido de su reducida dotación de tierra[18]. También se desarrollaron en la región

[17] A finales de los 50 se comenzó a extraer agua subterránea en esa zona y se introdujo con gran éxito la técnica del «enarenado». Los primeros invernaderos de plástico aparecieron a principios de la década siguiente.

[18] Pese a que muchas explotaciones han crecido en superficie, la estructura agraria sigue hoy día muy atomizada en esta región. Si observamos los datos ofrecidos por el Censo de 2009, existen 18.700 unidades productivas con hortalizas en regadío en estas tres provincias, con un tamaño medio de 2-3 ha en Alicante y Almería (bastante mayor, de 10 ha, en el caso de Murcia).

empresas «cultivadoras-comercializadoras» que integraban la producción, en grandes fincas de tierra propia o arrendada, y la posterior exportación; estas empresas adquirieron especial presencia en el litoral murciano (y algunas otras zonas del interior de la provincia) y en el sur de Alicante (Arnalte, 2002). El desarrollo en paralelo de fórmulas organizativas de integración horizontal de pequeños productores (a lo largo de los años 60 y 70), la mejora de la dotación de aguas en 1979 con la culminación del trasvase Tajo-Segura, y la definitiva apertura de los mercados europeos en 1993 (cuando finalizó el período transitorio que siguió a la Adhesión a la CEE) fueron otros factores que impulsaron sucesivas olas de crecimiento agrícola en la región (Gómez Espín *et al.*, 2011).

A pesar de la gran tecnificación que ha alcanzado este sistema productivo, en el que no ha dejado de incrementarse la productividad del agua y la tierra por medio de fuertes inversiones en capital fijo, nunca ha perdido su carácter intensivo en trabajo, dado que muchas tareas agrícolas no pueden ser mecanizadas. Es por ello que la mano de obra familiar pronto resultó insuficiente para atender las necesidades de trabajo de las explotaciones en crecimiento. Estas empezaron a recurrir a trabajo asalariado en los 80, y cuando la entrada de inmigrantes procedentes del Norte de África se hizo masiva en la década siguiente y resolvió las dificultades de encontrar jornaleros agrícolas entre la población local (Pedreño, 1999), se aceleró el proceso de «asalarización».

Hay otras causas de este proceso más allá del aumento en los requerimientos de mano de obra en estas unidades productivas. La disponibilidad de mano de obra familiar en estas explotaciones también se redujo avanzados los 80, conforme la siguiente generación accedía a niveles educativos superiores y un dinámico mercado de trabajo le ofrecía mejores alternativas de empleo (Aznar-Sánchez *et al.*, 2011). Como resultado, aunque gran parte de estas explotaciones (si se exceptúan las grandes empresas arriba mencionadas) mantiene hoy día una base familiar en términos de gestión y de propiedad de los activos[19], los jornaleros inmigrantes, casi siempre eventuales y con frecuencia indocumentados, desempeñan alrededor de dos tercios del trabajo total en ellas[20]. La dimensión social de este crecimiento agrícola basado en el trabajo inmigrante –un modelo que es común a otros sistemas intensivos de la Europa Mediterránea (Arnalte y Ortiz, 2013)– se manifiesta en forma de una alta

[19] En un caso de estudio del Campo de Cartagena, Moreno (2012) identifica diferentes modalidades de explotación hortícola de base familiar. Está muy extendida en la zona la «explotación individual» –a cargo de un solo miembro de la familia más asalariados–, si bien en paralelo proliferan formas organizativas complejas que vinculan en la misma explotación a varias familias emparentadas.

[20] Una proporción en la que coinciden, de manera aproximada, varios estudios referidos a distintas zonas del Sudeste, como los realizados por Moreno *et al.* (2011), Pérez Morales y Gil (2011) y Molina y Marzo (2009).

precariedad laboral de la población extranjera (Pedreño, 2012) y de su escasa integración (con episodios de tensión social) con la población local.

No obstante, hablar de las repercusiones sociales de este modelo de agricultura es también reconocer el papel clave que ha jugado el «boom» hortícola en el desarrollo de las zonas rurales de esta región. Los datos ofrecidos por Aznar-Sánchez *et al.* (2011) para el caso almeriense –que recogen los resultados de trabajos previos (ver Ferraro, 2000 y Ferraro y Aznar, 2008)– hablan por sí solos: en esta provincia, la horticultura genera 40.000 empleos directos, y lo que es más importante, ha impulsado un complejo y diversificado *cluster* de industrias y servicios auxiliares que reúne a 14.000 empresas y 50.000 trabajadores, y que representa la tercera parte del PIB almeriense. El empuje de este sector explica que la renta per cápita de Almería aumentara 30 puntos porcentuales con respecto a la media nacional en el medio siglo que siguió a 1955, unas «ganancias» que, tal y como recuerdan estos autores, se han repartido de un modo relativamente equitativo entre un gran número de familias. Este impresionante proceso de desarrollo de base agraria también tiene, sin embargo, su cara negativa. Por una parte, continúa abierta la brecha social en relación a las condiciones de vida de la población extranjera, y por otra, la intensificación hortícola ha causado un grave deterioro paisajístico en el medio rural circundante y serios problemas ambientales aún sin resolver, como la sobreexplotación de acuíferos y la salinización de aguas y suelos.

6. Conclusiones

Los breves estudios de sistemas que hemos planteado en este capítulo ponen de manifiesto la diversidad de articulaciones que pueden darse entre la dinámica estructural de la agricultura y la evolución social y demográfica de los territorios rurales en los que se asienta. Así, hemos mostrado:

- El paralelismo entre declive agrario (con creciente abandono de superficies agrarias y de explotaciones) e insostenibilidad social acusada en las zonas de montaña del área galaico-leonesa.
- La coexistencia –en el caso de las llanuras cerealistas de interior– del proceso de modernización y crecimiento de las explotaciones agrarias con el declive de un medio rural, cuya sostenibilidad social está limitada por los niveles de despoblamiento que se han alcanzado.

- La estabilidad de los sistemas de pequeña explotación (con débiles procesos de ajuste) en áreas rurales dinámicas o bien conectadas con centros urbanos, estabilidad que no deriva de la viabilidad económica de las explotaciones, sino que depende, justamente, de la sostenibilidad social y económica de esos territorios rurales que garantizan cierto nivel de rentas (no agrarias) a los agricultores.
- El fuerte dinamismo agrario de la horticultura intensiva en zonas sin problemas de despoblamiento, envejecimiento o masculinización (los principales rasgos de la insostenibilidad social del medio rural), pero donde las implicaciones sociales de la evolución de las explotaciones ha de leerse en términos de creciente brecha social derivada de las condiciones de vida y de trabajo de los asalariados extranjeros.

Estos casos ilustran, sin pretender ser exhaustivos, la diversidad de modos en que la agricultura y sus cambios productivos están ligados (o desconectados) de los procesos de cambio rural.

Es precisamente por esta diversidad por la que los intentos de incorporar aspectos sociales o el factor empleo en el diseño de las políticas agrarias resultan tan complejos. A finales de los años noventa, tras la difusión del enfoque de la multifuncionalidad, es cuando la función de la agricultura como «proveedora de empleo» y con ella la de «fijadora de población en el medio rural» se convirtieron en objeto de análisis y en argumento político, aunque en la práctica este tipo de consideraciones no llegaron a integrarse o tuvieron una influencia marginal en la aplicación de la modulación de las ayudas a los agricultores.

El papel de la agricultura como proveedora de empleo ha vuelto a introducirse en el diseño de la PAC 2014-2020. Así, la Comisión Europea ya incluía en 2010 entre los objetivos estratégicos de esta política el de «mantener comunidades rurales viables, en las que la agricultura es una actividad económica importante creadora de empleo local, ya que produce múltiples beneficios económicos, sociales, medioambientales y territoriales» (Comisión Europea, 2010: 3). De este modo, en las propuestas legislativas de 2011, la Comisión planeaba que el nivel de empleo asalariado de las explotaciones fuese tenido en cuenta para modificar la modulación de los pagos directos. En la misma línea, la mayor intensidad del trabajo en las explotaciones de menor dimensión ha sido utilizada como argumento para justificar un pago «redistributivo» para las primeras hectáreas objeto de ayuda (Council of the EU, 2013). Aunque la negociación sobre la PAC puede modificar sustancial-

mente (o incluso eliminar) estas propuestas, la efectividad de medidas de este tipo plantea algunos interrogantes que, a la luz de los resultados presentados en este capítulo, merece la pena discutir.

En primer lugar, las relaciones entre tamaño de las explotaciones, empleo que estas generan y fijación de población rural son cuestionables. Por un lado, en los sistemas de pequeñas explotaciones, con predominio de cultivos permanentes, que tienden a mantenerse (interior de las regiones mediterráneas), donde no hay prácticamente asalariados y se dan altos niveles de externalización de tareas, la intensidad del trabajo no es tan elevada. Aquí el empleo está ligado básicamente a los mercados de trabajo no agrario. En las pequeñas explotaciones en zonas de montaña en regresión, una modulación de las ayudas ligada al empleo sería sencillamente inútil para revertir los problemas de declive demográfico. Por otro lado, en las explotaciones cerealistas del interior los niveles de empleo asalariado siguen siendo bajos, aunque el proceso de ajuste pueda contribuir a conformar unidades productivas más grandes donde aumente la asalarización del trabajo. En todo caso, el ajuste avanzará en estos sistemas, algo que difícilmente frenará ninguna PAC, y eso reducirá de forma inexorable los niveles agregados de trabajo agrario. Tratar de revertir o frenar este proceso vía ayudas directas (incluyan o no gradaciones ligadas al empleo) no parece tener mucho recorrido.

En segundo lugar, en los sistemas agrarios más intensivos en trabajo del sudeste español, la creación de empleo siempre ha dependido fundamentalmente de su posición en los mercados y muy poco de la PAC. Y no es probable que esa dependencia se incremente significativamente con las reformas previstas. Tampoco hay que olvidar, en estos sistemas, la modificación de los modelos de relaciones laborales, aumentando la desvinculación entre titulares de la explotación (los perceptores de las ayudas) y los trabajadores, contratados por empresas de trabajo temporal u otras figuras de intermediación. Esta desvinculación también cuestiona en cierta medida la utilidad de ligar de un modo u otro las ayudas directas al empleo.

La profunda crisis económica que atraviesa el país configura un nuevo escenario en el que interpretar los procesos de ajuste agrario. Por un lado, los efectos de la crisis (cambios de la demanda agroalimentaria, dificultades de acceso a la financiación) estarán incidiendo en la dinámica de las explotaciones agrarias, condicionando (en un sentido u otro) la salida de efectivos del sector y la capacidad de las explotaciones de emprender o mantener estrategias de crecimiento. Por otro lado, la agricultura es vista en ocasiones como un sector

refugio, de forma que una disminución del flujo de salida de agricultores o incluso un retorno al sector (imagen que los medios de comunicación han contribuido recientemente a impulsar) alteraría su configuración estructural.

Hemos de ser prudentes para analizar un proceso que está teniendo lugar ahora mismo y cuya plena comprensión requiere una perspectiva a más largo plazo. Con la información estadística disponible en la actualidad resulta complicado concluir cuáles van a ser los resultados netos de esos procesos en términos de ajuste estructural. Lo que constatamos de momento es que, a nivel agregado, el papel de refugio parece limitarse a la mano de obra asalariada de origen extranjero, mucho más dispuesta, no lo olvidemos, a aceptar salarios más bajos y peores condiciones de trabajo.

Es complicado tratar de extraer una tesis simple del vínculo entre ajuste estructural de la agricultura y sus implicaciones en términos de sostenibilidad social del medio rural. La diversidad de situaciones de la que hablábamos al inicio de estas conclusiones ilustra esta complejidad. Sin embargo, el ajuste, allí donde se está produciendo, responde en gran medida a los condicionantes tecnológicos y económicos. Las características demográficas de los agricultores y su evolución están presenten sin duda, pero explican solo una pequeña parte del cambio estructural. Por su parte, la sostenibilidad social del medio rural parece estar cada vez más disociada de las dinámicas agrarias y es mucho más sensible a los vaivenes del Estado del bienestar, los mercados de trabajo no agrario o las redes de infraestructuras y dotación de servicios. Con todo, esto no quiere decir que las políticas agrarias deban de perder de vista una lectura «social» de la agricultura y sus transformaciones, sino que posiblemente esa lectura deba llevar a una mejor articulación de la política agraria con unas (más integrales) políticas rurales y de planificación territorial.

Referencias bibliográficas

Arnalte, E. (1989). «Estructura de las explotaciones agrarias y externalización del proceso productivo». *Información Comercial Española*, 666: 101-117.

Arnalte, E. (1998). «La problematique rurale au Sud de l'Europe: Approches et debats». En Delorme, H. (Ed.): *Les territoires ruraux en Europe. Questions de recherche*. CERI, Paris: 6-23.

Arnalte, E. (2002). «Ajuste estructural y cambios en los modelos productivos de la agricultura española». En Gómez Benito C. y González J.J. (Eds.): *Agricultura y sociedad en el cambio de siglo*. McGraw-Hill/Interamericana de España y UNED, Madrid: 391-426.

Arnalte, E. (2006). «Economía política del proceso de ajuste estructural en la agricultura de los países desarrollados». En Arnalte, E. (Ed.): *Políticas agrarias y ajuste estructural en la agricultura española*. MAPA, Madrid: 17-54.

Arnalte, E. y Ortiz, D. (2013). «The 'Southern model' of European agriculture revisited: continuities and dynamics». En Ortiz, D., Moragues, A. y Arnalte, E. (Eds.): *Agriculture in Mediterranean Europe. Between old and new paradigms*. Emerald, Bingley (UK): 37-74.

Arnalte, E., Ortiz, D. y Moreno, O. (2008). «Cambio estructural en la agricultura española: Un nuevo modelo de ajuste en el inicio del siglo XXI». *Papeles de Economía Española*, 117: 59-73.

Arnalte, E., Ortiz, D., Moragues, A. y Moreno, O. (2011). «Análisis comparado de la diferenciación de explotaciones familiares en tres sistemas agrarios». VIII Congreso de Economía Agraria. Asociación Española de Economía Agraria, Madrid.

Arrojo, P. (2006). «El regadío y el desarrollo rural: retos y claves de futuro». En Fundación de Estudios Rurales (Ed.): *Agricultura Familiar en España 2006*. Fundación de Estudios Rurales, Madrid: 36-42.

Arzeni, A. y Pecci, F. (2012). «L'agricoltura che cambia: il sesto Censimento tra passato e futuro». *Agriregionieuropa*, 8(31), dicembre 2012.

Aznar-Sánchez, J.A., Galdeano-Gómez, E. y Pérez-Mesa, J.C. (2011). «Intensive Horticulture in Almería (Spain): A Counterpoint to Current European Rural Policy Strategies». *Journal of Agrarian Change*, 11(2): 241-261.

Baptista, F. (2001). *Agriculturas e Territórios*. Celta Editora, Oeiras.

Baptista, F. (2010). «A transiçao rural». En Baptista, F. (Ed.): *O espaço rual. Declínio da agricultura*. Celta editora, Lisboa: 125-160.

Blandford, D. y Hill, B. (2005). *Facilitating farm-level adjustment to the reform of trade and agricultural policies*. Trade Policy Issues Paper nº 4. International Agricultural Trade Research Consortium (IATRC), St. Paul (EEUU).

Camarero, L.A. (1997). «Pautas demográficas y espaciales de las transformaciones del medio rural: Ruralidad y agricultura». En Gómez Benito, C. y González, J.J. (Eds.): *Agricultura y sociedad en la España contemporánea*. CIS y MAPA, Madrid: 225-246.

Camarero, L.A. (Coord.), Cruz, F., González, M., del Pino, J.A., Oliva, J. y Sampedro, R. (2009). *La población rural de España: de los desequilibrios a la sostenibilidad social*. Fundación La Caixa, Barcelona.

Castel, J.M., Mena, Y., Ruiz, F.A., Camúñez-Ruiz, J. y Sánchez-Rodríguez, M. (2011). «Changes ocurring in dairy goat production systems in less favoured areas of Spain». *Small Ruminant Research*, 96: 83-92.

Comisión Europea (2010). *La PAC en el horizonte de 2020: Responder a los retos futuros en el ámbito territorial, de los recursos naturales y alimentario*. Bruselas, 18.11.2010 COM(2010) 672 final.

Council of the European Union (2013). *Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy (CAP Reform).* Presidency paper on the Basic Payment Scheme. Bruselas, 20 Febrero 2013.

Ferraro, F.J. (Dir.) (2000). *El sistema productivo almeriense y los condicionamientos hidrológicos*. Civitas, Madrid.

Ferraro, F.J. y Aznar, J.A. (2008). «El distrito agroindustrial de Almería: un caso atípico». *Mediterráneo Económico*, 13: 353-82.

Gallego Bono, J.M. (2010). «La agricultura a tiempo parcial y la externalización de servicios agrarios como vehículo del cambio estructural». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 225: 13-45.

Gómez Espín, J.M., López Fernández, J.A. y Montaner Salas, M.E. (Coord.) (2011). *Modernización de regadíos: Sostenibilidad social y económica. La singularidad de los regadíos en el Trasvase Tajo-Segura*. Universidad de Murcia, Murcia.

Gómez-Limón, J.A. (2010). «Implicaciones territoriales de la agricultura de regadío en España». En Fundación de Estudios Rurales (Ed.): *Agricultura Familiar en España 2010*. Fundación de Estudios Rurales, Madrid: 124-132.

Gómez-Limón, J.A. y Arriaza, M. (2011). *Evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones de olivar en Andalucía*. Analistas Económicos de Andalucía, Málaga.

González, J.J. y Gómez Benito, C. (2002). «Una nota sobre la evolución del mercado de trabajo agrario». En Gómez Benito, C. y González, J.J. (Eds.): *Agricultura y Sociedad en el Cambio de Siglo*. McGraw-Hill-UNED, Madrid: 451-457.

Hill, B. (2005). «Structural Change in European Agriculture». En Blandford, D. y Hill, B. (Eds.): *Policy Reform and Adjustment in the Agricultural Sectors of Developed Countries*. CAB International, Wallingford (UK): 5-21.

Hoggart, K., Buller, H. y Black, R. (1995). *Rural Europe. Identity and Change*. Arnold, Londres.

INE (2011). Censo Agrario 2009. *Notas de prensa*, 14 julio 2011, 7 pp.

Keenleyside, C. y Tucker, G.M. (2010). *Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects.* Institute for European Environmental Policy (IEEP), Londres.

Koutsou, S., Partalidou, M. y Petrou, M. (2011). «Present or Absent Farm Heads? A Contemporary Reading of Family Farming in Greece». *Sociologia Ruralis*, 51(4): 404-419.

Lobley, M., Potter, C., Butler, A., Whitehead, I. y Millard, N. (2005). *The wider social impacts of changes in the structure of agricultural businesses*. Final Report for DEFRA. CRR Final Report Nº 14. University of Exeter, Exeter (UK).

López Iglesias, E. (2003). «Las estructuras agrarias en España: análisis de sus transformaciones en la década de los noventa». *Papeles de Economía Española*, 96: 20-37.

López Iglesias, E., Sineiro García, F. y Lorenzana Fernández, R. (2013). «Processes of farmland abandonment: land use change and structural adjustment in Galicia (Spain)». En Ortiz, D., Moragues, A. y Arnalte, E. (Eds.): *Agriculture in Mediterranean Europe. Between old and new paradigms*. Emerald, Bingley (UK): 91-120.

Madrid Rojo, J. (2006). «Discursos y políticas sobre el agua y la agricultura». En Fundación de Estudios Rurales (Ed.): *Agricultura Familiar en España 2006*. Fundación de Estudios Rurales, Madrid: 53-61.

MAGRAMA (2012). *Empleo en el sector agroalimentario. II trimestre 2012*. Análisis y Prospectiva, serie Empleo, nº 7. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Molina, J. y Marzo, B. (2009). «El factor humano: el mercado de trabajo en el regadío». En Gómez-Limón, J.A., Calatrava, J., Garrido, A., Sáez, F.J. y Xabadia, A. (Eds.): *La economía del agua de riego en España. Una perspectiva regional*. Fundación Cajamar, Almería: 147-161.

Molinero, F. (2011). «Los paisajes del viñedo en Castilla y León: Tradición, renovación y consolidación». *Polígonos. Revista de Geografía*, 21: 85-117.

Moragues, A. (2011). *How is agriculture sustained? Following farmers from the field to the market. A case study of olive oil in a Mediterranean Region*. Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de Valencia.

Morales Gil, A. (1997). *Aspectos geográficos de la horticultura de ciclo manipulado en España*. Universidad de Alicante, Alicante.

Moreno, O. (2013). «Reproducing productivism in Spanish agricultural systems». En Ortiz, D., Moragues, A. y Arnalte, E. (Eds.): *Agriculture in Mediterranean Europe. Between old and new paradigms*. Emerald, Bingley (UK): 121-147.

Moreno, O. (2012). «Revisando las categorías de análisis de la agricultura familiar: un caso de estudio del Campo de Cartagena». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 232: 101-129.

Moreno, O. y Muñoz, C. (2006). «Aspectos territoriales del proceso de ajuste en las llanuras cerealistas castellano-leonesas». En Arnalte, E. (Ed.): *Políticas agrarias y ajuste estructural en la agricultura española*. MAPA, Madrid: 131-155

Moreno, O. y Ortiz, D. (2008). «Understanding structural adjustment in Spanish arable crop farms: policies, technologies and Multifunctionality». *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6(2): 153-165.

Moreno, O., Arnalte, E. y Ortiz, D. (2011). «Breaking down the growth of family farms: A case study of an intensive Mediterranean agriculture». *Agricultural Systems*, 114: 500-511.

Moyano, E. y Garrido, A. (2009). «El regadío y la política de desarrollo rural». En Gómez-Limón, J.A., Calatrava, J., Garrido, A., Sáez, F. y Xabadia, A. (Eds.): *La economía del agua de riego en España. Una perspectiva regional*. Fundación Cajamar, Almería: 383-404.

Ortiz, D., Arnalte, E., Moragues, A. y Doñate, S. (2011). «Las explotaciones agrarias de servicios: la configuración de una vía de gestión de la agricultura». VIII Congreso de Economía Agraria. Asociación Española de Economía Agraria, Madrid.

Ortiz, D., Moragues, A. y Arnalte, E. (2013). «Agriculture in Mediterranean Europe: challenging theory and policy». En Ortiz, D., Moragues, A. y Arnalte, E. (Eds.): *Agriculture in Mediterranean Europe. Between old and new paradigms*. Emerald, Bingley (UK): 295-310.

Pedreño, A. (1999). *Del jornalero agrícola al obrero de las factorías vegetales*. Serie Estudios. MAPA, Madrid.

Pedreño, A. (2012). «Trabajadores y agriculturas mediterráneas en la globalización». *Regiones, Suplemento de Antropología*, 47: 16-20.

Pérez Morales, A. y Gil Meseguer, E. (2011). «Estado de la modernización de regadíos en la zona regable del Campo de Cartagena». En Gómez Espín, J.M., López Fernández, J.A. y Montaner Salas, M.E. (Eds.): *Modernización de regadíos: Sostenibilidad social y económica. La singularidad de los regadíos en el Trasvase Tajo-Segura*. Universidad de Murcia. Murcia: 291-324.

Pointereau, P., Coulon, F., Girard, P., Lambotte, M., Stuczynski, T., Sánchez Ortega, V. y Del Rio, A. (2008). *Analysis of farmland abandonment and the extent and location of agricultural areas that are actually abandoned or are in risk to be abandoned*. JRC Scientific and Technical Reports (EUR 3411 EN). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Reig, E. (2007). «Fundamentos económicos de la multifuncionalidad». En Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (Eds.): *La multifuncionalidad de la agricultura en España*. MAPA y Eumedia, Madrid: 19-39.

Riedel, J.L., Casasús, I. y Bernués, A. (2007). «Sheep farming intensification and utilization of natural resources in a Mediterranean pastoral agro-ecosystem». *Livestock Science*, 111: 153-163.

Saraceno, E. (1994). «The modern functions of small farm systems: an Italian experience». *Sociologia Ruralis*, 34(4): 308-328.

Sineiro, F., López, E., Lorenzana, R. y Valdés, B. (2006). «El proceso de ajuste en la ganadería bovina de la Cornisa Cantábrica». En Arnalte, E. (Eds.): *Políticas agrarias y ajuste estructural en la agricultura española*. MAPA, Madrid: 261-289.

Sineiro, F., Vázquez, I., García Arias, A.I., Lorenzana, R. y Marey, M.F. (2009). «Enlaces entre explotaciones agraria y territorio en el noroeste peninsular». VII Congreso de Economía Agraria. Asociación Española de Economía Agraria, Almería.

Sivignon, M. (1996). «Les systèmes agraires européens: Héritages, mutations, frontières». En Jollivetet, M. y Eizner, N. (Eds.): *L'Europe et ses campagnes*. Presses de la Fondation National des Sciences Politiques, Paris: 37-55.

Van der Ploeg, G. y Roep, D. (2003). «Multifunctionality and rural development: the actual situation in Europe». En Van Huylenbroeck, G. y Durand, G. (Eds.): *Multifunctional Agriculture. A New Paradigm for European Agriculture and Rural Development*. Ashgate, Aldershot (UK): 37-53.

Sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española

Juan José Oñate Rubalcaba[(a)] *y Beatriz Blanch Martínez*[(b)]
[(a)]Universidad Autónoma de Madrid e [(b)]IES Joaquín Turina, Madrid

1. Introducción

En comparación con otros sectores, como la industria o el transporte, relativamente «independientes» en cuanto a su desarrollo y funcionamiento del entorno en el cual se inscriben, las relaciones entre la agricultura y el medio en el que se asienta son variadas, complejas y, frecuentemente, interdependientes. La agricultura influye decisivamente en los ciclos globales de materia y energía y en las propiedades biológicas de los ecosistemas. Pero al mismo tiempo su éxito es enormemente dependiente de esos mismos ciclos naturales y ecosistemas, y en particular de procesos con implicación de especies silvestres (p. ej., el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, los agentes y procesos de polinización, o el control biológico de plagas por especies silvestres; Matson *et al.*, 1997). Por tanto, el garantizar que la agricultura siga siendo compatible con los sistemas de soporte vital de la Tierra se ha constituido en una preocupación central del desarrollo sostenible (Convay y Barbier, 1990).

En el ámbito de la Unión Europea (UE), hace tiempo que el énfasis en la evaluación de las implicaciones ambientales de las políticas agrarias viene siendo crecientemente importante. El debate actual sobre la PAC post-2013 deja claro que dichas implicaciones son un tema central en los esfuerzos por avanzar hacia un desarrollo sostenible[1]. Se trata de identificar las externalidades potencialmente causadas por la agricultura, tanto las que tienen carácter negativo, para tratar de reducirlas, como las de carácter positivo, ligadas a la provisión de bienes y servicios ambientales que interesa fomentar. Las orientaciones para la futura PAC persiguen con más determinación que nunca la consideración de estas externalidades en el diseño de los instrumentos y medidas que determinan las decisiones de los agricultores acerca de cómo y qué producir, así como en los protocolos para la evaluación y seguimiento de sus efectos.

[1] Puede seguirse este debate en http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/.

En el caso de España, la interdependencia de la agricultura con su entorno ecológico es especialmente acentuada por dos razones principales. Una radica en la extremada fragilidad y escasez de algunos de los componentes físicos que son soporte de la práctica agraria, tales como los suelos o el agua, de los que depende sobremanera para su continuidad. La otra se relaciona con el papel de los propios sistemas agrarios como soporte de una biodiversidad sobresaliente, cuya preservación es clave para las funciones ambientales o externalidades positivas de la agricultura española. Ambos aspectos van a verse además negativamente afectados por las sombrías perspectivas del cambio climático (OECC, 2005), que va a agudizar las tendencias hacia el agravamiento de los problemas asociados (véase igualmente el Capítulo 7 de este mismo libro).

Por todo ello creemos que es enormemente pertinente, e incluso urgente, evaluar a fondo el desempeño ambiental y ecológico de la agricultura española. Y es que tal evaluación no ha sido abordada en nuestro país de modo formal y en todos sus elementos, siendo además bastante deficitarios los sistemas de recogida de información acerca de las variables relevantes y la accesibilidad pública a los correspondientes indicadores. Los informes anuales del *Observatorio de la Sostenibilidad en España* (OSE) dan una visión general sobre la materia en nuestro país desde 2005, pero presentan un grado de detalle y una cobertura de indicadores insuficientes para el análisis ambiental de la agricultura[2]. El mismo organismo ha elaborado informes temáticos sobre agua y biodiversidad, que aportan información más específica e indicadores de interés, pero siguen resultando incompletos[3]. Otra referencia oficial es la síntesis elaborada por el Instituto Nacional de Estadística (INE) sobre los indicadores de sostenibilidad contemplados en la Estrategia Europea para el Desarrollo Sostenible (COM [2005] 218 final), aunque al igual que los informes anuales del OSE no cubren todas las dimensiones ambientales de relevancia[4]. Impulsado por la Plataforma Tecnológica de Agricultura Sostenible, ha visto la luz recientemente un estudio más específico, que aborda un análisis de indicadores de productividad o eficiencia de la agricultura en relación con algunas variables e indicadores ambientales, pero sin incluir biodiversidad (Garrido, 2012)[5]. Y disponemos también del informe[6] que realizó en 2008 la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 2008) sobre desempeño ambiental de la agricultura desde 1990.

[2] Disponibles en http://www.sostenibilidad-es.org/es/informes/informes-anuales.
[3] Disponibles en http://www.sostenibilidad-es.org/es/informes/informes-tematicos.
[4] Disponible en http://www.ine.es/inebmenu/mnu_medioambiente.htm.
[5] Disponible en http://www.fundacioncajamar.com/content/publicaciones/indicadores-de-sostenibilidad-de-la-agricultura-y-ganadera-espaolas_616.
[6] Disponible en http://www.oecd.org/tad/sustainableagriculture/agri-environmentalindicators.htm.

En este capítulo nos proponemos abordar un repaso a la evolución tendencial sobre la base de indicadores disponibles de los aspectos que consideramos más determinantes del grado de insostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura en España. Ponemos el énfasis en la *insostenibilidad* porque nos parece útil para salvar la distancia entre la ampulosa retórica de las declaraciones políticas y la realidad (ver Walter y Stützel, 2009). Es más fácil ponerse de acuerdo en los términos operativos acerca de lo que *no* queremos que sobre lo que queremos, y es indudable que el propio concepto de desarrollo sostenible surge históricamente como la idealización de un mundo libre de algunos de los problemas reales y urgentes de la humanidad. Así, consideraremos que la disminución hasta umbrales aceptables de los problemas ambientales y ecológicos que aquejan a la agricultura española será un rasgo de sostenibilidad, evitando el equívoco de identificar esta con la agricultura *tradicional*, que no siempre fue o es ambientalmente sostenible.

Además de las señaladas, las principales fuentes de información consideradas han sido los *Anuarios de Estadística Agraria*, el *Banco Público de Indicadores Ambientales* y la serie *Perfil Ambiental de España*, todos ellos del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), las operaciones estadísticas del INE (*Encuesta sobre la estructura de las explotaciones agrícolas*, *Encuesta sobre el uso del agua en el sector agrario*, *Medios de producción*), y la base de datos de indicadores de Eurostat, todas las cuales son de acceso público. El resto de fuentes utilizadas se citan oportunamente a lo largo del texto.

Organizaremos el capítulo en cinco apartados principales, además de esta introducción. En el siguiente situaremos las tendencias generales de cambio de los sistemas agroambientales, intensificación y abandono. En el tercer y cuarto apartados revisaremos la situación actual y evolución reciente de los aspectos que a nuestro juicio son más determinantes del grado de (in)sostenibilidad de la agricultura española, primero los ambientales (erosión y degradación de suelos, sobre-explotación de recursos hídricos) y luego los ecológicos (degradación y pérdida de biodiversidad y paisajes). Excluiremos deliberadamente la consideración de los aspectos ligados al consumo de energía y a las emisiones de gases de efecto invernadero, aspectos que son específicamente tratados en el capítulo 7 de este mismo libro, en el contexto del cambio climático. Dedicaremos entonces el quinto y último apartado a perfilar las líneas maestras del marco estratégico que, a la luz de las orientaciones europeas, creemos que debería aplicarse para el seguimiento de la sostenibilidad ambiental de la agricultura en España.

2. Impulsores del cambio ambiental: intensificación y abandono

La agricultura española comparte la elevada heterogeneidad de ambientes que caracteriza a nuestro territorio y que se traduce en una diversidad biológica sin parangón en el resto de países europeos. La riqueza natural de España, en términos de especies y de hábitats, es consecuencia de su considerable extensión, su variada configuración geográfica (península, islas, orografía), su exposición a influencias climáticas diversas (atlántico-cantábrica, mediterránea), y su compleja historia biogeográfica. No cabe duda de que España es un país privilegiado en el contexto de la UE en cuanto a su riqueza biológica. A modo ilustrativo, las aproximadamente 8.000 especies de plantas vasculares (helechos y plantas con flores) existentes en el país suponen en torno al 85 % del total de las que se encuentran en el conjunto de los países comunitarios. Entre los vertebrados terrestres existen al menos 81 especies de anfibios y reptiles, 368 de aves y 118 de mamíferos. En todos los grupos es también notoria la importancia que alcanzan los denominados endemismos, especies cuya área de distribución mundial se reduce al territorio español. Pero toda esta riqueza biológica no terminaría de explicarse sin considerar la larga y fecunda historia agro-cultural de sus variados pobladores (Bernáldez, 1991; Monserrat, 1994).

Si bien en el conjunto de Europa también buena parte de la biodiversidad existente se asocia a los paisajes agrarios (AEMA, 2004), la importancia que estos adquieren en el caso español es sobresaliente. Además de nuestra mayor riqueza biológica de partida, esta notoriedad tiene que ver con la relativamente tardía incorporación de la agricultura española al proceso de modernización del país durante el siglo XX (Naredo, 1986). A partir de los años 1960 la modernización de la agricultura se desarrolló muy en conexión con el proceso de industrialización, centrándose en las zonas y actividades productivas donde más podían rentabilizarse los avances en los sectores industriales de la maquinaria, los fertilizantes, los plaguicidas y las semillas. Ante la ausencia de una planificación que contemplara igualmente los aspectos estructurales, los efectos de la modernización agraria resultaron muy distintos según regiones (Garrido y Moyano, 1996), desde aquellas que se incorporaron rápidamente a los modelos y prácticas de producción intensiva (p. ej., el litoral mediterráneo o el eje de las depresiones del Ebro, Guadalquivir o el Duero), hasta otras en las que persistieron métodos y prácticas de gestión más extensivas y dependientes de los recursos territoriales (p. ej., las mesetas cerealistas, la ganadería de mon-

taña y de dehesa, o las regiones olivareras). Los movimientos demográficos asociados a estos procesos resultaron igualmente en realidades dispares, con una concentración de la población en las zonas más productivas e industrializadas y un progresivo vaciado poblacional en las más rezagadas. En última instancia, estos procesos produjeron una variada tipología de «agriculturas», que a pesar de los cambios más recientes han permanecido hasta hoy. Aun a riesgo de simplificar en exceso, podrían señalarse los siguientes tipos:

- Un amplio sector de pequeñas explotaciones extensivas, muy dependientes de los regímenes de ayudas directas y siempre en el dilema entre la intensificación o el abandono, ya se trate de cultivos cerealistas o ganadería extensiva.
- Otro sector de explotaciones generalmente mayores, tradicionalmente extensivas y solo más recientemente integrado en las dinámicas de los mercados agroalimentarios, como pueden ser las del sector olivarero, o que permanecen relativamente al margen de las mismas, como las fincas de pastizal y dehesa mediterránea.
- Un tercer grupo de explotaciones más independientes de las ayudas, muy orientadas al mercado e intensivas en términos del uso de factores de producción, como las del sector hortofrutícola o la ganadería intensiva.

En relación con esta tipología y desde el punto de vista del análisis de la sostenibilidad ambiental, es habitual expresar las tendencias de cambio que han afectado y afectan a los sistemas agrarios en términos de un gradiente cuyos polos se corresponderían con la intensificación acusada o el abandono extremo (p. ej., Peco *et al.*, 1999). Esta aproximación conlleva implícitamente la asignación de connotaciones ambientales negativas a ambos extremos del gradiente, mientras que las posiciones intermedias, con connotaciones positivas, se corresponderían con los aprovechamientos del suelo y prácticas de gestión agraria de carácter más o menos extensivo, , afectados por las tendencias de cambio hacia alguno de los dos extremos del gradiente, la intensificación o el abandono.

Como en otras actividades, también en la agricultura los procesos de tecnificación e intensificación productiva suelen acompañarse de problemas ambientales. Pero además de los más típicamente asociados a la contaminación de suelos y aguas o al vertido de residuos, en la agricultura cobran es-

pecial relevancia los que afectan a la estructura y calidad del propio hábitat agrario para las especies silvestres. El carácter históricamente extensivo de la agricultura española venía determinado por conocidas limitaciones de medio físico (acusados relieves, suelos pobres en materia orgánica y fácilmente erosionables, precipitaciones irregulares y marcada sequía estival) y notables deficiencias estructurales y productivas (abundancia de minifundios, alto grado de parcelación de la propiedad, y escasa mecanización y uso de agroquímicos). Pero estas circunstancias no solo provocaban rendimientos escasos, sino que además determinaron complejos paisajes mosaicistas con una variada y rica biodiversidad, destacando la llamativa diversidad de aprovechamientos –casi siempre en secano– tanto herbáceos, como leñosos; las tramas de linderos, setos y bordes no cultivados delimitando la profusa parcelación; las rotaciones leguminosas-cereal-barbecho, este último muchas veces plurianual y pastoreado; una importante superficie de eriales, prados o pastizales aprovechados por una ganadería con base territorial; la presencia de retazos de hábitats naturales, tanto arbolados como de matorral, también visitados por el ganado, etc.

Este papel de la agricultura extensiva como hábitat para las especies silvestres induce otro rasgo diferencial en comparación con otros sectores, si se consideran las tendencias al abandono de la actividad y/o de ciertas prácticas en áreas desfavorecidas, donde la escasa rentabilidad de la agricultura se combina con la pérdida de población. Así, el abandono de tierras ejerce también efectos deletéreos sobre las especies silvestres más dependientes de los sistemas extensivos en su *selección de hábitat*, junto a otros impactos como la erosión y pérdida de suelo o el incremento del riesgo de incendios.

Además, los efectos de los cambios en las prácticas agrarias individuales interactúan fuertemente entre sí, de modo que son los efectos colectivos, más que el aislado de cada práctica, los que adquieren relevancia. En definitiva, tanto la intensificación como el abandono de la agricultura provocan una reducción de la heterogeneidad espacial y temporal en el hábitat agrario (Tabla 1), que ha afectado (y continúa haciéndolo) a los agro-ecosistemas españoles. Por ello es fundamental el mantenimiento o incremento de dicha heterogeneidad de cara a la conservación de una biodiversidad sin parangón en el resto de Europa.

Tabla 1. Mecanismos causantes de pérdida de heterogeneidad espacio-temporal en los sistemas agrarios

Mecanismo	Consecuencias para la heterogeneidad
PAC y dinámicas de desarrollo	Tasas diferentes de intensificación o abandono entre regiones, comarcas y orientaciones productivas pero homogéneas en cada ámbito.
Especialización	Grandes áreas contiguas dominadas por tierras cultivadas o pastizales, reemplazando paisajes anteriormente caracterizados por sistemas de producción mixtos espacialmente entrelazados.
Consolidación de explotaciones	Agricultura cada vez más dominada por un menor número de explotaciones más grandes y, por tanto, mayor continuidad espacial de áreas bajo los mismos sistemas de gestión y/o rotaciones de cultivos a lo largo del ciclo anual.
Concentración parcelaria y eliminación de áreas no cultivadas	Disminución de la longitud de linderos por unidad de superficie y de la abundancia de estos y otros elementos no cultivados del hábitat, como setos, eriales, ribazos, bosquetes o bancales, importantes estructural y funcionalmente.
Transformación en regadío	Destrucción de la configuración, funcionalidad y composición del hábitat agroambiental previo. Desecación de humedales y reducción de caudales en ríos y arroyos.
Simplificación de rotaciones	Reducción en la diversidad de aprovechamientos y variedad de cultivos y/o pastos en una misma explotación, aumentando la probabilidad de mayores extensiones de territorio homogéneas en un momento dado.
Mecanización	Gestión más precisa de cultivos y praderas, pero rindiendo mayor homogeneidad dentro y entre parcelas.
Uso de agro-químicos	Aumento de la uniformidad espacio-temporal en el establecimiento, crecimiento y maduración de los cultivos, reduciéndose la riqueza de especies y diversidad estructural de la vegetación arvense.
Mayores dosis de simiente	Mayor densidad y uniformidad en las siembras, reduciendo la accesibilidad para alimentación, reproducción y refugio a las especies silvestres.
Drenajes	Pérdida de humedales y ecosistemas de descarga de aguas subterráneas.
Mejora de pastos	Reducción de la diversidad de especies originales por introducción de otras más competitivas y con mayor uniformidad de gestión a lo largo del ciclo anual.
Incremento de cargas ganaderas	Duración e intensidad del pastoreo incrementadas, que reducen la diversidad estructural de las comunidades pascícolas.
Cese de la actividad	Invasión de las parcelas por vegetación colonizadora, generando masas dominadas por unas pocas especies frecuentemente triviales, e incrementando los riesgos de incendio.

Fuente: Elaboración propia (a partir de Benton *et al.*, 2003).

En última instancia, las consecuencias ambientales y ecológicas de los procesos de intensificación y abandono en la agricultura en España se derivan fundamentalmente de:

- La limitada productividad y fragilidad de los suelos, como consecuencia de las condiciones climáticas y de relieve y de la antigüedad de los propios suelos.
- La acusada variabilidad intra e inter-anual y la generalizada escasez de los recursos hídricos disponibles, superficiales o subterráneos.
- El alto número y valor de conservación de las especies y hábitats semi-naturales íntimamente asociados a los sistemas agrarios extensivos.
- La fragilidad socioeconómica actual de los sistemas de producción asociados, que llega a forzar su abandono.

Al tomar en consideración estos factores se hace patente el papel dual que desempeña la agricultura como actividad generadora de externalidades ambientales, que pueden ser tanto negativas como positivas. Las primeras constituyen los problemas ambientales que determinan los rasgos de insostenibilidad, apareciendo como principales la erosión y degradación de suelos, la contaminación y sobre-explotación de recursos hídricos, y la destrucción de biodiversidad. Por su parte, las externalidades positivas se corresponden con bienes y servicios ambientales, fundamentalmente relacionados con el mantenimiento y mejora de la biodiversidad y los paisajes, y cuyo fomento constituirían rasgos de sostenibilidad.

En los dos siguientes apartados entraremos en el análisis de estas externalidades, describiendo su naturaleza y diagnosticando la evolución de su estado sobre la base de los indicadores disponibles. Aunque las trataremos por separado, no hay que dejar de tener presentes las frecuentes interrelaciones entre las mismas.

3. Principales rasgos de la (in)sostenibilidad ambiental

3.1. Erosión y degradación de suelos

La principal fuente de *erosión de suelos* en España, como en el resto del ámbito mediterráneo, es la erosión hídrica laminar y en regueros, que, englobando tanto los aspectos físicos como los químicos y la biológicos, constituye una de las formas más completas de degradación del suelo (MARM, 2008). La erosión es en sí un fenómeno natural y más bien crónico en la cuenca

mediterránea, donde los efectos de los elevados gradientes y longitud de las pendientes del terreno sobre suelos frágiles, y del régimen irregular y frecuentemente torrencial de las precipitaciones, se han visto históricamente acentuados por cambios de uso del suelo y prácticas de gestión inadecuadas. La acción del laboreo y las altas temperaturas favorecen una rápida mineralización del humus, deteriorando progresivamente la fertilidad y estructura del suelo. Ello provoca a su vez una disminución de la capacidad de infiltración del agua que aumenta la escorrentía superficial, reforzándose los procesos erosivos en un bucle de retroalimentación positiva (Rubio y Calvo, 1996).

Entre las prácticas agrarias más nocivas de cara al riesgo de erosión se encuentran el laboreo excesivo, el laboreo a favor de la pendiente, la roturación de tierras marginales y pastizales, la eliminación completa de los restos de cosecha y malas hierbas en los barbechos y olivares, la sobre-mecanización agrícola, el riego excesivo con técnicas inadecuadas y el sobre-pastoreo (Solé, 2006). También se ha demostrado que el abandono de olivares, viñedos y otros cultivos en zonas con suelo poco fértil favorece la erosión, debido al cese de las medidas adoptadas para tratar de prevenir el fenómeno, como corrección de escorrentías, cultivo en fajas, mantenimiento de bancales y terrazas de retención, establecimiento de cubiertas vegetales, etc. (Boellstroff y Benito, 2005).

El *Resumen Nacional de los Mapas de Estados Erosivos*, publicados entre 1987 y 2002, mostró que la intensidad del proceso de erosión era superior a los límites tolerables –situados estos en 12 toneladas de pérdida de suelo por hectárea y año–, en cerca del 46 % del territorio nacional (23 millones de hectáreas), y que un 12 % del territorio (6 millones de hectáreas) estaba sometido a erosión muy severa, con arrastres superiores a 50 t/ha·año (MARM, 2008). Los procesos erosivos más graves se producían en su mayoría dentro de las cuencas hidrográficas de clima mediterráneo-continental, principalmente en las cuencas del Sur, Guadalquivir, Ebro, Tajo y Júcar. En particular, en las cuencas del Guadalquivir y del Sur, el porcentaje de terrenos con pérdidas superiores a 50 t/ha·año superaba respectivamente el 31 % y el 22 % de su superficie.

Los mayores valores medios de pérdida de suelo correspondieron a los cultivos arbóreos y viñedos de secano, mientras que los usos forestales con coberturas arbóreas más extensas y los pastizales permanentes, presentaron los menores valores (Tabla 2)[7].

[7] En comparación con los usos forestales, los cultivos leñosos suelen mantener el suelo desprovisto de vegetación protectora durante la mayor parte del año, lo cual explica las mayores tasas de erosión que presentan, si bien la pendiente de los terrenos y la (no) adopción de prácticas de conservación de suelos ni de manejo adecuadas, son otros factores influyentes.

Tabla 2. Valor medio de las pérdidas de suelo en distintos usos del suelo y coberturas

Usos	Superficie (ha)	Pérdidas medias (t/ha·año)
Cultivos de regadío	3.054.078	30,53
Cultivos arbóreos y viñedos de secano	5.113.437	78,93
Cultivos herbáceos de secano	14.804.776	30,53
Erial a pastos, matorral disperso y arbolado con cabida cubierta* < 20 %	8.231.174	17,46
Pastizales permanentes	2.141.306	8,08
Arbustos y matorral	5.200.907	19,14
Arbolado con cabida cubierta* entre 20 % y 70 %	5.984.709	8,36
Arbolado con cabida cubierta* > 70 %	4.535.843	5,16

** La* fracción cabida cubierta *expresa la fracción de la superficie de suelo de una determinada parcela ocupado por la proyección vertical de las copas del arbolado.*

Fuente: MARM (2008).

Los trabajos iniciados en 2001 para la realización del *Inventario Nacional de Erosión de Suelos*[8] no han concluido, por lo que todavía no se dispone de datos actualizados acerca del fenómeno para todo el país. No obstante, los datos disponibles para las 13 comunidades autónomas en las que han finalizado los trabajos señalan cómo la gravedad del problema persiste en una proporción muy importante de sus territorios (Tabla 3).

En el estudio mencionado en la introducción sobre indicadores de eficiencia de la agricultura española (Garrido, 2012), se aporta una elaboración propia a partir de los datos disponibles del Resumen Nacional y del Inventario de Erosión de Suelos. Los valores medios de pérdida de suelo a nivel nacional habrían disminuido según estos autores desde 24,24 t/ha·año en el período 1987-2002 a 17,80 t/ha·año en el período 2002-2012, y la proporción de superficie geográfica con grados «no tolerables» de erosión habría pasado de 12,08 % a 8,04 % en el mismo intervalo de tiempo[9].

[8] Ver http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-nacional-de-erosion-de-suelos/.

[9] Independientemente de la bondad de sus cálculos, no podemos estar de acuerdo con los autores de este estudio cuando establecen el umbral de admisibilidad de las tasas de erosión en 50 t/ha-año. El umbral de sostenibilidad científicamente más aceptado ronda las 11 t/ha·año, considerando las tasas máximas, bajo condiciones óptimas, de desarrollo de un horizonte A (p. ej., Johnson, 1987).

Tabla 3. Superficie de suelo afectada por erosión respecto a la superficie total (%)

CCAA	Procesos moderados (0-10 t/ha·año)	Procesos medios (10-25 t/ha·año)	Procesos altos (>25 t/ha·año)
Andalucía	57,61	19,76	22,63
Cataluña	54,41	24,86	20,74
Cantabria	59,91	22,39	17,70
Asturias	61,92	21,67	16,42
Navarra	65,64	18,79	15,57
Murcia	66,41	18,13	15,46
C. Valenciana	70,12	16,04	13,83
La Rioja	65,84	20,43	13,72
Galicia	74,34	13,06	12,61
Baleares	76,62	13,69	9,70
Canarias	69,25	21,86	8,89
Madrid	81,28	10,89	7,83
Extremadura	83,75	9,81	6,44
Promedio	**68,20**	**17,80**	**14,00**

Fuente: MAGRAMA. Banco Público de Indicadores Ambientales (2012).

Ciertamente, otros sectores y actividades tienen también incidencia en el fenómeno de la erosión, pero el papel de la agricultura es indudable. La normativa sobre *Buenas Condiciones Agrarias y Medioambientales*, en vigor desde el 1 de enero de 2005 en el marco de la condicionalidad sobre los pagos directos de la PAC[10], contempla requisitos específicos relativos al laboreo adaptado a las condiciones de la pendiente, el mantenimiento de las terrazas de retención, la cobertura mínima del suelo, y la conservación de la materia orgánica y de la estructura del mismo. La efectividad de estos requisitos, todavía por evaluar, dependerá básicamente del variable grado de exigencia en la práctica que plantee su formulación por las comunidades autónomas y del nivel que alcance su cumplimiento por parte de los agricultores[11]. Hay que tener en

[10] Regulada actualmente a nivel nacional por el Real Decreto 486/2009, de 3 de abril. Ver http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/condicionalidad/cuadroguia.aspx.
[11] La aplicación estricta de medidas preventivas de la erosión es juzgada imprescindible para mantener a largo plazo los niveles de producción actuales (ver Vanwalleghem *et al.*, 2011 en referencia al olivar).

cuenta, no obstante, que la condicionalidad no afecta a las producciones que no reciben pagos directos de la PAC (p. ej., los frutales de pepita y hueso o los cultivos hortícolas) ni a los productores al margen del régimen de pago único (aquellos que no tienen derechos históricos para recibir estos pagos desacoplados, con independencia de su actividad productiva), cuyo desempeño en materia de erosión permanecerá fuera de control.

A los daños producidos sobre el propio suelo erosionado, que disminuyen su capacidad productiva hasta límites que hacen muy difícil y lenta su recuperación, hay que añadir los efectos fuera de las explotaciones, que pueden llegar a ser incluso más importantes que los que ocurren dentro de ellas. Los principales son el incremento de los sólidos en suspensión y turbidez en los cursos y masas de agua superficial, la colmatación de embalses, lagos y ríos por los sedimentos arrastrados, el agravamiento de los corrimientos de tierras y la potenciación de avenidas catastróficas. En nuestro conocimiento, el impacto económico agregado de estos efectos permanece sin cuantificar en España.

Otro problema de entidad es la *salinización de suelos*, que se ha visto agravado por la rápida expansión que ha experimentado la agricultura de regadío en las últimas décadas. Cuando no son absorbidas por las plantas y el drenaje es deficitario, las sales que contiene el agua de riego, aun en pequeña cantidad, se acumulan en el suelo tras la evaporación y la transpiración en concentraciones que pueden llegar a ser fuertemente limitantes para el cultivo. Incluso con drenaje suficiente, puede producirse salinización al ascender sales por capilaridad desde el subsuelo provenientes de su composición mineral o de la acumulación de sales por lavado del suelo superficial.

Dependiendo del tipo de sales se distinguen distintos procesos de acumulación, como *salinización* propiamente dicha (cloruros y sulfatos de calcio y magnesio), *sodificación* (sodio intercambiable) y *alcalinización* (sodio intercambiable y carbonato sódico), cada uno con su problemática específica. No obstante, existen factores generales que llevan a la acumulación de sales en el suelo, como las prácticas de riego en condiciones inadecuadas de drenaje, el empleo de agua con elevado contenido salino y el manejo de fracciones de lavado bajas por razones de economía del agua o para control del drenaje (Herrero y Snyder, 1997).

De los 35.000 km^2 actualmente transformados en regadío y en uso, un 3 % aproximadamente presentan un grado de salinización severo que restringe fuertemente su utilización económica, y un 15 % presenta riesgo creciente de salinización que empieza a ser limitativo para la producción

de los tipos de cultivo más sensibles (MARM, 2008). El fenómeno se concentra con especial gravedad en el valle del Ebro, donde el vertido de los flujos de retorno de riego cargados de sales genera problemas de salinización adicionales en los sistemas fluviales receptores (Casaupé *et al.*, 2006). Pero también es frecuente en zonas litorales, como consecuencia del riego con aguas subterráneas de alto contenido salino debido a fenómenos de intrusión marina, a su vez, facilitados por la sobre-explotación de los acuíferos costeros (Pérez-Sirvent *et al.*, 2003). En nuestro conocimiento no existen series de datos disponibles que permitan evaluar la evolución reciente del problema de salinización de suelos a escala nacional.

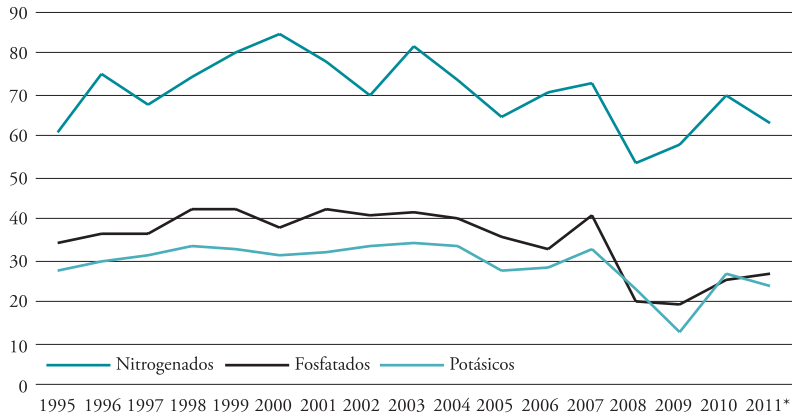
Otro rasgo de insostenibilidad relacionado con los suelos es el de su *contaminación por fertilizantes y plaguicidas.* Desde el punto de vista de su capacidad contaminante, el principal problema de la fertilización se deriva de la sobreaplicación de nitratos y otros nutrientes, que impide su adecuado reciclado y procesamiento en los ciclos biogeoquímicos. El rendimiento del cultivo no aumenta proporcionalmente con la cantidad de fertilizantes aplicada, sino que a partir de una cierta concentración se mantiene constante. Concentraciones superiores pueden resultar contraproducentes, bien por toxicidad para los cultivos o por originar desequilibrios nutritivos al establecerse competencias por parte de otros elementos (Colomer y Sánchez, 2001).

Entre 1960 y 1989, el consumo de nitrógeno en España se incrementó de 0,24 a 1,12 millones de toneladas, el de fósforo de 0,36 a 0,53 millones de toneladas de P_2O_5, y el de potasio de 0,07 a 0,37 millones de toneladas de K_2O (Martínez *et al.*, 2002). En su informe sobre el comportamiento ambiental de la agricultura, la OCDE (2008) refirió importantes aumentos en los excedentes de nutrientes agrícolas en España entre 1990-1992 y 2002-2004[12]. Los de nitrógeno aumentaron en un 1 % (frente a una disminución del 21 % en la UE-15) y los de fósforo un 18 % (frente a un descenso en la UE-15 del 43 %), debido no solo al uso de fertilizantes inorgánicos, sino también al de estiércoles procedentes de unos mayores censos ganaderos.

A pesar de las fuertes fluctuaciones interanuales que se observan, la dinámica de incremento en el consumo de fertilizantes de síntesis parece haberse estabilizado en los últimos años, tal y como muestran las series de datos disponibles (Gráfico 1).

[12] Los excedentes son la cantidad de nutrientes aportados menos la cantidad extraída con la cosecha, normalmente referidos a nitrógeno y fósforo.

Gráfico 1. Consumo de fertilizantes en España (kg promedio/ha cultivada)



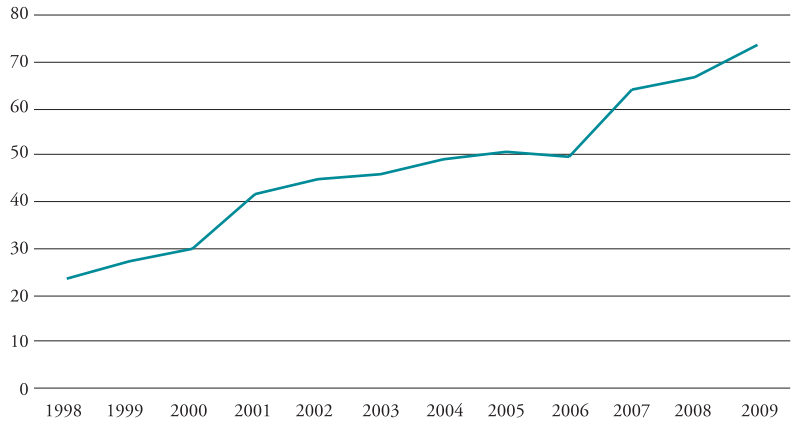
** Dato provisional.*

Fuente*:* Elaboración propia. Anuarios de Estadística Agraria del MAGRAMA.

En el estudio antes mencionado sobre indicadores de eficiencia de la agricultura española (Garrido, 2012), se señala cómo el uso de fertilizantes ha venido disminuyendo en términos relativos con respecto a la producción final agraria obtenida, pasándose de una media de unas 32 toneladas de nitrógeno por millón de euros de producción agraria en los años ochenta, a una media de 22 toneladas por millón de euros en la última década. Este incremento de la eficiencia en el uso de los fertilizantes es sin duda positivo en términos de sostenibilidad económica. Pero la sostenibilidad ambiental vendrá más bien determinada por la no superación de umbrales aceptables en los impactos que causa la fertilización.

Hay que considerar, además, que en la evolución de estos indicadores interviene un factor ligado al creciente empleo de estiércoles, purines y otras enmiendas orgánicas procedentes de la ganadería, junto con otros residuos orgánicos, como sustitutivos de los fertilizantes de síntesis. No se dispone de series estadísticas acerca del uso de estiércoles o purines en la agricultura, pero la tendencia en el uso como fertilizantes de los lodos de depuración de aguas residuales ha sido espectacular entre 1996 y 2008, habiéndose triplicado la cantidad utilizada en las tierras agrarias hasta alcanzar 927.000 toneladas (Gráfico 2).

Gráfico 2. Uso de lodos de depuradora como fertilizantes en España (kg promedio/ha cultivada)



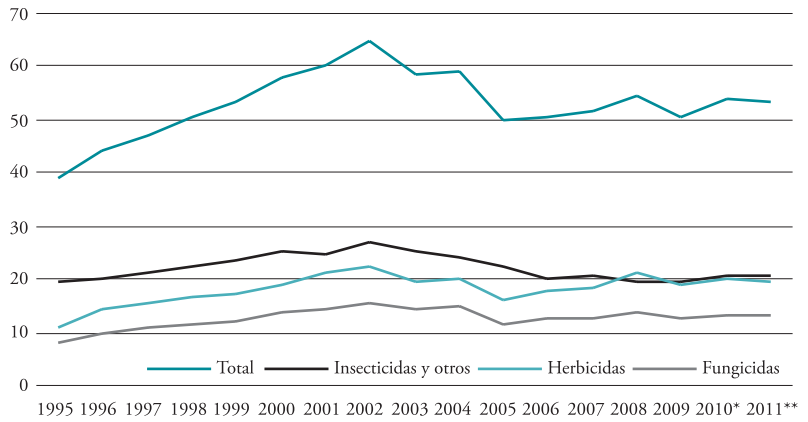
Fuente: Elaboración propia. Eurostat.

La utilización de lodos de depuradora con fines agrícolas supone una aportación extra de nutrientes al suelo, pero también de metales pesados, como cadmio, cromo, plomo, zinc, cobre, etc., que son altamente tóxicos, incluso para las propias plantas de cultivo (Colomer y Sánchez, 2001). El Real Decreto 1310/1990, regula las concentraciones de metales pesados permitidas en los lodos, la concentración límite admisible en los suelos, así como la cantidad admisible de metales pesados aplicados por hectárea y año, pero el propio Plan Nacional Integrado de Residuos (PNIR 2008-2015) señala la necesidad de mejorar el control de las aplicaciones agrícolas y del sistema de información sobre la gestión de lodos, que las distintas comunidades autónomas planifican de modo independiente.

En cuanto a los plaguicidas, es evidente que son productos intrínsecamente nocivos para el medio, dado que se diseñan precisamente para controlar organismos vivos, siendo su espectro biocida relativamente amplio. Sus efectos sobre el suelo parecen ser muy variables dependiendo de la naturaleza y comportamiento del compuesto y de las condiciones de humedad y temperatura reinantes. Aunque en última instancia los efectos de los plaguicidas dependen evidentemente de las dosis de aplicación, parecen tener un carácter acumulativo en el tiempo, especialmente sobre las poblaciones microbianas del suelo (Moreno *et al.*, 2009).

De acuerdo con la OCDE (2008), el consumo de plaguicidas disminuyó en España entre mediados de los 1980 y mediados de los 1990, pero, desde entonces, creció sin interrupción hasta el año 2004, en contraste con la reducción de su uso promedio en la UE-15 durante el mismo período. Lamentablemente, no se dispone de series estadísticas oficiales acerca de la intensidad del uso real de plaguicidas, y las estimaciones de consumo deben hacerse a partir de los datos de valores corrientes a precios básicos en millones de euros facilitados por la industria. Estos datos corroboran la tendencia señalada para la segunda mitad de la década de los 1990, pero a partir de 2002 ponen de manifiesto un alentador descenso en el uso de plaguicidas, que permanece relativamente estabilizado desde entonces (Gráfico 3).

Gráfico 3. Consumo de plaguicidas en España (€ promedio/ha cultivada)



** Dato provisional; ** Dato estimado.*

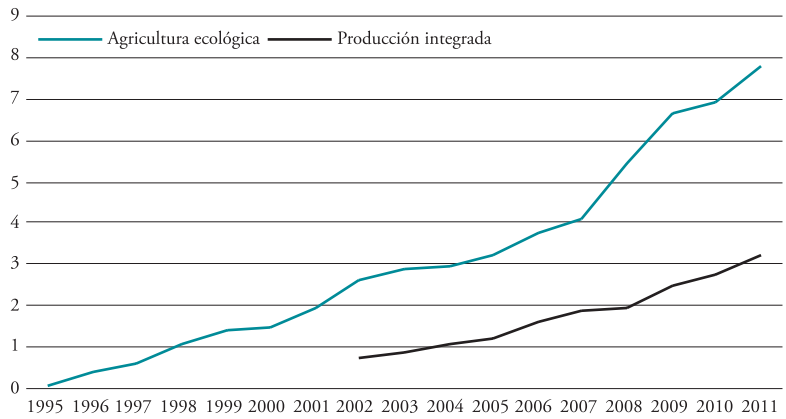
Fuente: Elaboración propia. Anuarios de Estadística Agraria del MAGRAMA.

En relación con estos rasgos de insostenibilidad derivados de la aplicación masiva de agro-químicos suele contraponerse la expansión experimentada por los sistemas de producción ecológica e integrada (ver p. ej., OSE, 2012). Efectivamente, la superficie dedicada a *agricultura ecológica* en España casi se ha multiplicado por cuatro desde 2001, hasta alcanzar cerca de 1,85 millones de hectáreas en 2011, correspondientes principalmente a prados, praderas y forrajes (913.000 ha), cereales (178.000 ha) y olivar (168.000 ha). También la *producción integrada* ha tenido un desarrollo espectacular en la última década, hasta alcanzar cerca de 800.000 hectáreas en 2011, de las que 370.000 son de

olivar. Estas son sin duda tendencias positivas, pero hay que hacer notar que la superficie afectada por las modalidades de agricultura ecológica e integrada apenas alcanza todavía el 8 % y el 3,5 % de la SAU nacional respectivamente (Gráfico 4), y que por lo tanto difícilmente pueden «compensar» los impactos de la agricultura convencional.

Tampoco, cabe esperar efectos significativos sobre estos impactos de la condicionalidad sobre los pagos directos de la PAC, que tan solo establece limitaciones a la aplicación de agroquímicos y abonos orgánicos sobre terrenos encharcados, con nieve, y aguas corrientes o estancadas, y que como ya comentamos más arriba no afecta a las producciones que hacen un uso más intensivo de los mismos, como los cultivos hortícolas o los frutales de pepita y hueso, que no reciben pagos directos de la PAC.

Gráfico 4. Porcentaje de SAU en producción ecológica e integrada en España



Fuente: Elaboración propia. Anuarios de Estadística Agraria e Indicadores Ambientales del MAGRAMA.

3.2. Contaminación y sobre-explotación de recursos hídricos

Además de afectar a los suelos, el aumento de los aportes de fertilizantes y plaguicidas también genera problemas extendidos de *contaminación del agua* por la escorrentía y lixiviación de nutrientes y metales pesados, de cuya gravedad ya alertaba la OCDE en 2004 (OCDE, 2004). La industria agroalimentaria es una importante fuente de contaminación directa del agua, representando según Sánchez-Chóliz y Duarte (2005) el 7 % de la contaminación por nitrógeno, el 7 % de la contaminación por fósforo y el 2 % de

la contaminación por metales. Los problemas de contaminación tienden a agravarse en el entorno de los sistemas en regadío debido al incremento de los caudales de retorno que contienen contaminantes y a la elevación de la salinidad por la sobre-explotación de los acuíferos (Causapé *et al.*, 2006). La contaminación agrícola de los ríos no es fácil de deslindar de la debida a vertidos urbanos, pero parece en general menos grave que la de los lagos, embalses (muchos de los cuales sufren procesos de eutrofización) y, sobre todo, de las aguas subterráneas, cuya calidad sigue disminuyendo en algunas zonas, en particular a consecuencia de los nitratos, las sales y los plaguicidas utilizados en la agricultura.

El regadío constituye la principal fuente de contaminación de las masas de agua subterráneas, conociéndose ya desde hace tiempo que la mejora en la eficiencia del riego no basta para preservar el medio ambiente de sus efectos (Zekri, 1990). De acuerdo con OCDE (2004) alrededor del 21 % de los acuíferos examinados tenían en 2002 una concentración de nitratos superior a la norma comunitaria[13] y ese mismo año, más de 600.000 ha de regadío estaban ubicadas en zonas vulnerables a la contaminación (MAPA, 2002). A pesar de la vigencia desde 2005 de la normativa de condicionalidad sobre las ayudas directas de la PAC[14], los datos del *Perfil Ambiental de España 2011* no reflejan mejoras significativas, con un alto porcentaje de las estaciones de control de contaminación de aguas subterráneas por nitratos en varias Demarcaciones Hidrográficas en las que se superan los límites de la norma, como las del Júcar (15,7 %), Duero (15,9 %), Tajo (17,1 %), Segura (18,4 %), Guadalquivir (30,9 %), Guadiana (33,1 %), Ebro (33,8 %) y Cuencas Internas de Cataluña (37,2 %).

En el caso de los acuíferos costeros, los aspectos de calidad del agua también están ligados a la concentración de cloruros, favorecida por la intrusión de agua marina relacionada con la explotación intensa de las aguas subterráneas (López-Geta y López Vera, 2006). Los datos presentados en el *Perfil Ambiental de España 2011* son elocuentes acerca de la gravedad del fenómeno, especialmente en la Demarcación del Segura donde un 37,7 % de las estaciones de control superan los 1.000 mg/L, y en menor medida en las Cuencas Internas de Cataluña (9,5 %) y la Cuenca Atlántica Andaluza (8,5 %), hasta el punto de haberse considerado su consumo un riesgo para la salud pública (Vázquez *et al.*, 2005).

[13] La Directiva 2006/118 establece en 50 mg/l el valor límite de concentración de nitratos para evaluar el buen estado químico de las aguas subterráneas.
[14] Ver http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/condicionalidad/proteccion-agua-nitratos.aspx.

Los impactos ecológicos más evidentes son sobre los sistemas superficiales, tanto ríos (Moreno *et al.*, 2006) como humedales (Valero *et al.*, 2000) y lagunas costeras. Uno de los casos mejor estudiados al respecto es el de la Manga del Mar Menor en Murcia, donde se han constatado severos impactos sobre la vegetación acuática (Lloret *et al.*, 2005) y, a través de toda la cadena trófica, las aves (Martínez *et al.*, 2005).

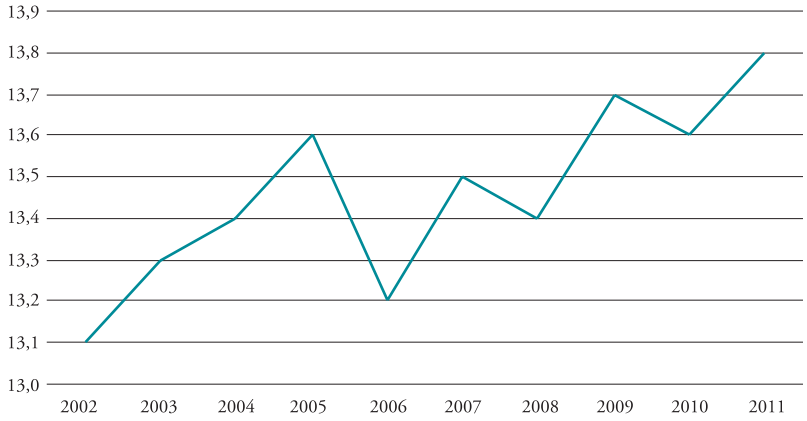
No existen datos disponibles acerca del necesario seguimiento regular y sistemático de plaguicidas en las masas de agua, pero varios estudios señalan la presencia cada vez más abundante de plaguicidas en las aguas subterráneas, sobre todo como consecuencia directa de las actividades agrícolas y particularmente el regadío (Sánchez, 2003; Sánchez-Camazano *et al.*, 2005). De la persistencia de estos compuestos da idea el que hasta principios de la década de los 2000 se detectaron en los suelos, el agua, los alimentos y las personas algunos plaguicidas organoclorados cuyo uso se había limitado o prohibido en los años 1980 (como DDT, dieldrín o lindano; Carreño *et al.*, 2007).

Tampoco, cabe esperar efectos significativos respecto a la contaminación de aguas de la condicionalidad sobre los pagos directos de la PAC, que tan solo establece limitaciones a la aplicación de agroquímicos y abonos orgánicos sobre terrenos encharcados, con nieve, y aguas corrientes o estancadas, y que como ya comentamos más arriba no afecta a las producciones que hacen un uso más intensivo de los mismos, como los cultivos hortícolas o los frutales de pepita y hueso, que no reciben pagos directos de la PAC, ni a los productores al margen del régimen de pago único.

Los rasgos de insostenibilidad de la agricultura en materia de aguas también se refieren a los aspectos cuantitativos. El *consumo de agua* en la agricultura creció dos veces más deprisa que el consumo total de agua en el conjunto de la economía entre 1990-1992 y 2001-2003 (OECD, 2008). Gran parte de este aumento se debió al incremento de la superficie regada en un 8 % en el mismo intervalo.

En la actualidad, España cuenta con casi 3,5 millones de hectáreas de regadío, superficie que representa el 13,8 % de la SAU nacional (Gráfico 5), pero acumula un 75 % del total de la demanda consuntiva de agua (INE, 2008). Los últimos datos disponibles correspondientes al año 2010, cuantifican en 16.118 hm^3 el volumen total de agua utilizada para riego, casi la mitad del cual se destina a cultivos herbáceos (Tabla 4).

Gráfico 5. Evolución de la superficie de regadío en España (% SAU)



Fuente: Perfil Ambiental de España 2011. MAGRAMA.

Tabla 4. Volumen de agua de riego utilizada según tipo del cultivo

Tipo de cultivo	hm^3	Porcentaje
Herbáceos	7.910	49,1
Frutales	2.804	17,4
Olivar y viñedo	2.862	17,8
Patatas y hortalizas	987	6,1
Otros	1.555	9,6
Total	**16.118**	**100,0**

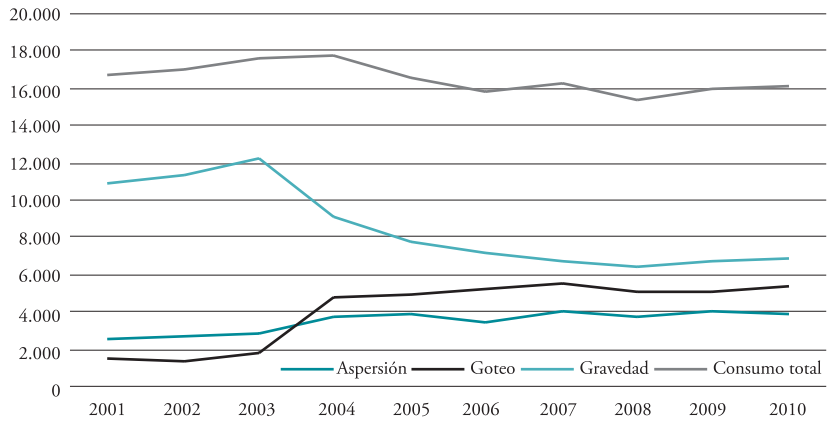
Fuente: INE. Encuesta sobre el uso del agua en el sector agrario, 2010.

En cuanto a la procedencia del agua disponible, el 81,1 % del volumen empleado tuvo un origen superficial (casi 14.500 hm^3), mientras que el 17,7 % fue agua subterránea (más de 3.000 hm^3) y solo el 1,2 % se correspondió con otros recursos hídricos, como el agua desalada (marina o salobre) o reutilizada (procedente de depuración de aguas residuales).

De acuerdo con los datos oficiales disponibles, el volumen total de agua dedicado anualmente al regadío en España habría disminuido entre 2001 y 2010 en algo más de 545 hm^3 (Gráfico 6). La reducción estaría ligada a la sustitución de sistemas de conducción abiertos por redes de tubería a presión y de los sistemas de riego por gravedad por sistemas equipados con técnicas

de aspersión y goteo. No obstante, los primeros todavía consumen casi un 43 % del volumen total de riego, frente a un 24,2 % de la aspersión y casi un 33 % el riego localizado. Estas mejoras han sido el objeto principal de sucesivos y multimillonarios planes de «modernización» del regadío español, que invariablemente han incorporado el «ahorro» de agua como objetivo de sostenibilidad, por lo general bajo expectativas en exceso optimistas. Así, a pesar de que el grado de ejecución conjunta del Plan Nacional de Regadíos 2000-2008 y del Plan de Choque de Modernización de Regadíos 2006-2008 alcanzó en 2011 un 54 % de la inversión prevista (5.426 millones de €), la referida reducción de 545 hm^3 en el volumen de agua utilizada anualmente por el regadío tan solo supondría un 22 % del objetivo declarado de reducción que tuvieron estos dos planes conjuntamente (2.537 hm^3)[15].

Gráfico 6. Evolución de consumo anual de agua de riego total y según técnica de riego (hm^3)



Fuente: Elaboración propia. INE. Encuesta sobre el uso del agua en el sector agrario. 2010.

Aunque no todos los déficits hídricos deban ser imputables a la agricultura, existen más de 400.000 ha de regadío ubicadas sobre unidades hidrogeológicas sobre-explotadas, de las cuales más de 125.000 deberían ser abandonadas para alcanzar el equilibrio de los acuíferos afectados (MAPA, 2002). Tampoco parece que los incrementos de eficiencia económica, o productivi-

[15] Esta aproximación se basa en datos del Informe de Sostenibilidad Ambiental de la *Estrategia Nacional para la Modernización Sostenible de los Regadíos, Horizonte 2015*, que contempla una inversión de 2.378,3 millones de euros, y un «ahorro» de agua de 1.131,2 hm^3/año (MARM, 2010).

dad, en el uso del agua de riego constatados en las últimas décadas puedan mantenerse a un ritmo sostenido en el tiempo sin cambiar los cultivos y las variedades (Garrido, 2012).

Las consecuencias de todos estos excesos tienen que ver con el aumento de la salinidad en los acuíferos, la disminución de sus niveles piezométricos y la reducción del caudal de los ríos, en perjuicio de los ecosistemas acuáticos. Las situaciones con más graves efectos ambientales negativos se producen en el litoral sureste (Oñate y Peco, 2005), el entorno del parque nacional de Doñana (Rodríguez y De Stefano, 2013) y la llanura manchega (López-Gunn *et al.*, 2013).

Por el momento no parece que hayan resultado efectivos para revertir la situación los requisitos estipulados en la normativa sobre condicionalidad de las ayudas directas de la PAC[16], probablemente porque, en lo que al consumo de agua se refiere, se limitan a exigir al agricultor la acreditación del derecho de uso de agua de riego y la disposición de sistemas de control de los caudales efectivamente utilizados, y porque no afectan a las producciones que no reciben pagos directos de la PAC (como los cultivos hortícolas o los frutales de pepita y hueso) ni a los productores al margen del régimen de pago único. Las extracciones ilegales continúan siendo un problema sin resolver, habiéndose estimado que alrededor del 45 % del agua bombeada de los acuíferos se extrae sin registro, sobre todo para regadío (Velázquez, 2006; WWF Spain, 2006), y que hasta el 90 % de los pozos particulares no están correctamente registrados (Cortina y Hernández-Mora, 2003). En nuestro conocimiento, no existen datos oficiales disponibles acerca de la evolución reciente del fenómeno.

4. Principales rasgos de la (in)sostenibilidad ecológica

La distinción que hemos hecho entre factores ambientales y factores ecológicos puede parecer innecesaria e incluso un tanto forzada, puesto que las relaciones entre suelo, agua y biodiversidad son evidentemente muy estrechas en la organización de la estructura y funcionamiento de los agro-ecosistemas.

Queríamos diferenciar, no obstante, el tratamiento de los aspectos ligados a la biodiversidad en los sistemas agrarios por el papel dual que esta desempeña en el contexto de la sostenibilidad de la agricultura española. Nos referimos a que la biodiversidad es tanto un factor receptor de los impactos ligados a la

[16] Ver http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/condicionalidad/deterioro-habitats.aspx.

intensificación o el abandono agrarios, como el elemento clave imprescindible en la configuración de las externalidades ambientales positivas que la agricultura puede ofrecer.

El Plan de acción comunitario sobre biodiversidad en la agricultura (Comisión Europea, 2001) identificó los siguientes «tres campos principales de la biodiversidad», a los que nos ceñiremos aquí:

- La variedad genética de plantas y animales domesticados.
- La biodiversidad 'silvestre', flora y fauna relacionadas con las tierras agrarias.
- Los sistemas de apoyo a la vida, incluyendo la microbiota del suelo, polinizadores, predadores de especies plaga, y en general todos los organismos que favorecen la fertilidad y la productividad de los agroecosistemas.

El estado de los conocimientos respecto al tercero de los campos mencionados es muy escaso, y en términos de sostenibilidad apenas ha empezado a ser tratado en el marco de la evaluación de los servicios ecosistémicos (Gómez-Sal, 2012)[17], por lo que a continuación nos centraremos en los dos primeros.

4.1. Valor y fragilidad de la biodiversidad asociada a los sistemas agrarios

Por lo que se refiere a la variedad genética de *plantas y animales domesticados*, de acuerdo con la información disponible en el *Sistema Nacional de Información de Razas* (ARCA)[18], más del 80 % de las razas de ganado autóctonas catalogadas se consideran en peligro de extinción (aquellas que se encuentran en grave regresión o en trance de desaparición), siendo las especies de bovino y ovino las que presentan un mayor número de razas en esta situación (Tabla 5). La conexión de la mayoría de estas razas autóctonas con los valores biológicos y culturales de los sistemas de pastoreo extensivo que históricamente contribuyeron a conformar es bien conocida (Monserrat y Fillat, 1990), y desde 1994 vienen aplicándose medidas agro-ambientales para su protección. No obstante, no hay información compendiada disponible acerca de la evolución de

[17] Esto es, la capacidad que tienen los ecosistemas del planeta y la biodiversidad que alberga para mantener el bienestar humano de sus habitantes. Ver http://www.ecomilenio.es/.
[18] Ver http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/temas/zootecnia/razas-ganaderas/.

sus cabañas. Tampoco existe información compendiada acerca del nivel de uso que se hace de las variedades autóctonas de plantas de cultivo.

Tabla 5. Estado de conversación de las razas de ganado autóctonas españolas

	De fomento	En peligro de extinción	Número total
Bovina	8	31	39
Ovina	10	33	43
Caprina	6	16	22
Porcina	3	9	12
Caballar	1	14	15
Asnal	0	6	6
Aviar	1	19	20
Total	**29**	**128**	**157**

Fuente: Elaboración propia. Real Decreto 2129/2008.

La definición de las especies de flora y fauna silvestres que pueden considerarse «agrarias» presenta más dificultades en comparación con las especies domesticadas, ya que implica la adopción de criterios para la atribución del carácter «agrario» a las diferentes especies y la delimitación operativa del «hábitat agrario».

Ello debe realizarse además considerando el incompleto estado de conocimiento respecto al registro de la biodiversidad española y su distribución espacial. En este sentido, cabe señalar que los Atlas nacionales y Libros Rojos de flora vascular amenazada, invertebrados, peces continentales, anfibios y reptiles, aves, y mamíferos terrestres tienen ya alrededor de una década de antigüedad[19], y por tanto es muy probable que no reflejen fidedignamente la situación actual de las distintas especies. Además, la resolución de la información que aportaron acerca de la distribución espacial de las distintas especies resulta muy insuficiente en comparación con la variabilidad sobre el terreno de los usos y aprovechamientos agrarios.

Las *plantas vasculares* que pueden considerarse propias de medios agrarios han sido objeto de considerable atención, dada su importancia en los ecosistemas pascícolas (Ferrer *et al.*, 2001). A partir de un análisis de la información disponible sobre el hábitat de cada especie y los riesgos de conservación que cada una enfrenta, pueden identificarse cerca de 200 especies que se encuen-

[19] Ver http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/.

tran en alguna categoría de amenaza (Oñate, 2007). Para una mayoría de estas especies es fundamental la pervivencia de los sistemas de prados y pastizales con ganadería extensiva, aunque también aparecen especies de plantas vasculares amenazadas en otro tipo de sistemas agrarios, como los cultivos herbáceos o los leñosos (Tabla 6).

Tabla 6. Plantas vasculares amenazadas ligadas a los aprovechamientos agrarios

	CR	EN	VU	NT	LC	DD	N.º total
Cultivos herbáceos	10	10	4	0	0	0	24
Prados y pastizales	103	56	8	2	0	0	169
Cultivos leñosos	1	2	1	0	0	0	4

Categorías según Libros Rojos: CR: En peligro crítico; EN: En peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: Preocupación menor; DD: Datos insuficientes.

Fuente: Oñate, 2007 (a partir de Bañares *et al.*, 2003).

Respecto a las especies de *animales silvestres*, disponemos del trabajo de Díaz *et al.* (2006), que basaron su selección en la bibliografía científica disponible acerca del hábitat preferido por cada especie, sus áreas de distribución y la cartografía de usos del suelo CORINE Land Cover. Estos autores emplearon un criterio general de máxima inclusividad, en el sentido de que fueron seleccionadas especies y hábitats que o bien eran capaces de ocupar un sistema agrario en cuestión (p. ej., aves esteparias en cultivos herbáceos) o bien ocupaban hábitats próximos o contiguos afectados por las prácticas usuales de cada sistema (p. ej., organismos acuáticos en zonas de cultivo de regadío). A partir de la selección realizada por estos autores, existirían un mínimo de 293 especies de animales silvestres asociadas a los medios agrarios en España, siendo mayoritarias las correspondientes al grupo de las aves (Tabla 7)[20].

La responsabilidad de la actividad agraria de cara a la conservación de estas especies queda de manifiesto en el considerable número de las que están afectadas por alguna categoría de amenaza, con 14 en peligro crítico de extinción, 39 en peligro, 78 vulnerables y 32 cerca de estar amenazadas.

[20] Por los objetivos de su estudio, estos autores se centraron en especies animales que figuraran en los listados de las Directivas Aves y Hábitat y tuvieran distribución en España. El estudio completo puede consultarse en http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/naturaleza-en-el-desarrollo-rural/estudios_bases_ecologicas.aspx.

Tabla 7. Especies animales de carácter agrario incluidas en las Directivas Aves y Hábitat y sus categorías de conservación

	CR	EN	VU	NT	LC	DD	N.º total
Aves del anexo I	9	17	26	16	43	3	114
Aves del anexo II	1	1	5	1	24	3	35
Moluscos	0	2	1	0	5	0	8
Artrópodos	0	2	11	1	11	2	27
Peces	3	5	8	0	2	0	18
Anfibios	1	1	3	6	7	0	18
Reptiles	0	2	6	7	15	1	31
Mamíferos	0	9	18	1	11	3	42
Total	**14**	**39**	**78**	**32**	**118**	**12**	**293**

Categorías según Libros Rojos: CR: En peligro crítico; EN: En peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: Preocupación menor; DD: Datos insuficientes.

Fuente: Oñate, 2007 (a partir de Díaz *et al.*, 2006).

El reparto entre los distintos tipos de medios agrarios de las especies de aves incluidas en el anexo I de la Directiva Aves (aquellas que deben ser objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat) da una primera idea de la importancia relativa de los mismos en cuanto a su valor de cara a la conservación de la biodiversidad, destacando especialmente los cultivos herbáceos y los prados y pastizales (Tabla 8).

Tabla 8. Riqueza en especies de aves incluidas en el anexo I de la Directiva Aves en diversos sistemas agrarios españoles y su categorías de conservación

	CR	EN	VU	NT	LC	DD	N.º total
Cultivos herbáceos	7	8	16	12	35	1	79
Arrozales	4	3	10	9	22	3	51
Prados y pastizales	4	14	16	12	30	1	77
Dehesas	2	4	8	7	21	0	42
Cultivos leñosos	1	3	10	6	10	0	30

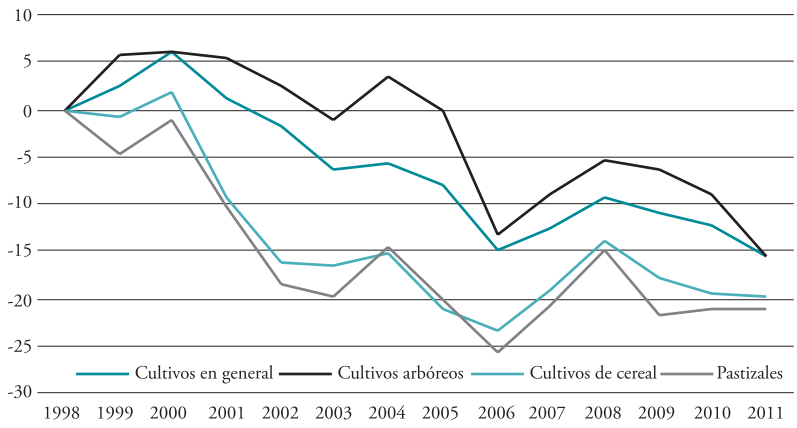
Categorías según Libros Rojos: CR: En peligro crítico; EN: En peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi amenazada; LC: Preocupación menor; DD: Datos insuficientes.

Fuente: Oñate, 2007 (a partir de Díaz *et al.*, 2006).

La disponibilidad de información con cobertura nacional acerca de la evolución temporal de las poblaciones de las especies silvestres propias de medios agrarios se limita al grupo de las aves[21]. Desde 1998, la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife) desarrolla un programa de seguimiento de las tendencias de las poblaciones de aves comunes en España (programa SACRE), agrupadas según los hábitats que preferentemente ocupan. El indicador agregado correspondiente a las aves especialistas de medios agrarios es uno de los siete indicadores de impacto establecidos como obligatorios en el Marco Común de Evaluación y Seguimiento de los Programas de Desarrollo Rural con cargo al FEADER. Además, desde 2005 Eurostat lo incluye en su base de datos, ya que integra también el sistema de indicadores adoptado por la Estrategia Europea para el Desarrollo Sostenible.

En el caso de España, este indicador integra datos de 27 especies de aves de amplia distribución y su evolución temporal muestra una marcada tendencia negativa, con un descenso medio anual de -1,1 unidades y un porcentaje de cambio estadísticamente significativo en el período 1998-2011 de -15,0 unidades (Gráfico 7)[22]. Las tendencias poblacionales de los subgrupos de aves ligadas a cultivos arbóreos, a cultivos de cereal y a los medios agrarios septentrionales (mayoritariamente pastizales), también son negativas.

Gráfico 7. Tendecia poblacional de aves ligadas a medios agrarios en España (porcentaje de cambio, 1998=0)



Fuente: Elaboración propia. Banco Público de Indicadores Ambientales. MAGRAMA.

[21] El interés por este grupo de vertebrados radica en el carácter frecuentemente «indicador» que la presencia (o ausencia) de sus distintas especies tiene de la salud de los ecosistemas, dadas las posiciones altas que suelen ocupar en las pirámides tróficas y la variedad de requisitos de alimento y estructuras de hábitat favorable que muestran, según especies.

[22] Los datos numéricos correspondientes a las tendencias de los distintos grupos de aves comunes están disponibles en http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/indicadores_tendencia_agrupados.aspx.

Los declives que sufren las especies de aves ligadas a medios agrarios son fundamentalmente el producto esperado de la evolución mostrada por los indicadores referidos a las tasas de erosión, aplicación de fertilizantes y plaguicidas, expansión del regadío y sobre-explotación de aguas superficiales y subterráneas, revisados en apartados anteriores. Los impactos relacionados no solo se producen sobre los factores físicos directamente afectados (los suelos o los cursos y masas de agua), sino también sobre la extensión y calidad de los hábitats agrarios para las especies silvestres, lo cual entronca con el segundo de los elementos necesarios que mencionábamos más arriba para analizar la sostenibilidad de la agricultura en términos de la biodiversidad asociada: ¿cuáles son, qué extensión tienen, y cuál es el estado de los hábitats agroambientales en España?

4.2. Valor y fragilidad de los sistemas agrarios de alto valor natural

Un concepto aglutinador de los valores de conservación de la naturaleza ligados a la agricultura es el de *Sistemas Agrarios de Alto Valor Natural* (en adelante, SAVN), que ha alcanzado carta de naturaleza propia en el ámbito de la UE en los últimos años (*High Nature Value Farming*; AEMA, 2004). El concepto se ancla en la evidencia científica de que la riqueza en biodiversidad disminuye a medida que se incrementa el grado de intensidad de las prácticas agrarias o se produce su abandono (Benton *et al.*, 2003). Por tanto, la agricultura de alto valor natural resulta de una combinación de usos del suelo y prácticas agrarias de baja intensidad o extensivas, de cuya continuidad depende intrínsecamente la biodiversidad asociada. A su vez, la agricultura de alto valor natural suele estar también en riesgo, dado el carácter relativamente marginal desde el punto de vista productivo de los sistemas que la desarrollan. Por ello se reconoce que, en la mayoría de los casos, la viabilidad económica y social de los SAVN pasa por el apoyo público a los agricultores y ganaderos que los mantienen, en contrapartida por los servicios ambientales que están produciendo en forma de biodiversidad y paisajes y que no son recompensados por el mercado (AEMA, 2004). La adopción del concepto SAVN por la Agencia Europea para el Medio Ambiente enfatiza el reconocimiento de que los objetivos de conservación de la biodiversidad en Europa no pueden ser alcanzados por medio solo de la protección de determinadas especies y hábitats, o designando ciertas áreas pro-

tegidas, sino que se hace necesario el fomento de modelos de gestión agraria favorecedores de la biodiversidad en amplias extensiones del territorio[23].

Los SAVN están presentes en todos los países europeos, con distintas variantes y extensión, si bien se caracterizan de modo general por alguno de los siguientes tres rasgos (Paracchini *et al.*, 2008):

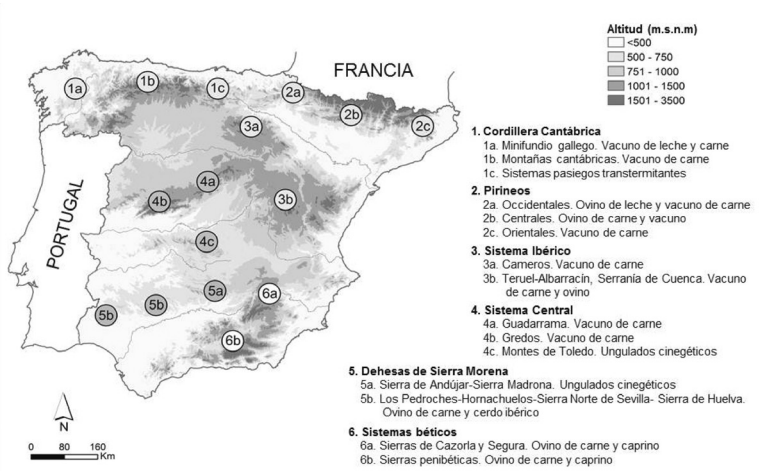
- Sistemas agrarios con una alta proporción de vegetación semi-natural.
- Sistemas que configuran mosaicos paisajísticos con abundancia de elementos estructurales como linderos, cercas de piedra, setos, bosquetes, riberas, etc.
- Sistemas distintos de los anteriores pero que dan soporte a importantes poblaciones en el contexto europeo o mundial de especies silvestres valiosas por su rareza.

De acuerdo con las estimaciones realizadas, este tipo de sistemas podrían constituir alrededor del 20-25 % de los ámbitos rurales europeos, por lo demás dominados por una agricultura más intensificada. Ello ha contribuido a que el mantenimiento y mejora de los SAVN se haya constituido en un reto para la sostenibilidad de la agricultura en el continente. Identificar y caracterizar de modo preciso las áreas que ocupan los SAVN es por tanto imprescindible para el diseño y aplicación selectiva de instrumentos y medidas que remuneren e incentiven la provisión de las externalidades ambientales positivas asociadas.

En España, la primera formalización como tal de los SAVN (Beaufoy *et al.*, 1994) coincidía básicamente con los principales medios agrarios identificados ya por los ornitólogos como importantes para las aves (Suárez, 2004). Desde entonces, el elenco de elementos caracterizadores de los SAVN se ha ampliado a otras especies silvestres y a las modalidades de aprovechamientos y prácticas agrícolas y de gestión ganadera que configuran los hábitats favorables. Sintetizaremos a continuación las características y tendencias de los principales tipos de SAVN en España peninsular, diferenciando entre sistemas de ganadería de montaña (Mapa 1) y dehesas y pseudo-estepas (Mapa 2), con especial mención a sus comunidades de aves[24].

[23] Hay que aclarar que el concepto SAVN no se corresponde con una nueva figura de protección de la naturaleza a sumar a las de la Red Natura 2000 u otras, sino que se refiere al potencial de determinados sistemas agrarios para mantener la biodiversidad.
[24] Para una descripción más pormenorizada ver: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conectividad-ecologica-en-el-territorio/naturaleza-en-el-desarrollo-rural/.

Mapa 1. Sistemas de ganadería de montaña de alto valor natural



Fuente: Elaboración propia a partir de Beaufoy *et al.* (2012).

Sistemas de ganadería de montaña. Ocupan amplias superficies de los principales sistemas montañosos, basándose en el aprovechamiento extensivo de prados y pastos semi-naturales fundamentalmente con vacas de carne, ovejas y cabras de carne y leche, y, en algunas localidades, ganado equino. La explotación del vacuno de leche fue abundante en el pasado, especialmente en la cornisa cantábrica, pero salvo excepciones se ha concentrado en zonas costeras y en los fondos de valle bajo modalidades intensificadas. La práctica totalidad de la superficie de prados y pastos aprovechada por el ganado en estas zonas puede considerarse SAVN, si bien la gestión actual puede no ser localmente óptima para la biodiversidad, debido a situaciones de sobre o infra-pastoreo. Una parte importante de la extensión ocupada por estos sistemas son tierras bajo gestión comunal y en la configuración del sistema son importantes las estructuras que incrementan la complejidad del paisaje, como setos, vallas de piedra, sotos y riberas, construcciones tradicionales, etc.

Este tipo de sistemas son responsables del mantenimiento de, al menos, 12 tipos de hábitat de importancia comunitaria incluidos en la Directiva Hábitat, además de ser imprescindibles para la conservación de razas ganaderas autóctonas, numerosas especies de invertebrados (especialmente lepidópteros) y aves rapaces. Hasta 17 especies de rapaces, incluyendo varias en riesgo de extinción, dependen de la continuidad de los aprovechamientos ganaderos

extensivos, bien porque los pastizales son el hábitat de sus presas (en el caso de las rapaces depredadoras), bien porque dependen de reses muertas y carcasas para alimentarse (en el de las carroñeras).

Los prados de siega, que se extendían ampliamente por la vertiente norte de la Cordillera Cantábrica y en las zonas más húmedas de los Pirineos y del Sistema Central, han experimentado en los fondos de valle procesos de intensificación (fertilización, resiembra) o han sido sustituidos por cultivos. En las zonas altas, las tendencias de cambio han supuesto la sustitución de la siega por el aprovechamiento exclusivo a diente con cargas ganaderas bajas, lo cual favorece la matorralización. En muchos sitios han sido directamente abandonados.

También se encuentran en franca decadencia los desplazamientos de rebaños en régimen trashumante y trastermitante entre los prados estivales de altura y las llanuras de invernada, a través de los más de 100.000 kilómetros de vías pecuarias que existen el país[25]. Las vías pecuarias constituyen un extenso patrimonio natural y cultural que, pese a su deterioro, sigue presentando un valioso potencial para el tránsito ganadero y la preservación de la flora y fauna silvestre y el fomento de los usos turístico-recreativos y del desarrollo rural. Las actuaciones para su clasificación, deslinde, amojonamiento y señalización dependen de las comunidades autónomas, sin que exista disponible una recopilación del estado de la cuestión a nivel nacional.

Dehesas. Cubren aproximadamente 4 millones de hectáreas en el oeste y sur peninsular y están reconocidas como un paradigma de aprovechamiento sostenible, con claras conexiones entre beneficios comerciales y ambientales. Su estructura más típica es un pastizal semi-natural con una cubierta arbórea de encinas o alcornoques de hasta unos 60 árboles por hectárea. En los enclaves con mejores suelos pueden implantarse cultivos herbáceos, generalmente para suplemento alimenticio del ganado, y típicamente se labra y cultiva una proporción de la superficie de pastizal cada 10-15 años para evitar la invasión de matorral. La composición de las cabañas solía incluir ovejas, cabras, vacas de carne y cerdo ibérico, si bien las tendencias han sido hacia la especialización y el aumento del número de cabezas. El sobre-pastoreo y el descuido está provocando un alarmante proceso de falta de regeneración del arbolado en muchas zonas. Los principales factores que inciden en la conservación de la riqueza biológica de las dehesas son la densidad y el tipo de poda del arbolado, el tipo,

[25] Ver http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/vias-pecuarias/recuperacion-de-vias-pecuarias/default.aspx.

carga y gestión ganadera, las acciones de mejora, la frecuencia de roturación de los pastos y el tratamiento fitosanitario del arbolado.

Al menos 42 especies de aves dependen total o parcialmente de las dehesas ibéricas para el mantenimiento de sus poblaciones europeas, de las cuales 24 están amenazadas, entre otras el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*, considerada en muy alto riesgo de extinción), la cigüeña negra (*Ciconia nigra*, en alto riesgo) y el buitre negro (*Aegypius monachus*, también en alto riesgo). Las dehesas también constituyen un cuartel de invernada fundamental para la grulla común (*Grus grus*), la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y numerosas especies de paseriformes. La importancia de las dehesas de cara a la conservación de la biodiversidad se extiende a otras especies emblemáticas como el lince ibérico (*Lynx pardina*), si bien también es crucial su buen estado para numerosas especies de invertebrados y plantas vasculares. Tanto las dehesas de encina como las de alcornoque están consideradas hábitat prioritario en la Directiva Hábitat.

Mapa 2. Sistemas de dehesa y pseudo-estepas de alto valor natural

Fuente: Elaboración propia a partir de Beaufoy *et al.* (2012).

Pseudo-estepas. Estos sistemas se caracterizan por la escasez de arbolado que presentan, su suave topografía y su limitada productividad edafo-climática, características que recuerdan a las auténticas estepas asiáticas. Dependiendo de los usos del suelo dominantes se distinguen los pastizales extensivos, las

pseudo-estepas de cereal y las pseudo-estepas de matorral. Su principal valor ambiental radica en las comunidades de aves presentes, enormemente originales en el contexto europeo, pero cuyo estado de conservación dista mucho de ser satisfactorio, figurando 14 especies en alguna de las categorías de amenaza. Tanto las tendencias hacia la intensificación productiva como el abandono alteran la calidad del hábitat de las especies de mayor interés.

En los sistemas de *pastizales extensivos* los cultivos herbáceos son minoritarios y muy localizados, debido a la escasa productividad de los suelos. El sistema se extiende particularmente en el oeste peninsular (zonas de Extremadura, Castilla y León y Andalucía), con frecuentes transiciones hacia los sistemas de dehesa. Son predominantes las cabañas de ovino y caprino, aunque localmente puede ser común el vacuno de carne, habiéndose incrementado el número de cabezas de ganado en años recientes, al tiempo que se han vallado las fincas. Entre las especies de aves más típicas pueden citarse el alcaraván (*Burhinus oedicnemus*), la canastera común (*Glareola pratincola*), la ganga ortega (*Pterocles orientalis*), la ganga ibérica (*Pterocles alchata*), la carraca europea (*Coracias garrulus*) o el bisbita campestre (*Anthus campestris*).

Las *pseudo-estepas de cereal* están conformadas básicamente por tierras de labor en relieves llanos o suavemente ondulados, con un mosaico más o menos continuo de cereal, girasol, leguminosas grano y forrajeras, barbechos, pastos, eriales y, a veces, cultivos leñosos, estructurado por la red de linderos, bordes de caminos, arroyos temporales y regatos y retazos no cultivados, en los que se desarrolla vegetación silvestre. Los cultivos de herbáceos son en cualquier caso preponderantes, e incluyen en su forma menos intensificada ganadería extensiva de ovino que aprovecha los rastrojos de las siembras, los barbechos y los pastizales intercalados. El pastoreo con ovino cumple importantes funciones en este sistema, ya que contribuye a la fertilización de los barbechos, previene la matorralización de los eriales y pastizales, y contribuye a la dispersión de las semillas de las especies de plantas que necesitan las aves. La extensión del sistema ha sido cuantificada en más de 7 millones de hectáreas, lo que lo convertiría en el más extenso del país. En función de su ubicación geográfica y de las especies de aves presentes, pueden distinguirse distintos tipos, como los secanos de la cuenca del Duero, las tierras castellano-manchegas, la depresión del Ebro, la depresión del Guadalquivir, etc. El sistema es particularmente valioso por las comunidades de aves que sustenta, que integran alrededor de 25 especies con diferencias contrastadas de abundancia en función del grado de intensificación agraria. Cuanto más acusado es este, mayor es la disminución

de efectivos, pudiendo llegar a la desaparición de las especies más sensibles, como la avutarda común (*Otis tarda*) o el sisón común (*Tetrax tetrax*). Otras especies típicas son el aguilucho pálido (*Circus cyaneus*), el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), el cernícalo primilla (*Falco naumanni*) o las distintas especies de aláudidos. La mayor riqueza en especies de aves se relaciona con la presencia de cultivos de leguminosas junto a los cereales (trigo, cebada, avena) y de barbechos y linderos con vegetación silvestre, por lo que el mantenimiento de las rotaciones tradicionales es clave en su conservación. También son factores relevantes las dosis y frecuencia de los tratamientos con herbicidas, las modalidades de gestión del barbecho y el calendario de prácticas agrícolas.

Por su parte, las *pseudo-estepas de matorral* se encuentran en los páramos de la meseta norte y los altiplanos del sureste peninsular, bajo condiciones climático-edáficas duras y limitantes. En los páramos dominan usos del suelo basados en el aprovechamiento por rebaños de ovino y caprino de los pastizales intercalados entre aulagares, cambronales y tomillares, estando la presencia de cultivos herbáceos limitada a enclaves de mayor productividad y siempre en rotaciones con prolongados barbechos. En los altiplanos meridionales el mosaico de aprovechamientos es más variado al aparecer también espartales y retazos de olivar. En algunas zonas concretas estas pseudoestepas de matorral alojan hábitats prioritarios de la Directiva Hábitat, como es el caso de las formaciones de sabinar (*Juniperus thurifera*) en los páramos y las formaciones vegetales asociadas a afloramientos salinos y de yesos en los altiplanos. Desde el punto de vista de las aves, destaca la presencia de la alondra de Dupont (*Chersophillus duponti*), el paseriforme europeo más amenazado y cuyo hábitat favorable depende sobremanera de la continuidad del pastoreo.

En este apresurado repaso a los sistemas agrarios de alto valor natural en España habría que mencionar otros dos tipos que no hemos representado en los mapas. Por un lado se encuentra el *olivar*, a pesar de la fuerte intensificación que ha experimentado en la última década gracias al disfrute simultáneo de envidiables condiciones de mercado para el aceite de oliva y de importantes ayudas PAC. La puesta en riego, el uso masivo de herbicidas, y la sustitución de árboles centenarios por nuevas variedades más productivas, son factores determinantes que han acompañado la imparable expansión del olivar intensivo a costa de los olivares extensivos en secano y de las parcelas intercaladas de cereales, pastos, espartales o eriales (Gómez Calero, 2008). Aun así, persisten

zonas bajo gestión extensiva, que tienden a coincidir con ambientes de sierra (Sierra Morena, Sierra de Segura, norte de Extremadura, etc.). Estos olivares son importantes para la conservación de aves invernantes, como túrdidos, sílvidos y fringílidos que aprovechan las aceitunas como recurso alimenticio hasta el final del invierno, pero también lo son para la reproducción del alzacola (*Cercotrichas galactotes*), uno de los tres paseriformes catalogados en peligro de extinción en España.

El último tipo de SAVN que distinguiremos es el *arrozal*, cuyos principales valores se ligan a las comunidades de aves acuáticas, que encuentran en ellos un hábitat de sustitución idóneo durante la reproducción, invernada o migración, habida cuenta de la regresión experimentada en los últimos decenios por sus hábitats naturales (marjales y lagunas costeras y humedales del interior). Son muy numerosas las especies de rállidos, anátidas, limícolas, gaviotas, charranes y paseriformes después de la cosecha, si bien la importancia de los arrozales para la biodiversidad excede al grupo de las aves, con otras especies de vertebrados, como el fartet (*Aphanius iberus*) y el samaruc (*Valencia hispanica*), peces endémicos mediterráneos en peligro de extinción, que han quedado actualmente relegados a las acequias y *ullals* con aguas menos contaminadas. Uno de los principales determinantes del valor de conservación de los arrozales es precisamente el empleo de agroquímicos, junto a otros aspectos como la presencia de lindes y fragmentos de hábitats naturales, o el mantenimiento de superficies inundadas intercalares durante los meses de otoño e invierno.

Según la estima que realizaron en su momento los servicios de la Comisión Europea (Paracchini *et al.*, 2008), la superficie ocupada por SAVN en España alcanzaría casi 19 millones de hectáreas, de las que tan solo una parte menor (unos 6 millones), estaría incluida en la Red Natura 2000[26]. Esta estima pone de relieve la dimensión del reto para atender los requerimientos de gestión adecuados que precisan los agro-ecosistemas afectados y asegurar su sostenibilidad.

Junto con el indicador de aves ligadas a medios agrarios que ya mencionamos más arriba, el Marco Común de Evaluación y Seguimiento de los Programas de Desarrollo Rural con cargo al FEADER también incluye entre sus indicadores comunes tres relativos a los SAVN[27]:

[26] Habida cuenta de que como mínimo casi un 42 % de la superficie incluida en la Red Natura 2000 en España peninsular e Islas Baleares está sujeta a aprovechamientos agrarios (Oñate, 2007).
[27] Los indicadores de evaluación y seguimiento también se refieren a los sistemas *forestales* de alto valor natural.

- *Indicador de base n.º 18* (biodiversidad): superficie agraria útil de alto valor natural.
- *Indicador de resultado n.º 6*: área total de SAVN sometida a una gestión sostenible.
- *Indicador de impacto n.º 5* (mantenimiento): cambios cuantitativos y cualitativos en los SAVN definidos.

No obstante, a pesar de estas exigencias normativas y de la importancia y potencial de estos sistemas de cara a la sostenibilidad de la agricultura española, nuestro país no dispone todavía de la información precisa que sería necesaria para determinar la extensión y condición de los SAVN[28].

Tampoco se dispone de un compendio de los datos necesarios para valorar la extensión de territorio en que las comunidades autónomas han venido aplicando medidas agroambientales orientadas a la conservación de la biodiversidad. A este respecto, la atención que ha recibido la agricultura extensiva en el diseño y aplicación de medidas agroambientales y otros instrumentos ha sido reducida en comparación con los recursos destinados a otro tipo de sistemas agrarios más productivos, como el regadío (Beaufoy *et al.*, 2002).

Respecto a los resultados efectivos de las medidas aplicadas, tan solo recientemente se ha dispuesto de la primera estimación científica de sus efectos ecológicos y socio-económicos a escala nacional (Carricondo *et al.*, 2012), en un trabajo que se limita a las medidas agroambientales orientadas a las aves esteparias. El estudio muestra un resultado global positivo para la efectividad ecológica de las medidas en el período reproductor (especialmente sobre la abundancia de aves esteparias, y no tanto sobre la riqueza de especies), pero también observa una importante variación de la efectividad entre zonas de estudio y entre invierno y verano. Más allá de sus resultados concretos, estudios de este tipo son sumamente importantes y necesarios por la valiosa información que ofrecen de cara a mejorar el marco regulatorio, el diseño y la evaluación de futuras medidas. Pero además constatan la oportunidad que representa la conservación de los valores ecológicos ligados a los SAVN españoles, justificando científicamente la inversión en las correspondientes medidas agroambientales frente a nuestros socios europeos.

[28] En nuestro conocimiento solo existen 3 iniciativas para desarrollar tal indicador, de las que solo una tiene alcance nacional (Olivero *et al.*, 2011), mientras que otra es regional (Iragui *et al.*, 2010) y la tercera local (Oñate *et al.*, 2012).

5. La necesidad de un marco estratégico para la aplicación eficaz del concepto de sostenibilidad agraria

Considerando los formidables retos ambientales y ecológicos que enfrenta la agricultura española, se hace evidente la urgencia por disponer de un marco estratégico institucional para guiar la aplicación eficaz del concepto de sostenibilidad agraria. La inexistencia de este marco revela una debilidad grave en términos de gobernanza y contribuye a explicar la generalizada profusión de iniciativas legislativas y de planificación existente, repletas de loables objetivos de gran alcance potencial, pero desarticuladas entre sí en su traslación a términos operativos.

Esta debilidad institucional es en parte producto de las reticencias con las que el propio sector en general, y las administraciones del ramo en particular, han venido aceptando la incorporación práctica a la norma española de las consideraciones ambientales y ecológicas sucesivamente introducidas por la PAC desde los años 1980 (Oñate, 2005). El carácter entonces generalizadamente extensivo de buena parte de la agricultura española, la preeminencia de las aproximaciones productivistas en los gestores y el déficit de coordinación entre administraciones, han sido determinantes del tardío e insuficiente alcance con el que se han aplicado los distintos instrumentos y medidas de carácter agroambiental introducidos en las sucesivas reformas de la PAC. La inversión pública en desarrollo rural ha mostrado hasta ahora un injustificado sesgo a favor de las problemáticas ligadas a los sectores más productivos, particularmente el agua y el regadío, en menoscabo de los sistemas agrarios de alto valor natural. El resultado de estas dinámicas no solo es un muy deficitario nivel de aplicación de las medidas integrales que precisan los SAVN, sino también una muy limitada experiencia en su diseño, gestión y evaluación apropiados, en particular en lo referido a los requerimientos y respuesta de la biodiversidad a las mismas. Toda vez que el carácter extensivo de la agricultura española ya no es tan generalizado, que las situaciones de insostenibilidad agro-ambiental van haciéndose más y más evidentes, y que las nuevas políticas europeas exigen mayor transparencia en la evaluación de sus efectos, se hace imprescindible la formulación y adopción consensuada de un marco estratégico para la evaluación de la sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española.

El esquema general podría anclarse en la clásica definición de *sostenibilidad* como «un proceso de cambio que armoniza la explotación de los recursos, la orientación de las inversiones, la dirección del desarrollo tecnológico

y los cambios institucionales, para mejorar el potencial actual y futuro de satisfacción de las necesidades humanas» (Brundtland, 1988). La *sostenibilidad agraria* se correspondería con un nivel aceptable para el conjunto de la sociedad de las tasas de intercambio entre los objetivos económicos, sociales y ambientales considerados para la evaluación pública del desempeño de la agricultura. Y a su vez, la *sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura* sería reflejo del nivel aceptable que alcanzan los objetivos considerados para los agro-ecosistemas, de acuerdo con un conjunto de indicadores que sean políticamente relevantes, científicamente respaldados, medibles, fáciles de interpretar y accesibles al público.

Un modelo de referencia por su generalizada aceptación y difusión es el conocido por su acrónimo como SAFE (*Sustainability Assessment of Farming and the Environment Framework*; Van Cauwenbergh *et al.*, 2007). SAFE tiene una estructura jerárquica que contempla en niveles sucesivos los distintos *atributos* de la sostenibilidad:

a) Los objetivos generales de sostenibilidad.

b) Los principios o condiciones necesarios para alcanzarlos.

c) Los criterios o metas que reflejan el estado del agro-ecosistema cuando los principios se alcanzan.

d) Los indicadores o variables que miden y guían el grado de cumplimiento de los criterios.

e) Los valores objetivo de referencia que describen el nivel de sostenibilidad deseado para cada indicador.

Aparte de su sencillez, este modelo presenta otras ventajas. Por un lado, fuerza la definición progresiva de los distintos atributos, anidando los inferiores en los inmediatamente superiores, de modo que la identificación de los indicadores apropiados deberá ajustarse a los criterios establecidos anteriormente, y estos a su vez a los principios que emanaron de los objetivos generales de sostenibilidad. En cada nivel, las determinaciones del nivel superior son el punto de partida para las especificaciones que le sean propias en razón del ámbito de aplicación que corresponda y el grado de detalle y precisión que sean oportunos. Así, el esquema favorece la estructuración de la información disponible y su análisis ordenado e integral, facilitando la formulación más adecuada y precisa de los distintos atributos.

El modelo debería aplicarse desde niveles administrativos amplios, como la UE, hasta una explotación agraria individual, pasando por los niveles nacional y regional, permitiendo una formulación de los distintos atributos flexible y adaptada a los temas y realidades relevantes en cada escala. Como en cualquier esquema de evaluación ambiental «en cascada» que pretenda ser funcional a través de escalas espaciales progresivamente más reducidas (Oñate *et al.*, 2002), las determinaciones que se establecen en los niveles administrativos superiores, necesariamente serán más abstractas y generales que las que propias de los niveles inferiores, ya que son de aplicación a ámbitos más extensos y heterogéneos. Las determinaciones de orden superior constituirán la referencia para su precisión en los ámbitos progresivamente inferiores, en los que crecientemente habrán de ganar peso las peculiaridades y detalles propios.

Las orientaciones emanadas de la Comisión Europea en materia de sostenibilidad constituyen ineludiblemente las determinaciones de orden superior respecto a la fijación de objetivos, principios y criterios de sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura. Los principales documentos a tener en cuenta en la elaboración de los mismos en las escalas nacional, regional y local serían, por tanto, los siguientes:

- Estrategia revisada de la UE para un desarrollo sostenible, COM (2005) 218 final.
- Estrategias temáticas sobre desarrollo sostenible:
    - *Estrategia temática sobre la contaminación atmosférica, COM (2005) 446.*
    - *Estrategia temática sobre el uso sostenible de los recursos naturales, COM (2005) 670 final.*
    - *Estrategia temática sobre prevención y reciclado de residuos, COM (2005) 666 final.*
    - *Estrategia temática para la protección del suelo, COM (2006) 231 final.*
    - *Estrategia temática sobre el uso sostenible de pesticidas, COM (2006) 372 final.*
- Limitar el calentamiento mundial a 2 ºC; medidas necesarias hasta 2020 y después, COM (2007) 2 final.

- Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos, COM (2011) 571 final.
- Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural, COM (2011) 244 final.
- Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa, COM (2012) 673 final.
- Cooperación de innovación europea «Productividad y sostenibilidad agrícolas», COM (2012) 79 final.
- Próxima estrategia de adaptación integrada de la UE al cambio climático.

Como es sabido, en noviembre de 2010 la Comisión Europea delineó las opciones para el futuro de la PAC (COM(2010) 672 final), que se hacen eco del creciente peso adquirido por los asuntos agro-ambientales. Los tres objetivos generales de la futura PAC son relevantes de cara a los problemas y oportunidades de sostenibilidad que hemos tratado aquí: a) producción viable de alimentos, b) gestión sostenible de los recursos naturales y c) acción por el clima, y desarrollo territorial equilibrado.

El principal reto para su traslación a España es conseguir integrar los distintos instrumentos que la futura PAC contempla, estableciendo criterios de sostenibilidad ambiental y ecológica compartidos y razonables en un diseño lo suficientemente flexible como para que permita su adaptación selectiva en función de las circunstancias de cada ámbito SAVN:

- Condicionalidad de los pagos directos, reforzando la especificación de las buenas condiciones agrarias y medioambientales y de los requisitos legales de gestión en los aspectos de suelos, aguas, hábitats y biodiversidad.
- Componente «ecológico» obligatorio o «verdeo» de los pagos directos, apoyando medidas prioritariamente dirigidas a la consecución de objetivos ambientales y ecológicos, reforzando la condicionalidad.
- Medidas agroambientales y medidas en la Red Natura 2000 que remuneren a agricultores y ganaderos por la provisión de las externalidades positivas más costosas, más allá de las generadas por la condicionalidad y el verdeo, y con un mayor esfuerzo presupuestario y un diseño más selectivo para aquellas dirigidas a los SAVN.

- Ayudas adicionales a las rentas de los agricultores en zonas con limitaciones naturales específicas, ligadas a la atención a requerimientos particulares de los SAVN existentes en cada zona.
- Ayudas no disociadas de la producción, dentro de límites definidos, para atender problemas específicos ligados a los riesgos que puede inducir el abandono de la actividad agraria sobre los valores agroambientales existentes.

Los criterios o metas a conseguir estarán relacionados con las variables que determinan la sostenibilidad ambiental y ecológica, al menos las que aquí hemos repasado, esto es, tasas de erosión generales y según tipos de cultivo, salinización de suelos, aplicación de fertilizantes inorgánicos y orgánicos y de plaguicidas, calidad de aguas superficiales y subterráneas, caudales ecológicos en ríos y niveles piezométricos en acuíferos, cabañas ganaderas de razas autóctonas, índices poblacionales de aves ligadas a los distintos medios agrarios y otros índices de biodiversidad, y extensión y estado cualitativo de los sistemas agrarios de alto valor natural.

Obviamente, es imprescindible que se refuercen coordinadamente los mecanismos institucionales para la recogida de la información cuantitativa necesaria, así como para su elaboración en forma de indicadores acerca de las variables relevantes en distintas escalas espaciales. Estas deben cubrir no solo el *estado* de los componentes ambientales y ecológicos de los agro-ecosistemas (p. ej., tasas de erosión o índices poblacionales de aves), sino también las *presiones* a que están sometidos (p. ej., superficie en regadío o dosis de plaguicidas), y los resultados operativos de la aplicación de los distintos instrumentos (*respuesta*; p. ej., superficie acogida a cada medida agroambiental)[29].

Los indicadores de *estado* necesarios para el seguimiento de la sostenibilidad deberán ser reforzados en su precisión espacial, en el marco de los esfuerzos que realizan los correspondientes organismos sectoriales. Por su parte, es sabido que la información que sería necesaria para caracterizar mediante indicadores las *presiones* que la agricultura ejerce y las *respuestas* que ofrecen las políticas agrarias no es recogida satisfactoriamente por las operaciones estadísticas relativas al sector que existen actualmente, como el Censo Agrario, la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos, la Encuesta sobre la Estructura de las Explotaciones Agrícolas o la Red Contable Agraria Nacio-

[29] La recopilación de indicadores agroambientales realizada por la OCDE está disponible en http://www.oecd.org/greengrowth/sustainableagriculture/agri-environmentalindicators.htm.

nal (p. ej., Peco *et al.*, 1999). Por ello será necesario, bien ampliar al alcance de algunas de estas operaciones o, bien establecer una nueva con objetivos específicos. En lo que se refiere a los indicadores de *presión*, la Encuesta sobre Métodos de Producción en las Explotaciones Agrícolas 2009 del INE es un primer paso en la dirección correcta, que debería reforzarse no obstante en cuanto a precisión espacial, variables muestreadas y periodicidad. En cuanto a las *respuestas*, por lo pronto podría compendiarse y hacerse disponible la información de las distintas comunidades autónomas sobre grado de acogida (número de explotaciones, superficie, cabezas de ganado, etc.,) a cada una de las distintas medidas agro-ambientales y otros instrumentos ofertados.

El reto que conlleva cristalizar estos esfuerzos es, sin duda, formidable, más si cabe en los momentos actuales. Pero merece la pena intentarlo si pensamos que el desarrollo sostenible no es tanto la meta, como el camino.

Referencias bibliográficas

AEMA, Agencia Europea para el Medio Ambiente. (2004). *High Nature Value Farmland. Characteristics, Trends and Policy Challenges*. Agencia Europea para el Medio Ambiente, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo.

Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. y Ortiz, S. (Eds.) (2003). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Beaufoy, G., Atance, I. y Sumpsi, J.M. (2002). *Europe's Rural Futures - The Nature of Rural Development II. The Spanish National Report.* LUP Group-IEEP-GB Agencies-WWF, Londres.

Beaufoy, G., Baldock, D. y Clark, J. (1994). *The nature of farming. Low intensity farming systems in nine European countries*. IEEP-WWF-JNCC, Londres.

Beaufoy, G., Caballero, R. y Oñate, J.J. (2012). «Spain». En Oppermann, R., Beaufoy, G. y Jones, G. (Eds.): *High Nature Value Farming in Europe*. Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher: 382-405.

Benton,T.G., Vickery, J.A. y Wilson, J.D. (2003). «Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?». *Trends in Ecology and Evolution,* 18: 182-188.

Bernáldez, F.G. (1991). «Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias». En Pineda, F.D., Casado, M.A., De Miguel, J.M. y Montalvo, J. (Eds.): *Biological Diversity/Diversidad Biológica*. Fundación Areces-WWF Adena-SCOPE, Madrid: 23-31.

Boellstroff, D. y Benito, G. (2005). «Impacts of set-aside policy on the risk of soil erosion in central Spain». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107: 231-243.

Brundtland, G.H. (1988). *Nuestro futuro común*. Alianza Editorial, Madrid.

Carreño, J., Rivas, A., Granada, A., Lopez-Espinosa, M.J., Mariscal, M., Olea, N. y Loea-Serrano, F. (2007). «Exposure of young men to organochlorine pesticides in Southern Spain». *Environmental Research*, 103: 55-61.

Carricondo, A., Martínez, P. y Cortés, Y. (2012). *Evaluación global de las medidas agroambientales para aves esteparias en España (2007-2013): Proyecto Ganga (informe completo)*. SEO/BirdLife, Madrid.

Causapé, J., Quílez, D. y Aragüés, R. (2006). «Irrigation efficiency and quality of irrigation return flows in the Ebro River Basin: An overview». *Environmental Monitoring and Assessment,* 117: 451-461.

Colomer, J.C. y Sánchez, J. (2001). «Agricultura y procesos de degradación del suelo». En Martín de Santa Olalla, F. (Ed.): *Agricultura y desertificación*. Mundi-Prensa, Madrid: 111-131.

Comisión Europea. (2001). *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Biodiversity Action Plan for Agriculture*. COM/2001/0162 final.

Convay, G.R. y Barbier, E.B. (1990). *After the green revolution: Sustainable agriculture for development.* Earthscan Publications, Londres.

Cortina, L.M. y Hernández-Mora, N. (2003). «The role of groundwater in Spain's water policy». *Water International,* 28: 313-320.

Díaz, M., Baquero, R.A., Carricondo, A., Fernández, F., García, J. y Yela, J.L. (2006). *Bases ecológicas para la definición de las prácticas agrarias compatibles con las Directivas de Aves y de Hábitats*. Informe de la Universidad de Castilla-La Mancha para el Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Ferrer, C., Barrantes, O. y Broca, A. (2001). «La noción de biodiversidad en los ecosistemas pascícolas españoles». *Pastos*, XXXI(2): 129-184.

Garrido, A. (Ed.). (2012). *Indicadores de sostenibilidad de la agricultura y ganadería españolas.* Fundación Cajamar, Almería.

Garrido, F. y Moyano, E. (1996). «Spain». En Whitby, M. (Ed.): *The european environment and CAP reform*. CAB International, Wallingford: 86-104.

Gómez Calero, J.A. (Coord.). (2008). *Sostenibilidad de la Producción de Olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.

Gómez-Sal, A. (2012). «Agroecosistemas». En *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España, Informe final*. Fundación Biodiversidad, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Herrero, J. y Snyder, R.L. (1997). «Aridity and irrigation in Aragon, Spain». *Journal of Arid Environments*, 35: 535-547.

INE, Instituto Nacional de Estadística. (2008). *Cifras INE. Boletín Informativo del Instituto Nacional de Estadística. Estadísticas e Indicadores del Agua*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.

Iragui, U., Astraín, C. y Beaufoy, G. (2010). *Sistemas Agrarios y Forestales de Alto Valor Natural en Navarra-Identificación y monitorización*. Informe de GAVRN y EFNCP para el Gobierno de Navarra, Pamplona.

Johnson, L.C. (1987). «Soil loss tolerance: fact or myth?» *Journal of Soil and Water Conservation*, 42: 155-160.

López-Geta, J.A. y López-Vera, F. (2006). «Estado del conocimiento de las aguas subterráneas en España». *Boletín Geológico y Minero*, 117: 89-114.

López-Gunn, E., Dumont A. y Villarroya, F. (2013). «Tablas de Daimiel National Park and groundwater conflicts». En De Stefano, L. y Llamas, M.R. (Eds.): *Water, agriculture and the environment in Spain: can we square the circle?* CRC Press/Balkema, Leiden: 259-268.

Lloret, J., Marín, A., Marín-Guirao, L. y Velasco, J. (2005). «Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture». *Ocean and Coastal Management*, 48: 828-842.

MAPA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2002). *Plan Nacional de Regadíos Horizonte 2008*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2002). *Programa de vigilancia ambiental del PNR- Horizonte 2008*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. (2008). *Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. (2010). *Evaluación Ambiental Estratégica de la Estrategia Nacional para la Modernización Sostenible de los Regadíos, Horizonte 2015*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.

Martínez J., Esteve M.A., Robledano F., Pardo M.T. y Carreño M.F. (2005). «Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain)». *Hydrobiologia*, 550: 221-35.

Martínez, Y., Uku, S. y Albiac, J. (2002). «El control de la contaminación por nitratos en el regadío». *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 2: 115-131.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J. (1997). «Agricultural intensification and ecosystem properties». *Science,* 277: 504-509.

Monserrat, P. (1994). «La Cultura en el paisaje». *El Campo*, 131: 235-249.

Monserrat, P. y Fillat, F. (1990). «The systems of grassland management in Spain». En A.I. Breymeyer (Ed.): *Managed Grasslands*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam: 37-70.

Moreno, B., García-Rodríguez, S., Cañizares, R., Castro, J. y Benítez, E. (2009). «Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 131: 333-339.

Moreno, J.L., Navarro, C. y de las Heras, J. (2006). «Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution». *Environmental Pollution*, 143: 388-396.

Naredo, J.M. (1986). «La agricultura española en el desarrollo económico». En Garrabou, R., Barciela, C. y Jiménez, J.I. (Eds.): *Historia agraria de la España contemporánea: el fin de la agricultura tradicional (1900-1960)*, tomo III. Editorial Crítica, Barcelona: 455-498.

OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2004). *Environmental Performance Reviews: Spain.* Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2008). *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries since 1990.* Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.

OECC, Oficina Española para el Cambio Climático. (2005). *Principales conclusiones de la evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Oficina Española para el Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Olivero, J., Márquez, A. y Arroyo, B. (2011). *Modelización de las áreas agrarias y forestales de alto valor natural en España*. Informe del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC) para el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Oñate, J.J. (2005). «A reformed CAP? Opportunities and threats for the conservation of steppe-birds and the agri-environment». En Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. y Camprodon, J. (Eds.): *Ecology and Conservation of Steppe-land Birds*. Lynx Edicions, Barcelona: 253-282.

Oñate, J.J. (2007). «Biodiversidad y actividad agraria». En Gómez-Limón, J.A. y Barreiro, J. (Eds.): *La multifuncionalidad de la agricultura*. Eumedia-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid: 155-172.

Oñate J.J. y Peco, B. (2005). «Policy impact on desertification: Stakeholders' perceptions in southeast Spain». *Land Use Policy*, 22: 103-114.

Oñate, J.J., Pereira, D., Acebes, P. y Aragón, E. (2012). *SAVN: Una oportunidad para el desarrollo sostenible del medio rural*. Informe de WWF/España para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

Oñate, J.J., Pereira, D., Suárez, F., Rodríguez, J.J. y Cachón, J. (2002). *Evaluación Ambiental Estratégica: La evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

OSE, Observatorio de la Sostenibilidad en España. (2012). *Sostenibilidad en España 2011*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Paracchini, M.L., Petersen, J.E., Hoogeveen, Y., Bamps, C., Burfield, I. y van Swaay, C. (2008). *High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data*. Commisión Europea (JRC)-Agencia Europea para el Medio Ambiente, Luxemburgo.

Peco, B., Malo, J.E., Oñate, J.J., Suárez, F. y Sumpsi, J.M. (1999). «Agri-environmental indicators for extensive land-use systems in the Iberian Peninsula». En Brouwer, F. y Crabtree, R. (Eds.): A*griculture and environment in Europe: The role of indicators in agricultural policy development*. CAB International, The Hague: 137-156.

Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Vidal, J. y Sánchez, A. (2003). «The role of low-quality irrigation water in the desertification of semi-arid zones in Murcia, SE Spain». *Geoderma*, 113: 109-125.

Rodríguez, J. y De Stefano, L. (2013). «Intensively irrigated agriculture in the north-west of Doñana». En De Stefano, L. y Llamas, M.R. (Eds.): *Water, agriculture and the environment in Spain: can we square the circle?* CRC Press/Balkema, Leiden: 269-280.

Rubio, J.L. y Calvo, A. (1996). «Mechanism and processes of soil erosion by water in Mediterranean Spain». En Rubio, J.L. y Calvo, A. (Eds.): *Soil degradation and desertification in Mediterranean environments*. Geoforma Ediciones, Logroño: 37-49.

Sánchez, A. (2003). «Major challenges to future groundwater policy in Spain», *Water International*, 28: 321-325.

Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F. y Sánchez-Martín, M.J. (2005). «Atrazine and alachlor inputs to surface and ground waters in irrigated corn cultivation areas of Castilla-Leon region, Spain». *Environmental Monitoring and Assessment*, 105: 11-24.

Sánchez-Chóliz, J. y Duarte, R. (2005). «Water pollution in the Spanish economy: analysis of sensitivity to production and environmental constraints». *Ecological Economics*, 53: 325-338.

Solé, A. (2006). «Spain». En Boardman, J. y Poesen, J. (Eds.): *Soil Erosion in Europe*. John Wiley, Londres: 311-346.

Suárez, F. (2004). «Aves y agricultura en España peninsular». En Tellería, J.L. (Ed.): *La Ornitología Hoy. Homenaje al Profesor Francisco Bernis Madrazo*. Editorial Complutense, Madrid: 223-266.

Valero, B.L., Navas, A., Machin, J., Stevenson, T. y Davis, B. (2000). «Responses of a saline lake ecosystems in semi-arid regions to irrigation and climate variability. The history of Salada Chiprana, Central Ebro Basin, Spain». *Ambio*, 26: 344-350.

Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Cidad, V.G., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vancloster, M., Van der Veken, B., Wauters, E. y Peeters, A. (2007). «SAFE – a hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 229-242.

Vanwalleghem, Y., Infante, J., González, M., Soto, D. y Gómez, J.A. (2011). «Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142: 341-351.

Vázquez, J., Grande, J., Barragán, F., Ocaña, J. y Torre, M. (2005). «Nitrate accumulation and other components of the groundwater in relation to cropping system in an aquifer in Southwestern Spain». *Water Resources Management*, 19: 1-22.

Velázquez, E. (2006). «An input-output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia». *Ecological Economics*, 56: 226-240.

Walter, C. y Stützel, H. (2009). «A new method for assessing the sustainability of land-use systems (I): Identifying the relevant issues». *Ecological Economics*, 68: 1275-1287.

WWF Spain. (2006). *Illegal water use in Spain: Causes, effects and solutions.* WWF-Spain, Madrid.

Zekri, S. (1990). «La contaminación agraria difusa del regadío: algunas reflexiones». *Revista de Estudios Agrosociales*, 153: 93-118.

Sostenibilidad agraria, desarrollo rural y cohesión territorial

Reflexiones sobre la nueva política agraria, rural y de cohesión en la UE

Fernando E. Garrido Fernández y Eduardo Moyano Estrada
Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA),
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

1. Introducción

El concepto de *sostenibilidad agraria* comenzó a definirse a mediados de los años 80 del pasado siglo XX con el objetivo de centrar la atención en las implicaciones ambientales de la agricultura. Con ello se quería enfatizar la necesidad de utilizar de manera eficiente los recursos naturales en el proceso productivo agrario reduciendo los excesos que venían observándose sobre todo en los modelos intensivos de agricultura. En ese contexto, se consideraba sostenible un sistema de producción cuando además de utilizar de forma racional (eficiente) los recursos naturales (agua y suelo), generaba el menor nivel posible de contaminación (en forma de nitratos o de gases efecto invernadero) y provocaba los menores efectos posibles en la erosión del suelo. La sostenibilidad de la agricultura se medía, por tanto, con indicadores que analizaban los efectos de la actividad agraria en el medio ambiente.

Más adelante, el concepto fue ampliándose incorporando nuevas dimensiones, entre ellas la económica y la social. Con ello se reconocía que un determinado sistema productivo solo puede ser verdaderamente sostenible (es decir, tener capacidad para reproducirse en un territorio y a lo largo del tiempo) si, además de garantizar la preservación de los recursos naturales de los que se nutre, asegura también la rentabilidad económica de los que ejercen la actividad agraria y proporciona unas condiciones suficientes de bienestar al conjunto de la población rural como para evitar el abandono del territorio. Se pasó así de un concepto unidimensional de la sostenibilidad a otro multidimensional, que es el que predomina hoy en los medios políticos y académicos y lo que explica la cada vez más estrecha colaboración entre diversas disciplinas (ciencias agrarias, ciencias ambientales, economía, sociología, antropología, geografía…) a la hora de fijar el debate sobre estos asuntos.

La inclusión de las dimensiones económicas y sociales en el debate sobre la sostenibilidad conduce al tema de la *cohesión*, que es un concepto más amplio y que permite tratar de manera integrada ambas dimensiones. De hecho, un sistema agrario puede ser sostenible en términos económicos si las explotaciones que lo constituyen logran alcanzar un nivel tal de eficiencia y competitividad, que les permita proporcionar a sus titulares (agricultores) beneficios suficientes como para hacerlas rentables; pero puede que no lo sea en términos sociales si el modo como están integradas esas explotaciones en el sistema económico genera un elevado nivel de desigualdad, provoca conflictos o produce altas dosis de exclusión en la población. Pensemos por ejemplo en situaciones donde los agricultores son fuertemente dependientes de las industrias agroalimentarias, es muy débil el tejido asociativo y no existen instrumentos eficientes para ordenar las relaciones con el sector industrial (contratos agrarios, estructuras interprofesionales,…), generando, como resultado, efectos de desigualdad y alto riesgo de conflictividad. Pensemos también en situaciones de fuerte explotación de la mano de obra asalariada al no existir una regulación jurídica adecuada de la negociación colectiva (situación que puede extenderse a la mano de obra inmigrante).

Con objeto de aprehender la triple dimensión ambiental, social y económica de la sostenibilidad y sus efectos sobre el desarrollo rural es por lo que se utiliza el concepto de *cohesión*. Es precisamente en torno a este concepto en el que cabe analizar si un determinado modelo de agricultura, sostenible en términos ambientales, lo es también en términos sociales y económicos, contribuyendo o no, y en qué medida, a un desarrollo equilibrado, es decir, a la cohesión de los territorios rurales.

A la luz de la realidad empírica, resulta evidente que la agricultura tiene efectos importantes en el desarrollo de muchas zonas rurales, pero no está tan claro que contribuya a la cohesión social y económica de los territorios. Hay sobradas muestras de esa contribución, pero también de lo contrario. Ya sea por su incidencia en la generación de riqueza y empleo en las áreas rurales (empleo directo o indirecto, autoempleo…), ya lo sea por sus efectos de arrastre sobre otras actividades (producción de insumos, redes de comercialización, industrias alimentarias…) o por su interacción con sistemas alimentarios locales vinculados a un determinado territorio (indicaciones geográficas de calidad, denominaciones de origen…), es indudable la contribución de la agricultura al desarrollo rural. Además, el papel que desempeña en la producción de bienes no alimentarios (fibras, productos farmacológicos, biocarburantes,

biomasa…) constituye otro importante elemento de desarrollo en los territorios rurales al abrir espacios de interacción con otros sectores de actividad económica.

A ello habría que añadir la contribución que la agricultura puede realizar a la preservación del medio ambiente, a la mitigación de los efectos del cambio climático y a la lucha contra la pérdida de biodiversidad, haciendo posible la existencia de espacios naturales habitables (mediante una explotación sostenible de los recursos, la conservación de sistemas agro-silvopastorales, la lucha contra los incendios forestales, la preservación del paisaje…). Si además consideramos el relevante papel que juega la actividad agrícola y ganadera en el mantenimiento de un tejido social vivo y dinámico en muchas zonas que estarían abandonadas si no existiera dicha actividad, cabe concluir que la agricultura encierra un elevado potencial de desarrollo de los territorios rurales.

Sin embargo, que ese potencial de desarrollo se haga realidad y dé lugar a unos territorios bien cohesionados económica y socialmente, depende en la práctica del modelo de agricultura, ya que hay modelos que, aun siendo eficientes y competitivos, no contribuyen ni a la cohesión ni al desarrollo sostenible del medio rural, sino todo lo contrario. En efecto, ciertos modelos especializados de agricultura, basados en explotaciones muy intensivas que utilizan de manera poco racional los recursos naturales y que tienen efectos contaminantes sobre el medio ambiente, no son precisamente buenos ejemplos de sostenibilidad. Tampoco contribuyen a ello modelos muy extensivos de agricultura que, aun manteniendo una relación equilibrada con el medio ambiente, generan poco empleo a nivel local y están poco integrados en el territorio circundante. Asimismo, hay modelos de agricultura que, aun generando empleo, pueden dar lugar a un desarrollo desigual de los territorios y no a su cohesión social y económica, al provocar grandes diferencias de renta en la población o generar dinámicas de exclusión y discriminación de determinados grupos (mujeres, jóvenes, inmigrantes…).

Por el contrario, cabe pensar en modelos agrarios de tipo multifuncional que, al ser menos especializados y estar más integrados en el territorio, pueden tener un mayor potencial de desarrollo si son capaces, por ejemplo, de promover circuitos cortos y crear sistemas de proximidad entre los consumidores y los agricultores, de tal forma que gran parte del valor añadido sea aprovechado en las zonas donde se realiza el proceso de producción. Lo mismo cabe decir de modelos de agricultura que, orientados a una buena utilización de los recursos naturales, contribuyen al mantenimiento de un adecuado equilibrio

entre producción y medio ambiente y son, además, la base de sustentación de sistemas sociales bien articulados en el territorio (pensemos en sistemas alimentarios locales basados en el aprovechamiento de los recursos endógenos de un territorio; o pensemos también en sistemas de producción ecológica).

No existe, por tanto, una relación directa entre agricultura, desarrollo rural y cohesión territorial. La existencia de una estructura agraria eficiente y competitiva en una determinada zona rural no garantiza, por sí sola, el desarrollo y la cohesión social y económica del territorio, debiendo, en consecuencia, intervenir los poderes públicos mediante las políticas adecuadas si se quiere alcanzar ese objetivo, ya que plantearse como meta el objetivo de la cohesión es un asunto de naturaleza política, como también lo es dejar de plantárselo. En efecto, la agricultura encierra como sector de actividad un conjunto de funciones (productivas, ambientales, económicas, sociales…) que, según como se desplieguen en el territorio, pueden contribuir a una forma concreta de utilizar los recursos naturales y a un determinado modo de promover la generación de riqueza, bienestar y empleo en el medio rural. La elección del modelo de desarrollo y la definición del papel que ha de desempeñar la agricultura en él, incentivándose unas u otras funciones, son asuntos políticos que dependen del modo como los poderes públicos entienden el futuro de los territorios rurales.

Tal es el motivo por el que, de acuerdo con el modelo de desarrollo por el que se apuesta desde la UE, se complementa la política agraria (orientada sobre todo a promover un modelo eficiente y competitivo de agricultura) con políticas de desarrollo rural cuyo objetivo es lograr la cohesión de los territorios y, por ende, una mayor sostenibilidad social. De este modo, los poderes públicos europeos, interesados en promover un determinado modelo de desarrollo y cohesión de los territorios rurales, procuran conciliar la lógica económico-productiva que guía las políticas agrarias (y que impulsa la competitividad, la eficiencia, la productividad…) con la lógica socio-territorial que guía las políticas de desarrollo rural (y que impulsa la diversificación de actividades, la fijación de población en el medio rural, la protección del medio ambiente…), conciliación que no resulta fácil de alcanzar, pero que, como hemos señalado, constituye una opción política.

El objetivo de este artículo es ofrecer algunas reflexiones sobre tales asuntos, tomando como referencia las políticas europeas destinadas a promover la cohesión social y económica de los territorios rurales, y analizando hasta qué punto pueden ser compatibles sus objetivos con los de las políticas agrarias.

Para ello, dedicaremos un primer apartado a definir el concepto de «cohesión» y exponer el significado de las políticas cuyo objetivo implícito ha sido la cohesión territorial, procurando definir el ámbito, orientación y contenido de estas políticas tal como se han venido aplicando en la UE desde mediados de los años 80. En un segundo apartado, expondremos algunos elementos del proceso de cambio que está teniendo lugar en los ámbitos socio/económico y político/institucional de la UE y que explican y definen el escenario donde se enmarcan las nuevas orientaciones de las políticas agrarias, rurales y de cohesión. Finalmente, expondremos las directrices más significativas de los proyectos de reforma de estas políticas y analizaremos si existe compatibilidad o no entre ambas, planteando además sus posibles efectos sobre el sistema de gobernanza y sostenibilidad de las áreas rurales.

2. Breve aproximación a las políticas de cohesión en la UE

Cuando hablamos de políticas de «cohesión» nos referimos principalmente al objetivo de reducir las desigualdades económicas (en materia de empleo, renta per cápita…) y sociales (discriminación por razones de sexo, edad, nivel de estudios, cualificación profesional, situación geográfica…) existentes entre las poblaciones que residen en ciertos territorios (en nuestro caso, los territorios rurales), mediante la intervención de los poderes públicos.

Hay varias ideas implícitas en este planteamiento: i) que la existencia de tales desigualdades se considera un elemento negativo para el desarrollo de un determinado modelo de sociedad (incluyente, equilibrado…); ii) que esas diferencias se deben no a un solo factor, sino a una diversidad de factores (infraestructuras, recursos naturales, capital productivo, capital humano, capital social, capital institucional); iii) que los factores que provocan las desigualdades pueden ser removidos por la acción de los poderes públicos a través de las correspondientes políticas; y iv) que, sin esa intervención, el nivel de desigualdad se iría ensanchando inexorablemente hasta conducir a una reducción del bienestar de la población, a su empobrecimiento e incluso al abandono de los territorios.

A ello hay que añadir el problema de la escala de medición, de tal modo que cuando utilizamos el término «cohesión» tenemos que aclarar de qué escala territorial estamos hablando. No es lo mismo hablar de cohesión en un espacio reducido (por ejemplo, un municipio rural), que hacerlo en un territorio más amplio (una comarca, una región…) o tomar como referencia el

conjunto del medio rural europeo. Al referirnos a las políticas europeas de cohesión, el marco de referencia es sin duda el de la UE, si bien su aplicación se produce en una escala territorial inferior (por lo general una región o incluso una comarca). Su objetivo más general es, por tanto, reducir las desigualdades existentes entre los distintos territorios rurales de la UE, aunque en la práctica, al ser políticas regionalizadas en su aplicación, lo que se persigue con ellas es reducir las desigualdades que existen en un espacio territorial determinado. Pensemos por ejemplo en las inversiones en infraestructuras financiadas por el FEADER o por fondos de cohesión, que se aplican en una determinada región a través de la política regional, pero que pueden tener efectos internos de cohesión dentro de la misma región.

Se suele fijar en 1998 el año del comienzo de las políticas de cohesión de la UE. Sin embargo, es conveniente ampliar el horizonte de análisis para comprender en su verdadera magnitud el significado y alcance de estas políticas, ya que de la cohesión de los territorios se viene hablando desde mucho antes de esa fecha, y a ese objetivo han contribuido otras políticas (como la agraria).

Bien es verdad que el objetivo de la cohesión social y económica está implícito en el propio Tratado de Roma (1957), donde se habla ya de reducir las diferencias de desarrollo entre las distintas regiones europeas, pero no se menciona de forma explícita hasta el Acta Única (1986) y no se incorpora a los tratados europeos hasta el Tratado de Maastricht (1992). No obstante, con el objetivo implícito o explícito de la cohesión, se han destinado muchos recursos de la UE a través de diversas políticas y fondos:

- *El Fondo Social Europeo (FSE)*, importante elemento de la cohesión europea, se crea en 1960, justo en el momento inmediatamente posterior a la constitución de la CEE, con el objetivo de favorecer la inserción laboral y profesional de los grupos con mayores dificultades y de promover su adaptación a los cambios en el mercado de trabajo.
- *El Fondo de Desarrollo Regional (FEDER)* se crea en 1975 tras la adhesión de Irlanda, Reino Unido y Dinamarca, con el propósito de «corregir los principales desequilibrios regionales de la Comunidad y especialmente los que son efecto de una estructura económica preponderantemente agraria, de los cambios industriales y del subempleo estructural». Se ponía en tela de juicio la clásica idea de que los mecanismos propios del mercado son capaces de corregir, por sí solos, las diferencias entre regiones con niveles distintos de recursos y de productividad. La incor-

poración del principio de cohesión en los fondos estructurales europeos se produce realmente con la reforma de 1988, cuando la Comisión Europea establece una tipología de seis regiones-objetivo con problemas de cohesión en base a distintas variables socioeconómicas (regiones con niveles bajos de renta, productividad y empleo; regiones industriales en proceso de decadencia; regiones cuyo porcentaje de empleo en el sector primario es superior en un cincuenta por ciento a la media de los países de la UE; regiones urbanas deterioradas con problemas de congestión, elevado desempleo y de renta inferior a la media europea; regiones con difícil accesibilidad y relativo aislamiento en relación a los mercados, y regiones periféricas poco desarrolladas).

- *El Informe del Mundo Rural*, elaborado por la Comisión Europea en 1988, habla de la necesidad de avanzar en la cohesión de los territorios rurales para garantizar un adecuado equilibrio entre las áreas urbanas y las áreas rurales, equilibrio que era ya reconocido en ese Informe como uno de los principales valores del modelo de desarrollo de la UE.
- *La reforma McSharry de la PAC* en 1992 incluía ya una tipología de regiones (basada en la utilizada para los fondos estructurales) en la aplicación de la política estructural agraria, introduciendo así un enfoque de cohesión territorial en el fondo FEOGA-Orientación.
- *La iniciativa comunitaria LEADER*, aprobada en 1991 a propuesta precisamente de la DG-Regio entre un paquete de medidas destinadas a promover la cohesión territorial, perseguía introducir nuevos elementos de gobernanza en el medio rural para impulsar la cohesión social y económica mediante métodos ascendentes y participativos (metodología *bottom-up*), dando lugar a la creación de una extensa red de Grupos de Acción Local por todo el territorio de la UE (más de 200 en toda España), que son hoy un significativo pilar del sistema de gobernanza en los territorios rurales.
- *El «Fondo de Cohesión»*, aprobado en la Cumbre de Edimburgo y puesto en marcha en 1994 tras la entrada en vigor del Tratado de Maastricht, se crea con el objetivo de favorecer las inversiones en grandes equipamientos e infraestructuras de transporte y medio ambiente en los Estados miembros menos desarrollados para compensarles por el esfuerzo de convergencia que tuvieron que hacer para integrarse en la Unión Monetaria Europea.

- *La Agenda 2000* crea el segundo pilar de la PAC, donde se define la política de desarrollo rural con el objetivo de favorecer la cohesión entre las áreas rurales a partir del impulso de un modelo de agricultura más sostenible y mejor integrado en el territorio.
- *La reforma Fischler* de 2005 aprobó el Reglamento de Desarrollo Rural y la creación del fondo FEADER, integrando el enfoque territorial en la política de desarrollo rural, al incorporar en dicho reglamento la antigua iniciativa LEADER (en sus ejes 3 y 4) y la Red Natura 2000 (en su eje 2), y planteando el objetivo de la cohesión como elemento justificativo.

Con esta breve introducción lo que queremos señalar es que, cuando se habla del objetivo de la cohesión social y económica, hay que hacer referencia no a una política, sino a un conjunto de políticas cuyo propósito es reducir las desigualdades entre los territorios europeos, aunque reciban diferentes denominaciones.

Son además políticas que responden a lógicas distintas: unas, descendentes y verticales (como las vinculadas al FEDER); otras, descendentes y horizontales (como las financiadas por el FSE); otras, ascendentes y participativas (como las acciones vinculadas a la iniciativa LEADER); otras, orientadas a la promoción de un sector específico (como las del FEOGA-Orientación de la PAC); otras, destinadas a la financiación de grandes infraestructuras y equipamientos (como la financiadas por el FEDER o los fondos de cohesión), y finalmente, las políticas mixtas (ascendentes y descendentes al mismo tiempo) (como las vinculadas al reglamento de desarrollo rural y al FEADER). Son también políticas que han venido actuando a escala diferente (nacional, regional, comarcal, local…), superponiéndose incluso con las propias políticas de los gobiernos nacionales/regionales (como las de ordenación del territorio) y dependiendo de distintas instancias administrativas (DG-Agri, DG-Regio, departamentos de agricultura, medio ambiente, fomento, obras públicas…), lo que ha dado lugar a cierto grado de dispersión y disociación entre ellas.

Por eso, cuando se habla del objetivo de la cohesión social y económica es necesario identificarlo con una variedad de políticas, cuya debilidad está precisamente en su dispersión y en su falta de coordinación en los territorios de la UE. No es casual que en los debates actuales sobre el nuevo Marco Financiero Plurianual 2014-2020 se vaya abriendo paso la idea de que es necesario promover una mayor integración de esas políticas, de modo que se acabe con

su excesiva dispersión y aumente la eficiencia a la hora de su aplicación en el territorio. Buena prueba de esa voluntad de cooperación es el modo como son tratados los temas del desarrollo rural/territorial en el proyecto de reforma de la PAC, así como en la reforma de las políticas de cohesión, integrando las acciones de los diferentes fondos estructurales en un Marco Estratégico Común al que haremos referencia más tarde. Con ello, la Comisión Europea apuesta por que se produzca una eficiente coordinación entre fondos y programas en pro de una mejor aplicación de las políticas orientadas al objetivo final de la cohesión territorial.

3. Cambios socioeconómicos y político-institucionales

En la base de ese debate lo que subyace es el reconocimiento de una serie de cambios que se han dado en los ámbitos socioeconómicos y político-institucionales, y que explicarían la necesidad de definir un nuevo marco para la política de cohesión territorial de la UE y una nueva forma de articular en ella la política agraria, reto al que se pretende dar respuesta con el actual proyecto de reforma de ambas políticas, pendiente de su definitiva aprobación a lo largo del año 2013.

3.1. Dinámicas de cambio social y económico en las áreas rurales europeas

Sin entrar en profundidad en el complejo, y hasta controvertido, asunto de la definición de «lo rural», conviene hacer algunos comentarios. Lo primero es señalar cómo se han ido abandonando los enfoques unidimensionales, dadas las limitaciones que presenta definir los espacios rurales a partir de una sola dimensión (ya sea la baja densidad demográfica o el predominio de la agricultura). Ni siquiera las nuevas técnicas de información geo-referenciada (metodología SIG) han contribuido a avanzar en la convergencia de criterios sobre «lo rural», produciéndose si cabe el efecto contrario. Por su parte, las ciencias sociales, y en particular la antropología y la sociología, introducen criterios de percepción subjetiva, en el sentido de considerar como «rurales» (o no rurales) solo los espacios que sean percibidos socialmente como tales, independientemente de que objetivamente cumplan los criterios de población dispersa, baja densidad demográfica o predominio de la agricultura. Esto ayu-

da a comprender mejor la complejidad del tema, pero es verdad que no ayuda a avanzar en la búsqueda de una definición operativa.

Asimismo, la gran diversidad de situaciones que podemos encontrar bajo la definición de «rural» complica las cosas: qué decir de territorios donde predomina la actividad agraria, pero en los que su cercanía a núcleos urbanos los impregna de las pautas culturales típicas de la ciudad; o de territorios sin apenas agricultura y con alta densidad demográfica, por haberse producido fenómenos de concentración, pero que se encuentran en hábitats dispersos, alejados de los núcleos urbanos; o de las llamadas «agrociudades» (o pueblos grandes) (López Casero, 1988), típicas de las áreas mediterráneas, donde la agricultura sigue siendo una importante base de sustentación económica, pero donde existe un importante sector servicios, produciéndose además una rica combinación entre rasgos rurales y urbanos. Y qué decir del fenómeno de los «neo-rurales» (Rivera, 2009), producido por la emigración a las áreas rurales de grupos procedentes de las ciudades que conservan sus pautas culturales urbanas y que impregnan a los territorios de esa cultura. O qué decir del sincretismo rural-urbano que se produce en muchos territorios rurales concebidos ya como segunda residencia por la población urbana.

La creciente interacción rural-urbana complica aún más este asunto, de tal modo que territorios considerados en nuestro imaginario colectivo como rurales por haberlo sido así durante mucho tiempo, han dejado ya de serlo en términos objetivos (la agricultura se ha reducido; se han instalado nuevas actividades económicas que no tienen que ver con la actividad agraria; la población residente continúa viviendo allí, pero trabaja en otros lugares; los niños son escolarizados en centros urbanos,…).

Ante esta situación, nos encontramos en los estudios rurales ante la tesitura de tener que elegir criterios de definición de «lo rural» a sabiendas de que no existe un claro consenso en torno a ellos. Por eso, en muchas ocasiones se busca una solución práctica y operativa en función de los objetivos de la investigación: en unos casos, valdrá la definición adoptada por las instituciones encargadas de formular las políticas de desarrollo rural; en otros, podrá ser útil una combinación de criterios demográficos y económico-productivos porque al ofrecer los datos de manera ordenada en fuentes estadísticas fiables nos permiten acotar la población de estudio; en otros, como ocurre con algunos estudios sociológicos, se utilizarán esos criterios objetivos para determinar el universo poblacional, aunque luego se añadirán criterios de percepción subjetiva a lo largo de la investigación.

Más allá del interés de este debate, lo cierto es que nos hallamos ante un proceso de cambios socioeconómicos que con mayor o menor intensidad afecta a lo que, en términos genéricos, podemos calificar de medio rural. A efectos del análisis que queremos hacer en este trabajo, pueden destacarse algunos de los elementos de ese proceso.

Un primer elemento de cambio es, sin duda, la tendencia a la reducción de las diferencias rural/urbanas, hasta el punto de que, salvo en áreas muy localizadas, los niveles de vida se están equiparando, y las interacciones e intercambios económicos y sociales entre las poblaciones rurales y urbanas se están intensificando[1]. Esta disminución de las diferencias se pone de manifiesto no solo en la aproximación de los niveles de vida, sino también en la plena integración de la población rural en las pautas generales que rigen la vida social y económica en la sociedad contemporánea, haciendo que el mundo rural pierda su singularidad como espacio de vida y con ello la peculiaridad atribuida al agricultor y a la profesión agraria. De hecho, como resaltan destacados estudios (Camarero, 1997 y Camarero *et al.*, 2009) las diferencias entre el medio rural y el medio urbano en materia política, cultural o religiosa están hoy marcadas más por variables como la edad o el nivel de estudios, que por el hecho de vivir en un pueblo o en una ciudad, o por el hecho de ser agricultor. Es además una integración no subordinada ni dependiente como antaño, sino que se produce en el marco de una nueva síntesis rural/urbana en la que se revalorizan los territorios rurales como espacios de producción, pero también como espacios de bienestar y calidad de vida, de ocio y esparcimiento (pueden consultarse en este sentido los datos del Agrobarómetro de Andalucía o del Eurobarómetro).

Un segundo elemento es el cambio de naturaleza de los flujos migratorios, que han dejado de ser, como lo eran antaño, flujos permanentes y unidireccionales desde el campo a la ciudad, para convertirse hoy en flujos más complejos. Se vive en unos lugares y se trabaja en otros; la gente se desplaza en múltiples sentidos y a lo largo del año, del pueblo a la ciudad o de la ciudad al pueblo (ya sea por trabajo, por estudios, por placer o por razones familiares); los jóvenes viven en un frenético trasiego y movilidad… La movilidad geográfica facilitada por el desarrollo de las comunicaciones y los medios de transporte, pero también la movilidad virtual favorecida por el acceso a las

[1] Hay que tener en cuenta, no obstante, la gran diversidad de los territorios rurales europeos, donde se aprecian zonas que han mejorado sensiblemente las condiciones de vida de sus poblaciones, que están experimentando etapas de esplendor en su actividad económica y que no solo no pierden población, sino que la han incrementado. Junto a ellas, existen zonas en declive, con altos niveles de envejecimiento y con serios riesgos de abandono.

nuevas tecnologías, son factores que contribuyen a ese cambio en los flujos migratorios, modificando la estructura social de las comunidades rurales, así como las preferencias, expectativas y demandas de los residentes en ellas.

La transversalidad de los aspectos ambientales y paisajísticos exigida a todas las acciones sectoriales (en lo que se refiere, por ejemplo, a la lucha contra el cambio climático y el uso sostenible de los recursos naturales), es un tercer elemento de cambio, al limitar el uso del territorio con fines productivos. Es evidente que este factor tiene una incidencia notable en las nuevas orientaciones de la política agraria, al plantear exigencias en las prácticas agrícolas y ganaderas que limitan los rendimientos inmediatos de las explotaciones en aras de un futuro beneficio para el conjunto del medio ambiente y de los propios sistemas productivos. Es ahí donde hay que enmarcar la política agroambiental europea y las propuestas de *greening* incluidas en el actual proyecto de reforma de la PAC, tal como veremos más adelante, y donde se justificaría la introducción de algún mecanismo de compensación de renta.

Un cuarto elemento de cambio son las nuevas demandas sociales respecto a los espacios naturales, percibiéndose los territorios ya no solo como lugares de producción, sino como lugares destinados a la contemplación estética del paisaje, al ocio o a la recreación. En ese contexto, se valora la agricultura no ya como sector productivo, sino como actividad que se desarrolla sobre una base territorial y que, por tanto, contribuye a la prestación de bienes públicos (entre ellos la preservación de los espacios naturales y el mantenimiento de un tejido social vivo y dinámico en el medio rural). Es este un argumento importante en el giro que experimenta la legitimación social de la política agraria, que pasa de ser legitimada como política sectorial a serlo ahora como política territorial.

Todos estos cambios hacen que se vayan replanteando algunas de las ideas sobre el desarrollo rural y agrario tal como se han venido concibiendo en los últimos veinte años. Se plantea de hecho si tiene sentido continuar dedicando recursos públicos a financiar políticas dispersas y desconectadas unas de otras, y si no sería mejor definir políticas diseñadas no con una lógica sectorial, sino integral y territorial, y destinadas al desarrollo de áreas más amplias buscando impulsar los intercambios económicos y sociales entre las poblaciones rurales y urbanas.

Según este planteamiento, definir un buen mapa de centros educativos o de salud, diseñar una buena red de carreteras o una buena red de banda ancha de las telecomunicaciones, fijar con criterios racionales la instalación de

parques tecnológicos o de energías renovables, o establecer incentivos a modelos sostenibles de agricultura bien integrados en el territorio, se considera más importante para el desarrollo y la cohesión de los territorios rurales que conceder un programa de desarrollo rural del estilo de la iniciativa LEADER o del actual reglamento FEADER o que continuar con el actual sistema de pagos directos basados en derechos históricos y acoplados total o parcialmente a la producción.

El modo de afrontar el futuro de los territorios rurales es lo que realmente está cambiando, y con ello el papel a desempeñar por la agricultura. Se amplía el punto de mira, contemplando a los territorios rurales no como espacios singulares vinculados exclusivamente a la producción agraria, sino como espacios abiertos e integrados en las dinámicas que acontecen en su entorno circundante (en la escala local, pero también en escalas de mayor tamaño que ni siquiera se detienen en el ámbito regional, gracias a las posibilidades que ofrece la red de telecomunicaciones y las nuevas tecnologías) (p. ej., euroregiones).

La agricultura se valora como una actividad multifuncional que, en su dimensión productiva, debe estar integrada en el conjunto del sistema económico contribuyendo al bienestar de la población rural, y que en su dimensión no productiva debe desplegar sobre el medio rural el potencial que encierran sus múltiples funciones (ambientales, paisajísticas, culturales…) contribuyendo a la cohesión y el desarrollo sostenible y equilibrado de los territorios.

3.2. Cambios políticos-institucionales en la UE

En lo que se refiere al ámbito político-institucional, el primer elemento de cambio es, sin duda, la entrada en vigor del Tratado de Lisboa y la Estrategia 2020, así como el proceso de reforma de la PAC y de las políticas de cohesión para el período 2014-2020, en una Unión formada ya por 28 Estados miembros (tras la incorporación de Croacia prevista para julio de 2013).

En consonancia con ello, la Comisión señala tanto en su proyecto de reforma de la PAC, como en el de reforma de las políticas de cohesión, que las políticas de la UE deben enmarcarse en los objetivos de la cohesión social, económica y territorial que establece el Tratado de Lisboa, en línea con el objetivo del «crecimiento inteligente, sostenible e integrador» que se plantea en dicho tratado y con el objetivo de lograr mayor eficiencia y transparencia en la aplicación de las políticas europeas. Ello significa reorientar algunas de esas políticas (entre ellas, la agraria), promover una mejor coordinación entre

ellas, lograr una mayor integración de sus acciones en los territorios europeos, e impulsar la participación de los actores tanto sociales, como institucionales, presentes en el territorio.

Con ello se reconocen varias cosas. Reconoce la Comisión Europea que las políticas de desarrollo rural tal como han sido tratadas hasta ahora (bien con una visión agrarista a través del FEOGA o con una visión territorial de corto alcance a través de los programas LEADER) son insuficientes para garantizar el bienestar de la población rural si no van acompañadas de políticas que impulsen la mejora de las infraestructuras y equipamientos y la diversificación de actividades. Pero también reconoce que unas políticas centradas solo en la financiación de grandes inversiones a escala regional, sin tener en cuenta la participación y demandas de la población local, son igualmente insuficientes, ya que solo consiguen mejorar el capital productivo y estructural, pero sin acompañarlo del capital humano que sería necesario para que tales inversiones sirvan realmente como palanca de desarrollo en esas áreas.

En lo que respecta a la PAC, la Comisión reconoce que debe ser tratada no como una política sectorial y corporativa destinada en exclusiva al sector agrario y gestionada por sus organizaciones profesionales y por los departamentos agrarios de los distintos gobiernos (nacionales y regionales), sino como una política general destinada a contribuir, mediante la promoción de un modelo sostenible de agricultura, al desarrollo de los territorios. Una política en cuya gestión debe participar un conjunto de actores sociales y económicos más amplio y diverso (por supuesto agricultores, pero también consumidores, industrias, ambientalistas, corporaciones locales, comunidad académica, sector de la investigación científica y de la transferencia…). Eso explica, por ejemplo, el amplio debate público promovido por el propio Comisario de Agricultura (Dacian Ciolos) al comienzo del proceso de reforma de la PAC, tal como comentaremos más adelante.

Un segundo elemento importante a tener en cuenta en el nuevo escenario de articulación de las políticas agrarias y de cohesión y desarrollo territorial, es la experiencia adquirida en la aplicación del reglamento europeo de desarrollo rural (Reg. 1698/2005) y del fondo FEADER. Este reglamento ha sido el intento más ambicioso realizado por la DG-Agri de integrar los enfoques agrario y territorial dentro de la PAC, integrando, además, la iniciativa comunitaria LEADER en la política común europea. Se procuró, en efecto, integrar bajo un mismo marco normativo algunas de las políticas destinadas

a la cohesión social y económica, sobre todo las relacionadas con la agricultura y el desarrollo rural, al entender que la actividad agraria es un elemento fundamental para el desarrollo de las áreas rurales. La figura de los «contratos territoriales de explotación» era la vía para concretar en la práctica esa integración, haciendo que los agricultores tuvieran en cuenta las implicaciones de su actividad sobre el territorio circundante. Era, por tanto, una excelente oportunidad para aplicar por primera vez en la UE una política agraria y rural integrada y orientada al desarrollo tanto de la agricultura como de los territorios rurales, persiguiendo además el objetivo de la cohesión.

Sin embargo, el balance no ha sido satisfactorio desde el punto de vista de los objetivos integradores con los que se presentó. Y no lo es por varias razones: se han fragmentado los tres Ejes; no se ha aplicado la figura de los «contratos territoriales de explotación» (con lo que no se ha avanzado en el proceso de integración de los enfoques agrario y territorial); las acciones y filosofía ascendente y participativa de la antigua iniciativa LEADER han quedado recluidas a un Tercer y Cuarto Ejes, mal dotados y bastante indefinidos; y se ha cargado de un pesado lastre burocrático la gestión de los Planes de Desarrollo Rural (PDR), dando lugar además a una grave situación de inseguridad jurídica de los Grupos de Desarrollo Rural. Por eso, al no haber sido satisfactoria la experiencia del Reglamento de Desarrollo Rural, la Comisión Europea ha abordado este tema de manera diferente en su proyecto de reforma de la PAC, buscando un nuevo modo de articular sus dos pilares y una nueva forma de encajar la política agraria con las de cohesión y desarrollo rural.

En definitiva, nos encontramos ante una situación de cambio en las orientaciones de las políticas agrarias, rurales y de cohesión de la UE, cambio propiciado por factores sociales y económicos, pero también político-institucionales, que han dado lugar a la presentación de un proyecto de reforma que, con apariencia de continuidad, altera de manera significativa el modo de abordar la relación entre agricultura, desarrollo rural y cohesión territorial.

A analizar las nuevas orientaciones de esas políticas dedicaremos los próximos apartados, distinguiendo, por un lado, el proyecto de reforma de los dos pilares de la PAC, y de otro, el proyecto de reforma de la política de cohesión, si bien teniendo en cuenta que en ambos proyectos existen elementos de conexión, siendo precisamente este aspecto el que, desde nuestro punto de vista, constituye la principal singularidad de la actual reforma respecto a las anteriores.

4. Orientaciones territoriales de la reforma de la PAC[2]

Antes de abordar el análisis del proyecto de reforma de los dos pilares de la PAC, conviene dedicar algunas líneas al contexto político en el que se desarrolla, ya que ofrece elementos dignos de ser destacados: participa el Parlamento Europeo mediante el procedimiento de codecisión; la aprobación del presupuesto de la PAC está vinculada a la del Marco Financiero Plurianual (MFP) de la UE; y el proyecto de reforma tiene que estar en sintonía con los objetivos de la Estrategia Europa 2020, debiéndose conciliar, además, los intereses de una Unión ampliada a 28 Estados miembros (de los cuales, muchos de ellos no participaron en la aprobación de la actual PAC). A esos aspectos habría que añadir, tal como señalamos antes, la voluntad de la propia Comisión Europea de implicar a la sociedad civil en todo el proceso de reforma a través de una amplia dinámica participativa, tanto al comienzo de dicho proceso (con la Conferencia del mes de julio de 2010 celebrada en Bruselas), como a lo largo del mismo (la Conferencia de julio de 2012 es una buena muestra).

Todo ello comporta, sin duda, un escenario de nuevas oportunidades, pero también genera incertidumbre y aumenta la complejidad dentro de la UE a la hora de tomar decisiones y alcanzar el objetivo final de contar con una nueva PAC en el año 2014.

Entre las oportunidades pueden mencionarse las siguientes. En primer lugar, cabe señalar el hecho de que el presupuesto de la PAC, una vez aprobado, dejaría de estar sometido al riesgo de futuros recortes por incidencias sobrevenidas (crisis alimentarias, ayuda humanitaria…) como ocurría en etapas anteriores, lo que supone una importante novedad. En segundo lugar, se ensancha el horizonte de la nueva política agraria al enmarcarse sus objetivos en los más amplios de la UE en el escenario 2020, con lo cual la PAC supera el riesgo de convertirse en una anomalía dentro de la Unión, para integrarse plenamente en los debates sobre el futuro de la construcción europea. En tercer lugar, los temas relacionados con la agricultura dejan de ser tratados como temas sectoriales (vinculados a la actividad agrícola y ganadera) para ser valorados por su contribución a la provisión de bienes públicos y a la resolución de problemas de ámbito general (cambio climático, medio ambiente, cohesión social y económica de los territorios, salud, nutrición, calidad, abastecimiento de alimentos…). Como consecuencia de todo ello, la fuente de legitimación social de la PAC se hace más sólida (y más exigente) al ampliarse su campo de

[2] Recomendamos al lector interesado que amplíe los contenidos de este apartado con los del Capítulo 6 de este mismo libro escrito por Albert Massot, donde se analiza de una forma más amplia y detallada la futura reforma de la PAC.

acción hacia otras áreas y grupos de interés, no siendo ya área exclusiva de los agricultores y sus organizaciones profesionales y perdiendo así su tradicional carácter corporativo.

Entre los elementos de incertidumbre y complejidad, pueden destacarse dos de gran importancia. Uno de ellos lo genera el hecho, ya comentado, de haberse vinculado la aprobación definitiva del presupuesto de la PAC a que el Parlamento Europeo apruebe el MFP, lo que implica que los plazos de ambos procesos estén íntimamente ligados, y que la secuencia marcada por la Comisión pueda verse alterada en la práctica (no es posible asegurar que la nueva PAC entrará en vigor en 2014). Asimismo, al pasarse de un escenario de negociación bilateral con dos únicos protagonistas (Comisión y Consejo) según la lógica tradicional del acuerdo intergubernamental, a otro multilateral donde el Parlamento adquiere especial relevancia (al tener que negociar con él tanto la Comisión, como el Consejo, según una lógica compleja y abierta a múltiples dinámicas de acuerdos), se abre a nivel de la UE una experiencia nueva, con resultados y plazos imprevisibles.

En ese contexto de oportunidades, complejidad e incertidumbre, y como es habitual en las sucesivas reformas, la Comisión Europea no ha presentado al Parlamento una propuesta de ruptura, sino un conjunto de reglamentos que, si bien no modifican la estructura formal de la actual PAC (se mantiene organizada en dos pilares), sí alteran el contenido de cada pilar y la relación entre ellos. El proyecto es aparentemente un proyecto de continuidad, ya que la Comisión se ha inclinado por una opción reformista descartando las otras dos (más rupturistas) planteadas en su COM (2010)-672 de 18 de noviembre «La PAC en el horizonte 2020». Ha descartado, en efecto, la opción (ambientalista) de establecer un solo pilar (como pedían incluso algunos Estados), y ha descartado también la opción de trasladar las medidas de desarrollo territorial a las políticas de cohesión (tal como reclamaban algunos foros de opinión).

No obstante, los reglamentos presentados tienen suficientes elementos de cambio como para que pueda hablarse de que estamos ante una reforma importante en las orientaciones de la PAC. En efecto, si bien se mantiene en el primer pilar de la PAC el sistema de pagos directos a los agricultores (que continúan siendo financiados totalmente por el presupuesto de la UE), se introducen cambios importantes, tanto en la definición de los beneficiarios (planteando la figura del «agricultor activo»), como en los criterios de distribución de las ayudas directas (sustituyendo el modelo de derechos históricos por un pago básico regionalizado) y en la estructura de los pagos (estableciendo ayu-

das complementarias según la edad del beneficiario y el área donde se ubica su explotación). Además, se limita el máximo de ayudas que puede recibir un beneficiario (lo que es un elemento de continuidad con la actual modulación), pero se le exige el cumplimiento de determinadas prácticas ambientales en las explotaciones (*greening*), que complementan la ecocondicionalidad.

En relación con el segundo pilar de la PAC, conserva los siguientes elementos de continuidad: sus acciones siguen siendo cofinanciadas por la UE y los gobiernos nacionales y/o regionales; se mantiene el fondo FEADER (aunque modificando su estructura interna), y se incluyen medidas destinadas a impulsar mejoras en las explotaciones agrarias, a promover la competitividad en el sector agroalimentario, a poner en marcha el programa agroambiental y a impulsar la diversificación de actividades y la cohesión social y económica en los territorios rurales. No obstante, la propuesta presenta elementos significativos de cambio en este segundo pilar, entre los que pueden destacarse los siguientes: incluye medidas de gestión de riesgos; obliga a destinar parte de las ayudas de desarrollo rural/agrario a la mitigación de los efectos del cambio climático; integra las acciones de desarrollo rural/territorial en un Marco Estratégico Común (MEC) financiado con todos los fondos estructurales y con los fondos de cohesión; y crea la AEI (Asociación Europea para la Innovación Agraria) para reactivar la investigación, la innovación y la transferencia en el sector agroalimentario mediante el fomento de grupos operativos formados por la comunidad científico-técnica, los agricultores y las industrias, así como los demás operadores económicos de dicho sector.

Además de esos elementos de continuidad y cambio, hay otros aspectos a destacar en el proyecto de reforma. Nos referimos al solapamiento existente entre las medidas incluidas en uno u otro pilar de la PAC. Algunos analistas han comentado incluso que estamos ante una PAC aparentemente organizada en dos pilares, pero que funcionará en la práctica como si existiera solo uno, con medidas cuya principal diferencia será la fuente de financiación (unas, financiadas totalmente con cargo al presupuesto de la UE; otras, cofinanciadas con los gobiernos nacionales/regionales).

Hay medidas que, en efecto, se solapan, como ocurre con el ya comentado *greening* obligatorio (primer pilar) y con el programa agroambiental (segundo pilar). También se solapan las ayudas complementarias de los pagos directos destinados a los jóvenes agricultores (primer pilar) y el posible subprograma de desarrollo rural dirigido a promover el cambio generacional mediante la instalación de jóvenes en la agricultura (segundo pilar). Lo mismo cabe decir

de los pagos complementarios a los agricultores con explotaciones situadas en zonas con limitaciones naturales (primer pilar) y de las indemnizaciones compensatorias dirigidas a estas zonas desfavorecidas (segundo pilar). Asimismo, medidas incluidas en un pilar podrían estarlo en el otro (por ejemplo, las de gestión de riesgos, incluidas en el segundo pilar, podrían estar en el primero, junto con las redes de seguridad para situaciones de crisis). Ambos pilares están, por tanto, interrelacionados, y las medidas incluidas en ellos podrán aplicarse en la práctica de forma complementaria, lo que amplía el abanico de posibilidades a la hora de implementar la nueva PAC por los Estados miembros. Por ello es necesario analizar globalmente el proyecto de reforma (como un todo), evitando evaluar por separado las medidas incluidas en cada pilar y evitando también identificar el primero con los mercados y la producción, y el segundo con las estructuras agrarias y el desarrollo rural/territorial. Estamos, en definitiva, ante una nueva PAC cuyas acciones combinan objetivos económico-productivos, sociales y ambientales, teniendo todas ellas efectos más o menos directos sobre el equilibrio y la cohesión de los territorios rurales de la UE.

Por ejemplo, los pagos directos (primer pilar), al estar desacoplados de la producción, son en la práctica ayudas a la renta, debiéndose valorar más por su incidencia en la cohesión social y económica de los territorios, que no por sus efectos sobre la competitividad de la agricultura. A su vez, algunos de los pagos complementarios incluidos en el primer pilar de la PAC (como los vinculados a las ya citadas zonas con limitaciones naturales) también hay que analizarlos como ayudas a la renta, respondiendo más a la lógica implícita en el segundo pilar, que no a la del primero, al tener un impacto directo en el desarrollo y sostenibilidad de los territorios rurales. Sin embargo, las medidas de gestión de riesgos (incluidas en el segundo pilar) guardan una estrecha relación con la dinámica de los mercados y la competitividad de las explotaciones, aunque tengan también efectos indudables en el desarrollo de los territorios rurales (sobre todo, si tenemos en cuenta que, al ser cofinanciadas, pueden beneficiar a unos agricultores y no a otros en función del territorio donde esté ubicada su explotación).

En línea con la idea de vincular la sostenibilidad de la agricultura al desarrollo y la cohesión territorial, el proyecto de reforma incorpora, en la lista de prioridades del FEADER, medidas relacionadas con la agricultura ecológica, la mitigación de los efectos del cambio climático, la volatilidad de los mercados agrarios, la utilización eficiente de los recursos naturales y la inclusión y cohesión social de los territorios rurales. De este modo, se visualiza que mo-

dernización, competitividad y sostenibilidad ambiental y social no son objetivos incompatibles, sino las bases del modelo de agricultura por el que apuesta la futura PAC.

En lo que se refiere a las medidas de diversificación de actividades (desarrollo territorial), su articulación en un Marco Estratégico Común financiado con el conjunto de fondos estructurales (FEADER, pero también FEDER, FSE y FEPM) y los de cohesión, es, sin duda, un cambio importante. Con esta fórmula, la Comisión reconoce, por fin, que las acciones de desarrollo rural/agrario (dirigidas a los agricultores como principales beneficiarios) responden a una lógica distinta de las acciones que componen el desarrollo rural/territorial (destinadas a la población rural en su conjunto, esté o no vinculada a la actividad agraria), abriendo la puerta para que en el futuro estas últimas se trasladen a las políticas de cohesión. También parece reconocer con ello la Comisión que el futuro de las áreas rurales pasa por promover su interacción con el medio urbano, y parece también admitir que este tipo de acciones no pueden financiarse con los recursos cada vez más escasos de la PAC.

Por eso, consideramos interesante y positivo que la Comisión haya apostado por implicar en la financiación de estas acciones a los demás fondos estructurales y de cohesión. Se hace por tanto, una clara distinción entre «desarrollo rural agrario» (centrado en la actividad agraria como motor de desarrollo y dirigido a los agricultores) y «desarrollo rural territorial» (centrado en la diversificación de actividades y dirigido a la población rural en su conjunto). Se determina, además, que el desarrollo rural/agrario continúe siendo financiado por el presupuesto de la PAC a través de las acciones del segundo pilar, pero que las acciones de desarrollo rural/territorial sean financiadas por una combinación de fondos estructurales (FEDER, FSE…), utilizándose para su implementación la figura de los «contratos de partenariado» (una especie de reactivación de los antiguos «contratos territoriales»).

En definitiva, el proyecto de reforma supone reorientar los principios de la PAC en la dirección de una política no sectorial, sino territorial, donde la agricultura es recompensada económicamente en la medida en que contribuye a la prestación de bienes públicos, tanto en el ámbito de la producción, como en el ámbito de la preservación del medio ambiente y de la lucha contra los efectos del cambio climático, así como en el ámbito de la cohesión social y económica de los territorios rurales.

5. La reforma de la política de cohesión

La Comisión concreta su propuesta en la COM (2011)-500 de 29 de junio, declarando que «el objetivo principal de la política de cohesión es contribuir a reducir las disparidades económicas, sociales y territoriales que aún existen entre las regiones europeas», y advierte que «fracasar en el logro de ese objetivo socavaría algunas de las bases fundamentales de la UE (incluyendo el mercado único y la moneda común europea)». Eso explica que, en el proyecto de presupuesto, la política de cohesión sea incluida en el apartado relativo a lo que la Estrategia Europa 2020 denomina crecimiento *inteligente* e *integrador* (mientras que la PAC se incluye en el apartado del crecimiento *sostenible*).

La Comisión Europea afirma con rotundidad que, sin la política de cohesión, habrían aumentado las disparidades sociales y económicas entre las regiones europeas. No obstante, la Comisión Europea reconoce ciertas debilidades en la política de cohesión tal como se ha venido aplicando hasta ahora en la UE, y por ese motivo plantea la necesidad de su reforma. Señalando entre esas debilidades su dispersión y el bajo nivel de eficiencia alcanzado en la utilización de los recursos asignados, la COM (2010)-642 aboga por articular mejor las acciones de cohesión emprendidas por los distintos Estados miembros, de tal modo que se pueda facilitar la coordinación entre el interés general de la UE y los objetivos nacionales y regionales. Solo de ese modo, señala la Comisión Europea, «la política de cohesión podrá ser uno de los motores del crecimiento económico en la UE, contribuyendo también a la resolución de algunos grandes desafíos, como el envejecimiento de la población o la lucha contra los efectos del cambio climático».

En este sentido, la Comisión Europea reconoce que no siempre los resultados de esta política han estado acompasados con las prioridades de la UE al haberse impuesto los intereses nacionales o regionales sobre los del conjunto de la Unión. Por ello, al igual que en la propuesta de reforma de la PAC, propone una nueva programación estratégica, basada en un «marco estratégico común» que, elaborado por la propia Comisión Europea, recoja los objetivos de la Estrategia Europa 2020 en materia de inversiones, utilizando como fuentes de financiación los distintos fondos europeos (FEDER, FSE, FEADER, FEMP y fondos de cohesión).

Dentro de ese marco estratégico común, y de acuerdo con sus líneas directrices, la Comisión Europea propone establecer con cada Estado miembro lo que denomina «contratos de partenariado para el desarrollo y la inversión»,

donde se fijarían las correspondientes prioridades en materia de inversión, así como los objetivos a alcanzar y las aportaciones comunitarias y nacionales necesarias para cofinanciar las distintas acciones. Incluso se prevé que dichos *contratos* puedan extenderse a otras políticas (como la agraria) y a otros instrumentos de financiación, abriendo así la puerta a una concepción amplia de la cohesión, basada en la coordinación entre políticas y fondos. Tales *contratos* serían el resultado de un proceso de negociación (entre la Comisión Europea y los gobiernos de los Estados miembros) sobre la estrategia de desarrollo presentada por cada gobierno en su correspondiente programa nacional de desarrollo, especificándose en dichos contratos el modo de coordinar los distintos fondos de la UE a escala nacional o regional. La aplicación y puesta en marcha de esos contratos se haría mediante «programas operativos», entendidos como los verdaderos instrumentos de gestión a nivel de cada territorio.

Con esa nueva programación estratégica, la Comisión Europea pretende mejorar la eficiencia de los recursos utilizados en la política de cohesión concentrándolos en un conjunto de prioridades bien seleccionadas, ya sea en ámbitos de interés general de la UE (buscando el «valor añadido europeo» de que se habla en la Estrategia Europa 2020), ya sea en ámbitos de interés más específico de los distintos territorios.

Más allá de los temas relativos a la programación, la propuesta de reforma presenta también avances importantes en las medidas de cohesión que merecen ser comentados. En primer lugar, cabe destacar la ampliación del campo de acción de la política de cohesión, al incluir actividades tales como el fomento del transporte y la movilidad sostenibles, el ahorro energético, el desarrollo local, la educación y formación permanente, la extensión de la banda ancha de las telecomunicaciones, la lucha contra el cambio climático… respondiendo a los desafíos ya planteados en el Libro Verde de la Cohesión Territorial (2008).

En segundo lugar, y en lo que se refiere al objetivo de reforzar el sistema de gobernanza, un avance también significativo de la COM (2010)-642 es el hecho de añadir la dimensión territorial a las clásicas dimensiones económicas y sociales de la política de cohesión. En sintonía con este nuevo modo de abordar la política de cohesión, la Comisión Europea abre su punto de visión al reconocer el papel relevante que desempeñan las zonas urbanas en tanto que motores del crecimiento y centros de creatividad e innovación, y al plantear, al mismo tiempo, la necesidad de poner el acento en pueblos y territorios con funciones específicas, así como en áreas con hándicaps geográficos o con

problemas demográficos singulares, propiciando que la política de cohesión pueda financiar también programas destinados al desarrollo de los territorios rurales. Además, se afirma de un modo claro en la mencionada COM (2010)-642 que «la cohesión territorial implica también intensificar los lazos entre los medios rural y urbano desde el punto de vista del acceso a infraestructuras y servicios de calidad».

En tercer lugar, cabe mencionar como un avance significativo de la propuesta el hecho de plantear que los «programas operativos» puedan ser definidos y gestionados a nivel de cada territorio y con la participación directa de las poblaciones locales, situando con ello a esta política en la senda de la metodología LEADER que tanto éxito ha tenido en la aplicación de los programas de desarrollo rural. En sintonía con todo ello, la Comisión Europea plantea la necesidad de dar más espacio al desarrollo local en la política de cohesión, promoviendo la innovación social, elaborando estrategias innovadoras en materia de gobernanza o definiendo programas de desarrollo y dinamización de los territorios más desfavorecidos, todo ello mediante una estrecha coordinación con las políticas de desarrollo rural.

En cuarto lugar, y en lo que respecta al modo de organizar la distribución de los recursos de la política de cohesión, destaca el hecho de que las ayudas se calcularían como hasta ahora, es decir, en función de los niveles de desarrollo económico (PIB por habitante) de cada región, lo que permitiría seguir diferenciando entre regiones más desarrolladas («regiones competitivas» en la terminología utilizada en la política de cohesión) y menos desarrolladas («regiones de convergencia»). No obstante, y este es un avance significativo, la Comisión Europea propone una categoría intermedia entre ambas (las llama «regiones de transición») para que el paso de ser beneficiaria de la política de cohesión a dejar de serlo no sea tan drástico, incluyendo en dicha categoría las regiones con un PIB por habitante entre el 75 % y el 90 % de la media de la UE. Dado que el propósito de la Comisión Europea es que las «regiones de transición» pasen a ser «regiones competitivas» en el próximo período de financiación, establece algunas prioridades en materia de inversión para estas regiones, tales como la de impulsar proyectos de eficiencia energética, de energías renovables, y de competitividad e innovación en las pequeñas y medianas empresas (incluidas las agrícolas y ganaderas).

En quinto lugar, la Comisión Europea es sensible a las actuales restricciones económicas y propone nuevas vías de financiación de la política de cohesión que permitan superar su actual dependencia respecto del restringido

marco de las subvenciones con cargo al presupuesto de la UE. En este sentido, se propone la búsqueda de nuevas formas de partenariado público-privado que permitan a los Estados miembros aumentar en períodos recesivos como el actual su capacidad de inversión en los territorios.

Asimismo, la Comisión Europea tiene en cuenta ese contexto de crisis (con sus efectos en las elevadas tasas de desempleo y los altos niveles de pobreza en algunas regiones europeas) al señalar que la UE debe emprender acciones para afrontarla, complementando las habituales políticas de inversión en infraestructuras con medidas destinadas al mercado de trabajo, la educación, la inclusión social, la formación profesional, la eficiencia organizativa de las empresas y la adaptación de los trabajadores y los empresarios al actual entorno cambiante. En este sentido, la Comisión Europea asigna un papel fundamental al Fondo Social Europeo, garantizándole, al menos, el 25 % del presupuesto previsto para financiar el conjunto de la política de cohesión y planteando, además, que sus acciones sean complementadas con iniciativas comunitarias (tales como la iniciativa PROGRESS y la red EURES) para la creación de empleo.

Cabe hablar, en definitiva, de una propuesta de reforma con destacadas novedades en todo lo relacionado con la incorporación de la dimensión territorial, con la apelación a la sociedad civil y con la consideración de una metodología ascendente y participativa a la hora de definir y aplicar los programas de desarrollo en cada territorio, así como en lo relacionado con la apuesta por una mayor interacción rural-urbana y la búsqueda de fórmulas de partenariado público-privado para la financiación de las políticas de cohesión.

6. Hacia un nuevo sistema de *gobernanza* en los territorios rurales europeos

De los reglamentos en curso saldrá un nuevo modelo de política agraria, rural y de cohesión en la UE, que tendrá efectos en las diversas políticas nacionales y que generará un nuevo sistema de gobernanza en los territorios. Sea como fuere, en el nuevo escenario del período 2014-2020, la población que reside en el medio rural y las actividades desarrolladas por ella, continuarán siendo un elemento fundamental de vertebración social y económica de los territorios, especialmente de los menos desarrollados de la UE. Por ello, continuará siendo prioritario garantizar unas condiciones de vida dignas para

la población rural, creando en el medio rural las infraestructuras y servicios necesarios para que se puedan desarrollar iniciativas de desarrollo y promoviendo los intercambios económicos y sociales con el mundo urbano.

Es evidente que el bienestar de la población dependerá de la combinación de diversas acciones: unas, procedentes de la iniciativa privada (basadas en sectores tradicionales o en sectores nuevos; en recursos endógenos o exógenos…); otras, de la iniciativa pública (políticas sectoriales, políticas horizontales, inversiones en infraestructuras…), y otras, mediante fórmulas mixtas de partenariado público-privado. En ese contexto tendrá que definirse un nuevo sistema de gobernanza en los territorios rurales, que supere el que hasta ahora ha sido la base de las dispersas políticas agrarias, rurales y de cohesión.

Cada política había inducido su propio sistema de gobernanza y gestionado sus propios fondos, generando en el territorio disputas entre ellos y provocando fenómenos de *cierre* y *exclusión* dentro de cada sistema. La PAC había generado, por ejemplo, un sistema de gobernanza basado en el predominio de la representación corporativa a través de las organizaciones profesionales en un marco de interlocución privilegiada con los departamentos públicos de agricultura. Ese sistema estaba en sintonía con un modo agrarista de entender los asuntos relacionados con la agricultura, pero que no es ya compatible con las nuevas formas de comprender las implicaciones económicas, sociales, ambientales y territoriales de la actividad agraria, ni con la necesidad de abrir el sistema de gobernanza a nuevos actores públicos y privados (productores, consumidores, ambientalistas, industrias…). Asimismo, la iniciativa LEADER había creado su propio sistema de gobernanza (ascendente y participativo), a través de los «grupos de acción local», que, en no pocas ocasiones, competían con la red de gobernanza de las políticas activas de empleo financiadas por el FSE. Por su parte, vinculada a la política europea de espacios naturales, y en particular a la red Natura 2000, había surgido otro sistema de gobernanza que, respondiendo a un lógica ambientalista y territorial, entraba en colisión con la red de representación agraria.

En definitiva, han coexistido diversos sistemas de gobernanza, regulados por lógicas diferentes de representación no siempre caracterizadas por la eficiencia. De ahí que, en el marco de la reformulación de las políticas de desarrollo rural y de cohesión, se pretende encontrar una síntesis entre las estrategias descendentes (*top-down*) (basadas en políticas orientadas a la creación de infraestructuras y equipamientos) y las ascendentes (*bottom-up*) (protagonizadas por la población rural a través de sus grupos y asociaciones, o

bien canalizadas mediante el impulso de las instituciones públicas o privadas presentes en el territorio), y en consecuencia avanzar, dentro de lo posible, en la integración de los distintos sistemas de gobernanza y en el aprovechamiento de todos los recursos disponibles en el medio rural (tanto productivos, como humanos e institucionales).

Esto explica que, cuando se analizan los actuales procesos de desarrollo y cohesión de las áreas rurales, no solo se le preste atención al tema de la movilización de los recursos endógenos (tanto del capital productivo, como del capital humano), sino también al papel desempeñado por las instituciones (políticas, económicas, administrativas, financieras, educativas, medios de comunicación…) en el apoyo de las iniciativas emprendedoras. También se enfatiza la importancia del tejido asociativo en el medio rural, ya que se tiene el convencimiento de que la capacidad y voluntad de la población de un determinado territorio de cooperar en torno a un proyecto común, es un elemento fundamental para utilizar adecuadamente los recursos disponibles y para aprovechar las oportunidades que generan las políticas públicas destinadas al desarrollo rural.

Todos son aspectos a tener en cuenta, ya que cada uno de ellos, bien de forma conjunta o bien por separado, desempeña un papel importante en el éxito o fracaso de las iniciativas de desarrollo. En efecto, disponer de buenos recursos productivos e infraestructuras, y de un capital humano bien formado e instruido, son elementos fundamentales en el desarrollo de un área rural, pero también lo es que exista una red de grupos e instituciones bien extendida y asentada en el territorio. Sin embargo, la evidencia empírica nos dice que lo verdaderamente importante a la hora de explicar el éxito de los procesos de desarrollo en áreas rurales con similares recursos humanos y productivos, es la existencia de una buena interacción entre las distintas instituciones y los diversos agentes sociales y económicos implicados en el territorio, es decir, un buen sistema de «gobernanza» (Moyano, 2009).

Con ello se quiere señalar que, sin una buena gestión (gobernación) de los recursos existentes, sin una buena canalización de las iniciativas públicas y privadas y sin una adecuada integración de los impulsos individuales en pro de un interés común que trascienda el ámbito de los intereses particulares, todo es más difícil en materia de desarrollo de los territorios rurales. Sin duda que en esas áreas podrán surgir loables iniciativas individuales gracias al espíritu emprendedor de algunos de sus ciudadanos, pero la realidad nos dice que sin

un adecuado sistema de gobernanza que integre tales iniciativas en un proyecto que trascienda los intereses particulares, esos esfuerzos acaban teniendo resultados poco significativos en el desarrollo de la comunidad.

Hablar de «gobernanza» del medio rural exige, por tanto, incluir todas estas nuevas cuestiones, ya que son las que marcan las nuevas líneas de desigualdad social en el mundo de hoy. Sin reducir la desigualdad generada por estos nuevos sistemas en el acceso a las oportunidades del mundo global, la cohesión y el desarrollo territorial se encontrará con serios obstáculos para tener éxito en los objetivos que se propone, que no son otros que el bienestar de la población que reside en el medio rural.

7. Conclusiones

Los territorios menos desarrollados de la UE necesitan de la convergencia e integración de las diversas políticas que, bajo el objetivo directo o indirecto, de la cohesión, se aplican de forma dispersa y sin mucha coordinación en el medio rural (políticas agrarias y rurales, políticas activas de empleo, políticas de espacios naturales, políticas de ordenación del territorio…) Las experiencias de coordinación entre dichas políticas no han tenido éxito debido a las dificultades de hacer converger lógicas ascendentes y descendentes y de poner en común inercias administrativas, así como a las propias dinámicas particularistas/corporativas insertas en ellas.

La insatisfacción de esas experiencias es lo que ha llevado a la Comisión Europea a presentar un ambicioso proyecto de reforma de las políticas rurales y de cohesión, en el que propone integrar sus acciones en un Marco Estratégico Común, sometiéndolos a un riguroso proceso de programación donde se valore la contribución real de cada una de ellas al logro de los objetivos de la Estrategia Europa 2020 y, en concreto, al crecimiento inteligente, sostenible e integrador del que se habla en dicha documento. Estamos ante el final de un período en el que las políticas europeas se formulaban como políticas sectoriales, inconexas unas de otras, y financiadas con sus propios fondos, y ante el comienzo de una nueva forma de abordar el desarrollo y la cohesión social y económica de los territorios rurales europeos, donde todas las políticas (incluida la agraria) tienen que contribuir a ese objetivo, pero no por separado, sino integradas en un proceso de programación estratégica.

Tras varias décadas de políticas agrarias, rurales y de cohesión en la UE, lo que subyace en el fondo es la convicción de que los recursos destinados a la financiación de estas políticas no han alcanzado las metas que necesita la Unión para afrontar los importantes desafíos del futuro. Se percibe que no basta con invertir en grandes infraestructuras y equipamientos si esas inversiones no van acompañadas de medidas que promuevan el acceso de la población local al mercado de trabajo y mejoren la calidad del capital humano en formación educativa e instrucción profesional, o si no se complementan con políticas que impulsen el desarrollo de sectores productivos en los territorios. Se percibe también que no basta tampoco con aplicar políticas de tipo sectorial que solo ayudan a desarrollar el entorno productivo del sector al que van dirigidas, pero que no contribuyen a promover el equilibrio social y económico del territorio.

En definitiva, y como indicó recientemente uno de los autores de este trabajo, «sin la necesaria integración entre las políticas agrarias, rurales y de cohesión, las grandes infraestructuras generadas en el medio rural solo serán utilizadas por la población local como vías de salida para buscar en otros territorios las oportunidades que no encuentran en el suyo» (Moyano, 2009).

Pero esa interrelación de políticas debiera ir acompañada de un proceso paralelo de integración de los distintos sistemas de gobernanza que permita el mejor aprovechamiento posible de todos los recursos disponibles en el medio rural (tanto productivos, como humanos e institucionales) y que vehicule la coordinación necesaria entre actores colectivos e institucionales (públicos y privados). Sin esa coordinación, los programas de desarrollo y la variedad de actuaciones dirigidas al territorio tendrán mayores dificultades para alcanzar los objetivos que persiguen. El reto, por tanto, es convertir la inevitable conflictividad «suma cero» que se produce en todo territorio por el acceso a los recursos, en una conflictividad de «suma positiva», donde los intereses particulares puedan conciliarse en pro de un interés general para el conjunto de la comunidad.

Referencias bibliográficas

Camarero, L. (1997). «Pautas demográficas y espaciales de las transformaciones del medio rural: ruralidad y agricultura». En Gómez Benito, C. y González Rodríguez, J.J. (Eds.): *Agricultura y sociedad en la España contemporánea*. CIS y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Camarero, L., Cruz, F., González, M., del Pino, J.A., Oliva, J. y Sampedro, R. (Ed.) (2009). *La población rural de España. De los desequilibrios a la sostenibilidad social*. Colección Estudios Sociales, nº 27. Fundación «La Caixa», Barcelona.

Comisión Europea (2008). *Libro Verde sobre la cohesión territorial. Convertir la diversidad territorial en un punto fuerte*, SEC (2008) 2550, Bruselas.

Comisión Europea (2010). *Conclusiones del V Informe sobre cohesión económica, social y territorial: el futuro de la política de Cohesión*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo, al Comité de las Regiones y al Banco Europeo de Inversiones, COM (2010) 642 final, Bruselas.

Comisión Europea (2010). *La PAC en el horizonte de 2020: Responder a los restos futuros en el ámbito territorial, de los recursos naturales y alimentario*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, Bruselas, COM (2010) 672/5.

Comisión Europea (2011). *Agenda Territorial de la Unión Europea 2020. Hacia una Europa integradora, inteligente y sostenible de regiones diversas*. Reunión ministerial de ministros responsables de ordenación del territorio y desarrollo territorial. Gödölló (Hungría), 19 de Noviembre de 2011.

Comisión Europea (2011). *Un presupuesto para Europa 2020*, Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones, Bruselas, COM (2011) 500 final.

Esparcia Pérez, J. y Escribano Pizarro, J. (2012). «La dimensión territorial en la programación comunitaria y el nuevo marco de políticas públicas: desarrollo rural territorial, reforma de la PAC y nuevo LEADER». *Anales de Geografía*, 32(2): 227-252.

Foro IESA (2009). *Del desarrollo rural al desarrollo territorial. Reflexiones a partir de la experiencia española*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

IESA, Instituto de Estudios Sociales Avanzados (2009). *Agrobarómetro de Andalucia-2009. Informes y Monografías, E-0932*. IESA-CSIC, Córdoba.

López Casero, F. (1989). *La agrociudad mediterránea*: *Estructuras sociales y procesos de desarrollo*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Moyano Estrada, E. (2009). «Capital social, gobernanza y desarrollo rural». *Ambienta,* 88: 23-34.

Reglamento (CE) 1698/2005 del Consejo, de 20 de Septiembre de 2005, relativo a la ayuda al desarrollo rural a través del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), Diario Oficial de la Unión Europea (L277), de 20 de Octubre de 2005.

Rivera Escribano, M.J. (2009). «La neorruralidad y sus significados. El caso de Navarra». *Revista Internacional de Sociología*, 67: 413-433.

Special Eurobarometer 336/Wave 72.5 (2010). *Europeans, Agriculture and the Common Agricultural Policy*. European Opinion Research Group, Brussels.

III. El reto de la sostenibilidad agraria

La PAC y la sostenibilidad de la agricultura europea en la era global

Albert Massot Martí
Parlamento Europeo

1. Introducción

1.1. La PAC y la sostenibilidad agraria

La *sostenibilidad agraria* ha sido definida como un sistema integrado de producción (vegetal y animal) capaz de satisfacer a largo plazo y simultáneamente las necesidades alimentarias de la población, proteger la biodiversidad y los ecosistemas, fomentar la utilización eficiente de los recursos no renovables, dar viabilidad económica a las explotaciones y mejorar la calidad de vida de los agricultores, de las zonas rurales y de la sociedad en su conjunto (NAS, 2010: 4). Constituye una noción polivalente y de naturaleza política, a concretar en función de los factores estructurales y las prioridades que concurran en un cuerpo social determinado: *socio-económicos* (seguridad alimentaria, economía del bienestar, viabilidad de las explotaciones), *medioambientales* (protección de los recursos naturales y la biodiversidad) y *territoriales* (desarrollo rural). No nos detendremos en desentrañar sus términos, objeto de otros capítulos.

Aquí y ahora lo que interesa constatar es que, en sus inicios, la Política Agraria Común (PAC) se atenía tan solo parcialmente a la noción de sostenibilidad agraria. Su diseño original respondía a la penuria alimentaria de la post-guerra, a las características particulares de la actividad agraria y, en fin, al interés público por atajar los fallos de los mercados agrarios y combatir la inestabilidad sistémica de las rentas agrarias y de los precios de los alimentos. El resultado fue una política agraria con un *fuerte sesgo productivista*. Basta leer los objetivos enunciados en el Artículo 39 del Tratado de Roma para corroborarlo.

Es bien sabido que en sus 50 años de vida estos objetivos nunca han sido modificados. Y, sin embargo, qué duda cabe, los mecanismos de la PAC se han ido transformando al calor de las sucesivas adhesiones y de la consolidación del proyecto de integración. Lentamente, a golpe de reforma y de la mano de la legislación secundaria, la PAC ha mutado su sesgo productivista inicial

por un *enfoque multifuncional*, donde ya hoy encuentran simultáneamente acomodo mecanismos a favor de la *sostenibilidad socio-económica, medioambiental y territorial*. Esta evolución ha sido refrendada con la incorporación formal en los Tratados del *principio de desarrollo sostenible*, hasta el punto que ha devenido una guía de la actuación supranacional de carácter transversal, a aplicar por el conjunto de políticas comunes (Massot, 2010: 19)[1]. Su más reciente exponente lo tenemos en la llamada *Estrategia Europa 2020*[2], adoptada a modo de marco para la acción pública supranacional en favor de un crecimiento inteligente, *sostenible* e inclusivo, bajo cuyo manto tendrá cabida la nueva PAC post-2013.

Ciertamente, el equilibrio entre los diversos componentes de la sostenibilidad agraria está lejos de ser pacífico, y a cada reforma de la PAC reaparecen los debates sobre cuáles de ellos hay que priorizar, así como sobre la forma de instrumentarlos y a quién ha de atribuirse la responsabilidad de su gestión. No perdamos de vista que la UE encarna un *sistema político multi-nivel* que implica una distribución de competencias entre las instituciones europeas y las instancias internas (nacionales o regionales).

Por otro lado, tras la desaparición de los bloques, asistimos a una inserción creciente (aunque desigual) de las economías nacionales en los mercados mundiales. Este proceso de *globalización económica* comporta una verdadera metamorfosis de los mercados agrarios y, de soslayo, la génesis de una nueva *gobernanza mundial*. El *institucionalismo internacional agrario* está consolidándose desde los años 90. Las agencias de las Naciones Unidas (FAO, UNCTAD, PNUMA), la OCDE, el Banco Mundial e, incluso, el G-20, conforman ya hoy una miríada de *organismos intergubernamentales* que, con sus luces y sus sombras, se van haciendo eco de los desafíos ligados a la sostenibilidad agraria mundial. Su última manifestación sería la *Conferencia de las Naciones Unidas sobre el desarrollo sostenible* de junio de 2012 que tuvo lugar en Río, como continuación de la Cumbre de la Tierra de 1992[3].

En paralelo, se asiste al desarrollo del *multilateralismo* comercial y medioambiental, que aporta un marco disciplinario para las reformas de las políticas agrarias. En su virtud, a partir de la entrada en vigor del *Acuerdo Agrícola de la OMC*, la PAC está embarcada en un proceso de *adaptación de sus mecanis-*

[1] Véanse los Tratados consolidados de la Unión Europea (TUE) y de Funcionamiento de la UE (TFUE) (DO C 83 de 30.3.2010): Párrafo 9 del Preámbulo, Artículo 3.3 y Artículo 21.2.d del TUE y Artículo 11 del TFUE.
[2] Véase en http://ec.europa.eu/europe2020/index_en.htm.
[3] Las Cumbres de la Tierra han servido a su vez como catalizadores de un amplio elenco de acuerdos medioambientales (el Convenio sobre Diversidad Biológica, la Convención de las Naciones Unidas de lucha contra la desertificación o la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, entre otros).

mos de apoyo y regulación (Massot, 2012: 17 y 22), aún inacabado y que, en principio, debería proseguir en la Ronda de Doha[4]. Por su lado, el *Protocolo de Kyoto* dio el pistoletazo de salida a la integración en las políticas agrarias de los requerimientos de la lucha contra el calentamiento global, hoy plasmada en la *Plataforma de Acción Mejorada de Durban*.

Todo ello no hace sino confirmar la entrada de la agricultura en la era global y, como resultado, la reflexión sobre la sostenibilidad adquiere una nueva dimensión.

1.2. La sostenibilidad agraria en la era global y del cambio climático

A raíz de la globalización se cuestiona cada vez más si el sistema agrario mundial será capaz de garantizar el derecho a la alimentación (acceso a un adecuado aporte energético en kilocalorías) a una población en continuo ascenso, mayor renta per cápita y nuevos hábitos y dietas (reto de *sostenibilidad económica* o, si se prefiere, de *seguridad alimentaria*[5]). Si, en un contexto de cambio climático, dispondremos de tierras, agua y energía suficientes para conseguir este objetivo (reto de *sostenibilidad medioambiental*). O, en fin, si el reparto geográfico de la producción y la disponibilidad de sus factores (recursos físicos, insumos, capital humano, financiación y tecnología) podrán asegurar el desarrollo económico a todos los Continentes y en particular a las zonas rurales (reto de *sostenibilidad territorial*).

Algunos medios académicos son pesimistas al respecto y llegan incluso a vaticinar el paso de una *era de la abundancia* a otra *de la escasez* (Freibauer *et al.*, 2011; Paillard *et al.*, 2010). Aducen como prueba la inusitada *alza de los precios agrarios internacionales* registrada desde principios de este siglo y su correlato, su extrema *volatilidad*, más allá de las normales fluctuaciones derivadas de los fundamentales de la oferta y demanda. Para los augures de la *era de la escasez* seríamos testigos de una ruptura de las tendencias existentes desde 1870[6], caracterizadas por un aumento constante de la productividad y

[4] Sobre los efectos en la PAC del Acuerdo Agrícola firmado en Marrakech, así como el estado de las negociaciones agrarias de Doha, véanse, entre las obras recientes: Gide *et al.* (2009), Daugbjerg y Swinbank (2009), Smith (2009), Orden *et al.* (2011) y Swinbank (2012).

[5] La *seguridad alimentaria* fue definida en la Cumbre Mundial sobre la Alimentación de 1996 como el estado en el que «todas las personas tienen en todo momento acceso físico, social y económico a suficientes alimentos inocuos y nutritivos que satisfagan sus necesidades dietéticas y sus preferencias alimentarias para desarrollar una vida activa y sana». Sobre el término y su alcance, véase Simón (2009).

[6] Tendencias que Cochrane, en 1958 y 1979, calificó de '*Agricultural Treadmill*'. Para más detalles sobre esta noción, véase la última edición de su historia de la agricultura norteamericana (Cochrane, 1993: 427 y ss.). Sobre el fin de la *Agricultural Treadmill*, véase Von Witzke *et al.* (2008: Capítulo 3.1).

la producción agrarias por encima de la demanda solvente y el estancamiento y/o permanente declive de los precios agrarios mundiales (FAO, 2008: 118).

Ciertamente, el *Índice de la FAO para los precios de los alimentos*[7] da cuenta cómo estos se duplicaron de 2002 a 2012. Numerosos organismos han confirmado que esta situación no es coyuntural (OECD-FAO, 2012: 27 y ss.; IFPRI, 2012: 2 y 15) y se ve agudizada por el cambio climático y las cada vez más frecuentes catástrofes naturales (IFPRI, 2012: 24 y ss.). La propia Comisión Europea estima que los precios de la próxima década podrían situarse entre un 10 y un 30 % por encima de los registrados entre los años 1990 y 2000 (CE, 2012c).

Esta senda alcista se tradujo en la crisis alimentaria de 2007/2008, seguida por una extraordinaria *volatilidad* en los precios con *dos crestas*, a mediados de 2008 y a inicios de 2011, momento en que se alcanzó un máximo histórico (238 puntos sobre el período de referencia, 2002/2004). Entre ambos episodios se sucedieron *dos fuertes recaídas,* durante el segundo semestre de 2008 y la primera mitad de 2009, y de mediados de 2011 hasta junio de 2012, al compás de la desaceleración en la economía mundial. Durante el segundo semestre de 2012 los precios se estabilizaron para luego entrar en un lento declive. Como resultado, en enero de 2013 los precios agrarios se situaban prácticamente al mismo nivel que en enero de 2012, si bien aún doblaban a los de referencia (209,8 puntos).

Se ha escrito mucho sobre las *causas de la explosión en los precios* así como de su *alta volatilidad*[8]. Existe un acuerdo general sobre como ambos fenómenos engloban *múltiples componentes,* a modo de las *matrioskas* rusas (OECD-FAO, 2011: 11-12; CE, 2012c: 59 y ss.; IFPRI, 2012: 17 y ss.; Troester, 2012: 7-8; CCFAS, 2012: 8 y ss.; OECD-FAO, 2012: 44 y ss.). Menos consenso hay respecto a la responsabilidad que hay que atribuir a cada factor, si concurren con carácter estructural o coyuntural[9], sobre el papel y/o la capacidad de las autoridades públicas para paliar el fenómeno y, en fin, sobre las *medidas concretas de política agraria* más convenientes, a tomar a nivel doméstico o internacional, con vistas a *prevenir* su recurrencia, *mitigar sus efectos* y, en definitiva, *garantizar la sostenibilidad* de los sistemas agrarios.

[7] http://www.fao.org/worldfoodsituation/wfs-home/foodpricesindex/es/. Sobre la evolución de los precios agrarios pueden consultarse asimismo los «*Market Monitor*» de carácter mensual que publica el AMIS (*Agricultural Market Information System*, www.amis-outlook.org) (§3.1) y los análisis periódicos de la Comisión (http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/markets/foodprices/).

[8] Entre las obras dedicadas específicamente a la volatilidad agraria, pueden citarse: CE (2008), FAO (2009), HM Government (2010), Baffes y Haniotis (2010), CE (2011b: Anexo 5), GOS (2011), OECD (2011), OECD-FAO *et al.* (2011), Assemblée Nationale (2011), Bobenrieth *et al.* (2012), Gilbert (2011a y 2011b) y Troester (2012).

[9] La distinción entre los factores estructurales y coyunturales que afectan a la evolución de los precios agrarios puede encontrarse en CE (2008).

A la luz de tales controversias parece oportuno comentar, siquiera en sus grandes trazos, los principales *parámetros de la agricultura global* a fin de determinar su alcance y el nivel más adecuado de actuación política (apartado 2 del capítulo), como paso previo al análisis de cómo la PAC puede afrontar los desafíos de sostenibilidad (apartado 3).

2. Los principales vectores de la agricultura global

2.1. La demanda de alimentos como base del alza de los precios agrarios

Dos factores están en el origen del aumento de la demanda de alimentos y de la consecuente alza de los precios agrarios: a) el *crecimiento demográfico* (responsable en un 70 % del total del incremento de la demanda previsto hasta 2050); y b) la *mejora de la renta* por habitante (causante del 30 % restante) (Alexandratos *et al.*, 2012: 100).

Pese a reducirse paulatinamente las tasas de crecimiento demográfico respecto al pasado (0,75 % anual entre 2005/07 y 2050, frente al 1,7 % entre 1963 y 2007), la *población mundial* no deja de aumentar y se espera que el planeta pase de los actuales 6.928 millones de habitantes (UNFPA, 2011) a 9.100/9.300 millones en 2050, el 70 % de los cuales vivirían en áreas urbanas. Este crecimiento poblacional viene respaldado por un fuerte *desarrollo económico de los países emergentes* que se plasma en la mejora del nivel de vida de sus ciudadanos y la modificación de sus dietas alimentarias. El consecuente incremento de la *demanda solvente de alimentos* impulsa un mayor consumo de cereales, aceites vegetales, azúcar y producciones animales.

Por el efecto combinado de ambas variables, de aquí al año 2050 se duplicará la demanda de alimentos, fibras, piensos y energía. Sería por consiguiente indispensable aumentar la producción agraria global entre 2005/2007 y 2050 en un 60 % (un 77 % en los países en vías de desarrollo) para garantizar un consumo alimentario superior a las 3.000 kilocalorías por persona y día (OECD-FAO, 2012: 51)[10].

[10] Lo que equivaldría a un incremento de un 15 % de la producción per cápita, correspondiente a una subida de un 11% en calorías por persona. La diferencia entre ambos porcentajes se debe a las mermas y a los efectos del cambio de dietas (con pérdida neta de calorías por la cada vez mayor conversión de producciones vegetales en insumos para la producción de carne) (Alexandratos *et al.*, 2012: 99).

Por otro lado, se impone un análisis dinámico y hay que reconocer que, más allá del horizonte 2050 al que se refieren las principales proyecciones, eclosionan diversos *límites del lado de la demanda* (Alexandratos *et al.*, 2012: 20, 47, 61-64, 100): a) el paulatino *declive de la población mundial* a partir de 2075 (alcanzando un máximo de 9,43 mil millones de habitantes que luego caerían hasta los 9,2 mil millones en 2100), lo que se concretaría en una menor demanda de alimentos (a un ritmo de un 0,6 % anual)[11]; b) el *efecto elasticidad-renta* en el consumo alimentario per cápita a medida que se alcanzan ciertos niveles de ingresos, a aplicar en las economías hoy calificadas como emergentes; y, por último, c) el hecho que, desgraciadamente, no toda la *demanda potencial* a nivel global se convertirá en *demanda efectiva*, a causa de la persistencia del hambre en el mundo.

Tengamos presente que el incremento de la demanda solvente coexiste aún hoy con 868 millones de habitantes que sufren *desnutrición* (FAO, 2012d: 9)[12]. Es cierto que desde los años 90 los índices de desnutrición no han dejado de caer pasando de un 23,2 % de la población mundial en 1990/92 a un 14,9 % en 2010/2012, aunque los progresos se han desacelerado desde la crisis de 2007/2008. De seguir la tendencia, en 2015 se alcanzaría un 12,5 % (FAO, 2012d: 8), por debajo sin embargo del 11,6 % fijado como objetivo en la Cumbre de la Alimentación de 1996 (*Millenium Development Goal*, MDG). En cualquier caso, se puede dar ya por sentado que la desnutrición no se erradicará en 2050, afectando aún al 10 % de la población del planeta (Alexandratos *et al.*, 2012: 40-43).

Como última acotación a nuestro análisis señalemos que no se puede minusvalorar el impacto en los precios de las *pérdidas en la producción agraria* en los países en vías de desarrollo al igual que el *despilfarro en alimentos* (*waste food*) en los países industrializados, que recientes estudios cifran entre un 30 y un 50 % de la producción total disponible para el consumo humano (FAO, 2011b; CTA, 2012; FAO, 2012c; CCFAS, 2012; IMECHE, 2013). Según los cálculos de la Comisión Europea, en la UE el desperdicio alimentario propiamente dicho (excluidas las pérdidas agrarias) equivaldrían a 90 millones de toneladas anuales, equivalentes a 180 kg por persona[13]. A la vista de estas

[11] Desde 2008 las proyecciones demográficas han sido sometidas a periódicas revisiones, siempre a la baja. Frente a algunos pronósticos de la UNFPA que llegaron a apuntar 10.100 millones de personas para finales de este siglo, cada vez parece más evidente que la población mundial se irá estancando a medida que los países se hagan más prósperos y decaiga la tasa de nacimientos (Alexandratos *et al.*, 2012: 19-20).

[12] Sobre la (in)seguridad alimentaria global, véanse Alexandratos *et al.* (2012), CCAFS (2012), EIU (2012), FAO (2012a y 2012d), GOS (2011), Paillard *et al.* (2010) y World Bank (2012a y 2012b). También puede consultarse el número monográfico de la *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* dedicado a «Seguridad alimentaria y desarrollo», coordinado por Eladio Arnalte (2009).

[13] Véase http://ec.europa.eu/food/food/sustainability/index_en.htm.

cifras, un mejor aprovechamiento de los alimentos disponibles por parte de los consumidores y el evitar la destrucción sistemática por las empresas de los desechos permitirían reducir la presión de la demanda sobre los precios y reforzaría la sostenibilidad de la cadena alimentaria.

2.2. La demanda de biocarburantes como nuevo vector de la subida y volatilidad de los precios agrarios

La expansión demográfica y el crecimiento de la renta impulsan también la *demanda agraria para usos no alimentarios*, patente en productos como el algodón, las flores y las plantas, el caucho, los aceites que nutren la química verde, y, sobretodo, los productos destinados a la *bioenergía*. Los análisis de la volatilidad de los mercados (§1.2) constatan la interdependencia entre los precios del *petróleo* y los de las materias primas agrarias, mediante los vasos comunicantes de los *costes* y de los *biocarburantes de primera generación*, fabricados a partir del trigo y del azúcar (bioetanol) o de las oleaginosas (biodiesel) (CE, 2012c: 61; OECD-FAO 2012: 41 y 44). Como resultado, al alimón del ascenso de los precios del petróleo, los biocombustibles se han desarrollado exponencialmente: la producción global de bioetanol se ha duplicado y la de biodiesel se ha quintuplicado desde 2005 hasta hoy (OECD-FAO, 2012: 51).

Las proyecciones más recientes (IEA, 2012) estiman que la demanda de energía crecerá mas de un tercio durante el período 2010/2035. Con este escenario de fondo la producción de biocarburantes podría doblarse de aquí a 2021, absorbiendo porcentajes cada vez mayores de la producción agrícola mundial: 34 % del total de la caña de azúcar, 16 % de los aceites vegetales y 14 % de los cereales secundarios (OECD-FAO, 2012: 87 y ss.)[14]. Los EEUU, que en 2011 reforzaron sus medidas de fomento de los biocombustibles (*Biofuels Market Expansion Act*), consolidarían su liderazgo en *bioetanol* hasta significar el 45 % de la producción mundial en 2021, seguidos por Brasil, el pionero en materia bioenergética, a partir de la caña de azúcar, con el 28 %. Por su parte, la producción de *biodiesel* continuaría siendo liderada por la UE con el 48,5 % del total mundial en 2021 (OECD-FAO, 2012: 33-34).

La explosión de los biocombustibles no se explica sin las *decisiones políticas* que la han cortejado (CE, 2012c: 33; IFPRI, 2012: 50 y 53), de fomento de cultivos, de política energética (porcentajes de mezcla) y de naturaleza fis-

[14] Para una exhaustiva reseña bibliográfica de las políticas de fomento de los biocarburantes y su impacto en los precios agrarios y en los usos de la tierra, véase EP (2013a).

cal (reducción de accisas o de derechos de aduanas). En este sentido incumbe a los poderes públicos de los EEUU y la UE, los mayores consumidores y productores de bioetanol y biodiesel respectivamente, el reorientar sus medidas en favor de los agro-combustibles de primera generación *hacia los biocarburantes de segunda o incluso de tercera generación*, fabricados a partir de la lignocelulosa, las algas, la paja u otros residuos. De no hacerlo, se recrudecerá la competencia por la tierra, el agua y los nutrientes entre los alimentos y las producciones agroenergéticas y las emisiones de efecto invernadero provocadas por el cambio de los usos del suelo tampoco cederán, agravando el cambio climático[15].

2.3. La capacidad de respuesta de la oferta en un contexto de crecientes restricciones medioambientales: la era de la intensificación sostenible

Según la Agencia Internacional de la Energía (IEA, 2012), las *emisiones de gases de efecto invernadero* pueden causar un incremento de la temperatura media del planeta cercano a los 3,6 ºC en 2035, lejos del objetivo comprometido de limitar el calentamiento global a 2 ºC. El *Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático* (IPCC) estima las *emisiones de la actividad agraria* corriente en torno a un 10-12 % del total mundial a causa de la intensificación agraria y los cambios en el uso de la tierra. La agricultura de la UE-27 se sitúa en un porcentaje similar, un 9,8 % del total de sus emisiones, si bien que en franco declive (con una caída desde 1990 de un 22 %) (EEA, 2011). No obstante, el panorama se agrava si se tienen en cuenta las emisiones procedentes de la *deforestación y la conversión de pastos en tierras de cultivo*. Ambas actividades serían responsables de nada menos que un 18 % del total de los gases de efecto invernadero a nivel mundial. Por consiguiente, casi *un tercio de las emisiones totales* tendría hoy un origen agrario (OECD, 2012: 11).

El *calentamiento global* parece hoy por hoy inevitable aún en el caso (improbable) que se redujeran las emisiones de forma drástica. Un verdadero desafío para la producción agraria en la medida que con el cambio de temperaturas se modifican la maduración y los rendimientos de los cultivos, se degrada el estado de los suelos y, en fin, se acrecienta la frecuencia y severidad de los accidentes meteorológicos extremos con los correspondientes *shocks* en la oferta (IFPRI, 2012: 39 y ss.; OECD, 2012: 11; CCFAS, 2012: 11-14). Como efecto adi-

[15] Una evaluación de los resultados de los principales estudios (de IFPRI, JRC, PLB y otros) sobre los efectos de los biocarburantes en el uso de la tierra, los precios y las emisiones de efecto invernadero puede encontrarse en EP (2011). Complementariamente, véanse: Tokgoz *et al.* (2012), EP (2013c) y CGDD (2013).

cional, se desplazan las zonas de cultivo. El impacto puede ser particularmente relevante en el área subsahariana y el sureste asiático (SREX, 2012). En Europa el mayor riesgo se ubica en las cuencas Mediterránea y del Mar Negro.

El cambio climático agudiza si cabe las *restricciones medioambientales* que padece una actividad agraria que depende de unos recursos naturales de por sí escasos. Hoy la agricultura ocupa el 40 % de la superficie terrestre, de la que un 24 % ya sufre diversas formas de *degradación de los suelos* de origen humano (OECD-FAO, 2012: 17, 65; IPFRI, 2012a: 63 y ss.). Asimismo, la actividad agraria consume el 70 % del *agua* de ríos y acuíferos (Alexandratos *et al.*, 2012: 122), en muchas zonas en sobreexplotación. Con 302 millones de hectáreas (16 % de las tierras arables), las zonas de regadío constituyen de hecho la principal base física de la oferta agraria mundial generando hasta un 44 % del total de los cultivos (IMECHE, 2013: 5; Alexandratos *et al.*, 2012: 105 y 120). En este contexto, se estima que los recursos hídricos para la agricultura podrían caer hasta un 40 % en 2050 (OECD-FAO, 2012: 53-54) de proseguir el crecimiento demográfico y la urbanización. *Ceteris paribus*, los requerimientos de agua potable para el consumo humano se multiplicarían entre un 2,5 y un 3,5 (IMECHE, 2013).

En estas condiciones no es sorprendente que *la oferta agraria global ralentice su crecimiento* a la par que *disminuyen los rendimientos* (World Bank, 2007 y 2011; OECD, 2011: 11; OECD-FAO, 2012: 57). Entre 1960 y 1989 la productividad del suelo creció un 4 % anual en términos globales. En la actualidad registra apenas un 1 %, y en la UE se encuentra casi estancada en un 0,6 % (FAO, 2008; Witzke *et al.*, 2008: 20; World Bank, 2011: 14). En este contexto, el incremento medio anual de la producción mundial de aquí a 2021 sería de un 1,7 %, netamente inferior a la tasa registrada en la década precedente (2,6 %), si bien aún superaría el crecimiento demográfico previsto, de un 1,02 % (OECD-FAO, 2012: 26 y 52).

Existe aún margen para la expansión fundiaria a nivel mundial (World Bank, 2011; Alexandratos *et al.*, 2012: 11 y 112) en tanto que la reserva potencial de tierras aptas para el cultivo se cifra en 1.400 millones de hectáreas. Pero la disponibilidad real sería muy inferior si tenemos en cuenta las inversiones precisas para su explotación, su coste medioambiental, las restricciones de cultivos según las zonas y su ubicación geográfica (13 países concentrarían el 60 % de este potencial). Todo lo cual rinde más plausible la apuesta por la intensificación productiva y explica la modesta expansión de superficie arable que se augura de aquí a 2050: en torno a un 5 %, equivalente a 69 millones de

hectáreas netas (OECD-FAO, 2012: 53). En estas circunstancias apenas un 10% del incremento de la producción vegetal adicional que se consiga hasta 2050 provendrá de la extensión de la superficie agraria útil (Alexandratos *et al.*, 2012: 104). De lo que puede deducirse que la oferta alimentaria del futuro, siguiendo la estela de los últimos 50 años, no dependerá tanto de las tierras disponibles como de *la mejora de los rendimientos globales* (OECD-FAO, 2012: 52; IFPRI, 2012: 65; CCAFS, 2012: 13).

En principio existen los potenciales físicos y tecnológicos suficientes para cubrir la demanda alimentaria global (Alexandratos *et al.*, 2012: 19, 37, 61 67 y 99). Pero para que se hagan realidad se requiere una *nueva economía agroalimentaria* (IFPRI, 2012: 15) que: a) dedique los recursos disponibles preferentemente a la producción de alimentos a costa de la fabricación de biocombustibles (Tokgoz *et al.*, 2012: 426); b) garantice unos flujos inversores netos anuales a favor de la agricultura no inferiores a los 83 mil millones de dólares (FAO, 2012b: 38); y c) aumente la productividad de la tierra mediante una *intensificación sostenible* (OECD-FAO, 2012: 66) incentivando las tecnologías y prácticas productivas que maximicen las sinergias con las funciones de los ecosistemas (Litter y Neves, 2011: 57)[16]. En suma, la hipotética *era de la escasez* (§1.2) tiene como alternativa un sistema económico y tecnológico donde converjan producción alimentaria y bienes públicos ambientales. El futuro de la alimentación dependerá de una *agricultura del conocimiento* ligada al desarrollo de una *economía verde* y a la eco-innovación, y ubicada a su vez en el centro mismo de una nueva *bio-economía*.

2.4. La volatilidad de los precios (I): las medidas de ajuste agrario (restricción de exportaciones vs. *existencias de mercancías* vs. stocks *de tierras)*

La variabilidad de los precios agrarios tiene su origen en los diferenciales entre la demanda y la oferta y en la baja elasticidad del consumo alimentario en el corto plazo. Para combatirla se han aplicado tradicionalmente dos enfoques (Galtier *et al.*, 2012: 37-46).

El primero consiste en *reducir los efectos de la volatilidad* sin impedir las fluctuaciones en si mismas. Lo que, desde una *óptica de mercado*, desemboca

[16] Sobre la noción de «*intensificación sostenible*», véanse Royal Society (2009), FAO (2011a), FAO (2011c), IFPRI (2012) y CCFAS (2012). Sobre el papel de los fertilizantes y el equilibrio de nutrientes en los suelos en la garantía de un desarrollo agrario sostenible, véanse JRC (2012b) y CEH (2013).

en apostar por las estrategias de cobertura de riesgo por parte de los productores mediante seguros, fondos mutuales o los mercados de futuros. Desde la *perspectiva de la intervención pública* este primer enfoque privilegia los instrumentos de estabilización de las rentas, bien sea bajo la forma de ayudas directas o de redes de seguridad. El segundo enfoque, por el contrario, se dirige a *estabilizar los precios,* lo que, de nuevo, puede concretarse en dos formatos. La primera opción es *vía el mercado*, fomentando el comercio, la diversificación productiva y comercial, el incremento del valor añadido y la aplicación de prácticas agronómicas más eficientes en el uso de insumos. La segunda modalidad comporta un *intervencionismo público activo* que prima el ajuste de la oferta a la demanda mediante el almacenamiento y/o la regulación de los intercambios.

Hasta la crisis alimentaria de 2007/2008 la literatura económica dominante se inclinaba por las políticas de mitigación de la volatilidad y, sobre todo, rechazaba la intervención pública destinada a estabilizar los precios, bajo la poderosa coartada de la OMC. A partir de entonces se multiplican las voces disonantes, especialmente en lo que se refiere a las políticas más convenientes para los países más pobres en su lucha contra la volatilidad (Galtier *et al.*, 2012; UNCTAD, 2012b). El hecho es que desde 2007/2008 se han prodigado las intervenciones públicas más agresivas, de distinto signo en función de la posición comercial de cada país (IFPRI, 2012: 16; UNCTAD, 2102a: 12-15). Algunos Gobiernos de los países productores han restringido de manera recurrente las exportaciones como reacción instintiva al riesgo de penuria en sus mercados domésticos. En sentido contrario, las autoridades de los países más dependientes de las importaciones han aplicado políticas de almacenamiento a título preventivo. En ambos casos nos encontramos ante respuestas coyunturales, *de índole interna*, que pretenden normalmente afrontar catástrofes climáticas especialmente graves aunque, a la postre, pueden contribuir a la volatilidad global[17].

En este contexto reaparece el debate sobre el *papel de las reservas* frente a las fluctuaciones de precios. Reflexión avivada por la constante *reducción de las existencias agrarias mundiales* registrada en los últimos años. Intuitivamente se puede suponer que la evolución de las reservas ha de tener sus efectos en los precios. No obstante, se ha comprobado que las mayores crestas del trigo, el maíz y el arroz se han dado solo cuando han coincidido con niveles excepcionalmente bajos de *stocks* (Gilbert, 2011a: 13-14). Por otro lado, unas

[17] Existe una amplia literatura sobre los efectos de las restricciones de las exportaciones durante la crisis de 2007 en adelante: Sharma (2011), Abbot (2012), Martin y Anderson (2012) e IFPRI (2012).

existencias reducidas no siempre dan lugar a alzas de precios, de igual modo que un *shock* de producción es necesario pero no suficiente para afectar a los precios (Bobenrieth *et al.*, 2012: 5). Incluso, en el caso del arroz, se ha detectado que las alzas de precios pueden suceder con *stocks* altos (Bobenrieth *et al.*, 2012: 7). En resumen, numerosos factores entran en juego para explicar la volatilidad y los niveles de reservas constituyen uno más y seguramente no el más relevante.

Por otro lado, la desigual distribución de las *tierras aptas para el cultivo* lleva aparejado un nuevo fenómeno global, que complementa (sin sustituir) las políticas de reconstitución de reservas: su acaparamiento (*land grabbing*) por parte de Gobiernos y grandes corporaciones de los países importadores netos de alimentos y los fondos de inversión (IFPRI, 2012; OXFAM, 2012). Los actores de la compra o alquiler de tierras de labor a nivel mundial las justifican por la necesidad de expandir la producción, las transferencias de capital y tecnología, que facilitan la intensificación de tierras hoy poco productivas para los estándares internacionales, y la consecuente mejora de la balanza comercial para los países afectados (Cottula *et al.*, 2009; World Bank, 2011; FAO, 2012b). Sin embargo, tales prácticas tienen sus contrapartidas: implican la expulsión del pequeño campesinado y, al apropiarse de una parte de los mejores recursos de los países receptores en favor de la agricultura de exportación, atentan contra su seguridad alimentaria (UNCTAD, 2012b: 14).

Resulta difícil cuantificar la amplitud real del *land grabbing*, aunque se barajan cifras entre los 80 millones de hectáreas y los 227 millones (GRAIN, 2012). En cualquier caso es un fenómeno global y en expansión que impele a las instituciones internacionales (FAO, Banco Mundial, UNCTAD) a reaccionar. Por otro lado, recientes estudios desvelan cómo el *agua* está padeciendo similares prácticas por parte de las corporaciones alimentarias (Rulli *et al.*, 2013).

2.5. La volatilidad de los precios (II): mercados de commodities *agrarias* vs. *mercados financieros*

Los productos agrarios apenas representan el 9 % del total de los intercambios mundiales de mercancías. No obstante, con la progresiva apertura y desregulación de los mercados y el progreso tecnológico en el transporte y las comunicaciones, los productos agropecuarios ganan peso comercial: el índice de variación interanual del valor de las exportaciones agrarias registró un aumento de un 21 % entre 2010 y 2011, solo superado por los combustibles y

los minerales (OMC, 2012). No es casualidad que la actual expansión de los intercambios se centre en estos tres capítulos. Al fin y al cabo, las materias primas de origen agrario de la era global constituyen simples *commodities,* productos banalizados de rango similar a los metales y los productos energéticos. Los precios de los productos agropecuarios se tornan de esta guisa mucho más sensibles al entorno macroeconómico general, así como a los *shocks* de oferta (teniendo en cuenta que los cada vez más frecuentes *incidentes meteorológicos* pueden restringir notablemente la oferta disponible si afectan en una misma campaña a *producciones muy concentradas* en algunas zonas del planeta).

En este contexto, una característica común a todo tipo de *commodities*, sean metales, energéticas o agrarias, es su *dependencia de los mercados financieros* en la formación de sus precios. Desde los inicios de este siglo se observa que, a causa del exceso de liquidez existente en los mercados de capitales, las inversiones en *commodities* (y sus derivados) constituyen una parte creciente de los portafolios financieros[18]. La progresiva *financiarización* de los productos básicos agrarios no es ajena a la fuerte correlación de las fluctuaciones de sus precios con la del resto de *commodities*, y muy especialmente con los productos energéticos (Baffes y Haniotis, 2010; Troester, 2012; UNCTAD, 2012a; UNCTAD, 2012b; Bicchetti y Maystre, 2012). Ciertamente, las magnitudes de las curvas de los precios son distintas según sean metales, energía o productos agrarios, e incluso entre estos mismos (trigo, maíz, arroz, soja o carne de vacuno) (Troester, 2012: 5). Pero se mueven al mismo compás, lo que no se daba en la década anterior, y a lo que no se encuentra explicación en las dinámicas, diversas, de cada mercado.

Entre marzo de 2006 y diciembre de 2011 la cantidad de transacciones en la Bolsa de Chicago para el maíz, la soja y el trigo blando aumentó un 157 %, un 200 % y un 169 % respectivamente. Lo que es más significativo a nuestros efectos es que tan solo un 2 % de todas estas operaciones de futuros finalizaron con la entrega física de mercancía (IFPRI, 2012: 18), lo que confirma la *posición dominante* que ostentan los *operadores especulativos respecto a los comerciales*. El problema es que las estrategias de estos inversores en futuros agrarios responden menos a la evolución de los fundamentales económicos que a sus necesidades de cobertura de riesgo. Con sus operaciones trasladan sus expectativas de beneficios o pérdidas a los mercados físicos (precios *spot* o al contado). Con ello, *envían señales espurias* a los mercados, *exacerban la*

[18] Los derivados de *commodities* pasaron de menos de 10 mil millones de dólares a finales del siglo pasado a alcanzar el récord de 450 mil millones en abril de 2011, es decir, entre 20 y 30 veces el valor de las producciones físicas (IIF, 2011; UNCTAD, 2012a).

volatilidad de los precios y, en definitiva, contribuyen a una *mala asignación de los recursos* (Assemblée Nationale, 2011: 149; UNCTAD, 2012a).

Si concluimos que la financiación constituye un factor determinante de la evolución de los precios (Bocchetti y Maystre, 2012; Baffes y Haniotis, 2010), deviene cada vez más urgente que las instancias multilaterales y los reguladores internos intervengan en los mercados de *commodities* y sus derivados a fin de restaurar su buen funcionamiento.

2.6. A modo de corolario

El alza y la volatilidad de los precios agrarios son dos fenómenos simultáneos en la era global pero tienen efectos distintos que precisan políticas agrarias adaptadas a los condicionantes concretos (estructurales, medioambientales, financieros e institucionales) para ser combatidos.

Un *ascenso continuado de los precios agrarios* comporta en principio ventajas en términos de generación de empleo y de oportunidades de ingresos para los agricultores que ofertan los productos[19], así como para la industria de insumos. Complementariamente, mejoran los saldos comerciales de los países exportadores netos. No obstante, la escalada de los precios de los alimentos viene acompañada por la subida en paralelo de los precios del petróleo y, de soslayo, de los fertilizantes (OECD-FAO, 2012: 41-42). El resultado final en términos de ingresos agrarios depende pues de su relación con los *costes de producción* y de los logros productivos que puedan aminorar su impacto en cada explotación[20].

Por su parte, la *volatilidad de los precios (y costes)* crea incertidumbre entre los agricultores, dificulta la planificación de producciones e inversiones y pone en peligro la viabilidad de las explotaciones. Además, la volatilidad se retroalimenta en tanto que puede conducir a una reducción de los gastos en insumos a costa de la productividad, a restringir directamente la oferta y/o a dar pie a comportamientos especulativos (IFPRI, 2012: 16-17).

Hay que asumir que el *institucionalismo agrario* es ajeno a la evolución de las principales variables de los mercados globales (crecimiento demográfico,

[19] En la UE la positiva evolución de los precios prevista para la próxima década, sumada a la progresiva caída de activos, en especial en los países del Este, podría comportar un incremento de la renta real neta de un 23,2 % en 2022 respecto al período 2008/2012 (CE, 2012c: 57).

[20] Resulta especialmente preocupante la inflación de origen agrario para los *países más pobres importadores netos* de alimentos teniendo en cuenta que la cesta de la compra de sus hogares representa entre un 60 y un 80 % de sus ingresos (frente al 10-15 % en los países industrializados) (OECD-FAO, 2012: 36). La inflación pone en riesgo su *seguridad alimentaria*, afecta a su *estabilidad política* (véanse las revueltas del hambre tras 2008), y, en fin, atenta contra su *estabilidad macroeconómica* (Galtier *et al.*, 2012: 31).

demanda de las economías emergentes, tipos de cambio, precios de la energía). En este sentido, la incertidumbre ligada a factores externos a la agricultura persistirá. Lo que no quita que se pueda intervenir para *prevenir y mitigar* los riesgos derivados de la volatilidad de precios y costes, del calentamiento global y del agotamiento de los recursos. Teniendo presente que estos se expresarán siempre a nivel local, les corresponde a las *políticas agrarias domésticas* la misión de crear dinámicas que refuercen la *seguridad alimentaria* y *medioambiental* y, en definitiva, garanticen un *desarrollo agrario sostenible*. Con esta perspectiva, en el siguiente apartado comentaremos las *restricciones* que sufre la PAC y limitan su campo de acción para afrontar los desafíos de sostenibilidad y los *instrumentos* de que dispondrá a partir de 2014, una vez entre en vigor su última reforma.

3. La gobernanza de la sostenibilidad en la UE: el papel de la PAC

3.1. Lo que no puede hacer la PAC: sus limitaciones institucionales y financieras

Vista desde fuera la PAC puede dar la impresión que es omnipresente y omnipotente respecto al sistema agroalimentario europeo. Constituye sin duda un marco regulatorio de primer orden para un espacio económico único que ha de integrar una gran diversidad de sistemas agrarios. Aminora asimismo las fluctuaciones de los precios en el seno del primer mercado de consumo del mundo. Y contribuye con sus ayudas a estabilizar los ingresos de los agricultores europeos y a orientarles en pos de un crecimiento más sostenible. Sin embargo, padece *rigideces institucionales* que restringen notablemente su capacidad de actuación.

En primer término, la PAC se ve coartada por *condicionantes exógenos* a ella misma: a) de carácter *presupuestario* (por la vía de los llamados «*marcos financieros plurianuales*», donde se fijan de antemano los montantes máximos de gasto para cada política); b) de orden *comercial*, a tres niveles, multilateral (Acuerdo Agrícola de Marrakech de la OMC), bilateral (acuerdos preferenciales con países terceros) y unilateral (concesiones reconocidas a los países más pobres); y c) de naturaleza *medioambiental*, mediante diferentes acuerdos internacionales y el Protocolo de Kyoto (§1.1). Acorde con tales restricciones financieras y externas, la PAC se ve obligada a excluir opciones instrumentales

que, hipotéticamente, tendría en su mano. En este sentido, los *pagos anticíclicos* al uso en los EEUU tienen difícil encaje dentro de la PAC. Por evidentes razones presupuestarias, en tanto que pueden comportar incrementos inusitados de gasto según las campañas, incompatibles con un presupuesto anual y (hoy) sin margen para la reutilización de los remanentes disponibles. Pero, además, porque la PAC post-OMC ha apostado por la orientación al mercado y estos mecanismos dan señales erróneas a los agricultores, distorsionan la producción y el comercio y van en sentido contrario a los compromisos firmados en Marrakech (Bureau, 2012a y 2012b).

En segundo término, la PAC tampoco puede atajar factores que están en la base de los grandes desafíos agrarios globales (alza y volatilidad de los precios, desnutrición). En ocasiones porque *corresponde a las instancias internacionales* sentar las bases para la acción pública interna. Y en otras porque la PAC ha de respetar la atribución de competencias en el seno de la UE dando por hecho que ha ido *perdiendo el monopolio de regulación del sistema agroalimentario* en favor de otras políticas comunes (mercado interior, cohesión, medio ambiente, cambio climático, competencia, política social, cooperación y desarrollo).

Un primer ámbito típico para el arbitraje internacional es el fenómeno del *land grabbing*, presente incluso dentro del territorio de la Unión (especialmente en los nuevos Estados Miembros del Este europeo) (GRAIN, 2012). En esta línea se están elaborando códigos o estándares para regularlo bajo el sello de *inversiones agrarias responsables* (IAR)[21]. Está por ver su éxito y si, a la postre, no se convertirán en una suerte de pátina legitimadora de todo tipo de inversiones fundiarias.

Otro campo que precisa un acuerdo internacional previo es la constitución de *reservas estratégica*s de granos. En 2011 los Ministros de Agricultura del G-20 se reunieron por primera vez para diseñar un plan de acción capaz de reducir la volatilidad, regular los productos básicos y promover la sostenibilidad agraria. Fruto de ello, se ha instaurado el *Sistema de Información de Mercados Agrarios* (AMIS) y prosigue la reflexión internacional sobre los mecanismos más adecuados para combatir la inseguridad alimentaria, incluidos los *stocks a nivel mundial.* Al respecto, el AMIS se ha lanzado a estudiar los indicadores para medir los niveles adecuados de reservas de granos (*stocks-to-use ratio* o SUR) (Bobenrieth *et al.*, 2012). Subsisten sin embargo muchas dudas sobre la viabilidad de unos acuerdos internacionales para la constitución de existencias globales. Numerosos interrogantes esperan aún una respuesta

[21] World Bank (2012) y UNCTAD (2012b). Véase también http://unctad.org/en/Pages/DIAE/G-20/PRAI.aspx.

por parte del G-20: ¿dónde y cómo constituirlas?, ¿a nivel regional?, ¿por qué organismos?, ¿sobre qué productos?, ¿quién las sufragaría y de qué forma?, y ¿cómo desprenderse de ellas cuando ya no fueran operativas? y, sobre todo, ¿a qué precio?[22]. Gilbert (2011a: 32) se inclina por considerar que serían más simples, eficaces y menos costosas las restricciones en los mercados financieros (§2.5). Pero ahí nos topamos con el segundo factor limitante antes citado, la atribución de competencias que efectúa el Tratado de Funcionamiento de la Unión (TFUE), en virtud de la cual la PAC se ve constreñida a abandonar ciertas intervenciones agrarias en favor de otras políticas comunes.

Sin ir más lejos, la lucha contra la *especulación agro-financiera* ha sido encomendada al Comisario de *Mercado Interior*. Él ha sido el encargado de hacer aprobar, tras largos debates, la reciente regulación de los mercados de derivados con el objetivo de hacerlos más seguros y transparentes, restringiendo las transacciones sobre los productos agrarios de los operadores no comerciales (Paquete Barnier)[23]. La Zona Euro está dando, además, los primeros pasos para la instauración de una tasa a las transacciones financieras[24]. Con tales iniciativas, la UE esta siguiendo al pie de la letra las recomendaciones de la UNCTAD (2012b) a favor de: incrementar la transparencia de los mercados físicos y de futuros facilitando mejores datos de la evolución de los fundamentales y de las posiciones inversoras; introducir tasas a las transacciones más especulativas; y reforzar la regulación de las inversiones, suprimiendo instrumentos, imponiendo límites a las posiciones o restringiendo los movimientos de las instituciones financieras cuando comporten un alto riesgo.

Otro ámbito de intervención ajena a la PAC es el de la lucha contra *el hambre* (§2.1). Ahí la competencia le incumbe al Comisario de *Cooperación y Desarrollo* en coordinación con la FAO y otros organismos internacionales. La PAC circunscribe su actuación a eliminar sus mecanismos de apoyo más dañinos para las agriculturas en desarrollo. Al respecto, la UE se ha comprometido en Doha a abolir sus restituciones a la exportación si el resto de miembros de la OMC aceptan reducir sus mecanismos de apoyo externo, incluida la ayuda alimentaria con fines comerciales. Resaltemos en este punto que la UE nunca ha utilizado la ayuda alimentaria como instrumento de política agraria.

[22] Sobre el discutido papel de las reservas estratégicas, en sus diversos formatos (de emergencia, internacionales, regionales o nacionales): Gilbert (2011a), Galtier *et al.* (2012), IATP (2012) e IFPRI (2012: 21-23).

[23] En agosto de 2012 entró en vigor el Reglamento (UE) 648/2012 sobre los derivados (reglamento «EMIR»). Y en diciembre último, la Comisión adoptó los estándares técnicos aplicables con vistas a complementar el marco básico. En el transcurso de 2013 se espera adoptar el marco de regulación de los actores no comerciales (Reglamento «MiFID») y las reglas de prevención contra abusos de mercado. Sobre el alcance del Paquete Barnier, véase Assemblée Nationale (2011).

[24] Los recursos de esta tasa podrían incluso convertirse, en su totalidad o parcialmente, en un recurso propio de la Unión, tal como propugnó el PE en su Resolución del 13 de marzo de 2013 sobre el Marco Financiero 2014/2020 (P7_TA(2013) 0078, párrafo 12) (§3.2).

Además, una reciente sentencia del Tribunal de Justicia de la UE (T-576/08 de 13.4.2011, Alemania c. Comisión) ha trasferido desde la PAC a la *política social* los programas alimentarios internos en favor de las personas más desfavorecidas[25].

Algo similar sucede con el largo acerbo legislativo *medioambiental,* de conservación de la *biodiversidad* y de *lucha contra el cambio climático* que la UE ha adoptado fuera de la PAC pero que tiene una incidencia directa en el sector agrario[26]. Este conjunto normativo ha de ser imperativamente tenido en cuenta por la PAC en tanto que la protección del medio ambiente y el desarrollo sostenible son objetivos transversales a integrar en todas las políticas comunes (Artículo 11 TFUE). De esta guisa, la PAC ha ido incorporando la sostenibilidad medioambiental en sus actos legislativos básicos (§3.3), fundamentalmente mediante: a) la denominada *eco-condicionalidad* de los pagos directos del primer pilar (fijando requisitos legales y buenas prácticas de obligado cumplimiento para su cobro)[27]; y b) las *ayudas en las zonas Natura 2000* y las *acciones agroambientales* de la política de desarrollo rural o segundo pilar de la PAC[28].

En cuanto al *despilfarro alimentario* (§2.1) es en el marco de la *Estrategia Europa 2020* (§1.1), y, en concreto, dentro del apartado en favor de un *uso más eficiente de los recursos* en general, que la Comisión ha incluido la lucha contra el *waste food*, contando con reducirlo a la mitad en 2020 (CE, 2011a). El segundo pilar de la PAC puede coadyuvar al empeño incentivando mejores técnicas post-cultivo o el compostaje de residuos. Pero el grueso de medidas legislativas escapan a sus atribuciones y dependen del Comisario de *Mercado Interior*: en cuanto al reconocimiento de nuevas tecnologías de *packaging,* al etiquetado, a lotes y dosis de envasado o, en fin, a los estándares estéticos de presentación para frescos[29].

Un último ejemplo de actuación comunitaria al margen de la PAC es el de la regulación de los *biocarburantes* (§2.2), cuya competencia le corresponde al Comisario de *Energía*. En octubre de 2012 la Comisión Europea se hizo

[25] Parece además evidente que en el próximo *Marco Financiero 2014/2020* estos programas contarán con menos recursos. Situación que contrasta con el incremento de la pobreza que provoca la recesión en Europa y la utilización masiva de la ayuda alimentaria por otros países y muy especialmente los EEUU (Bureau, 2012a; ERS, 2012). Por si fuera poco, algunos reputados autores están proponiendo la creación de un marco multilateral para medidas similares a los *SNAP Benefits* (ex *Food Stamps*) norteamericanos (Josling, 2011).

[26] Entre la normativa existente destacan: la Directiva 91/676 de protección de las aguas de los nitratos, la Directiva-marco 2000/60 sobre el agua, la Directiva 2009/128 relativa al uso sostenible de plaguicidas o el Reglamento 614/2007 relativo al Instrumento Financiero LIFE+ (con apartados específicos como el de «protección de la naturaleza y la biodiversidad» donde se concretan las convenciones internacionales y las Directivas 79/409 y 92/43 sobre las aves salvajes y los hábitats naturales, o el programa Natura 2000).

[27] Anexos II y III del Reglamento (CE) 93/2009, DO L 30 de 3.1.2009.

[28] Dentro del Eje 2 de los programas de desarrollo rural (Artículo 38 y 39 del Reglamento (CE) 1698/2005) (§3.2).

[29] Sobre las acciones en curso en la UE contra el desperdicio alimentario, véanse CE, 2012a y 2012b.

eco de las crecientes críticas a los biocombustibles de primera generación por razones de seguridad alimentaria y medioambiental. Un proyecto de Directiva (COM (2012) 595) limita al *5 % el uso de biocombustibles fabricados a partir de cultivos alimentarios* que puedan contabilizarse en el porcentaje del 10% fijado como objetivo de energía renovable para el sector del transporte de la UE de aquí al 2020 por otra Directiva de 2009. Además, se arbitra que a partir de 2020 solo se podrán subvencionar los *biocarburantes de segunda y tercera generación*. Lastimosamente es de temer que la propuesta encuentre fuertes resistencias entre los Estados Miembros productores de cereales y oleaginosas. Por otro lado, se desconoce el impacto de las nuevas medidas. Las simulaciones efectuadas por la Comisión sobre los mercados agrarios en el horizonte 2022 no consideran su propia propuesta (CE, 2012c: 33 y 115). Reconocen, no obstante, que cualquier ralentización de la producción interna de biocombustibles agrarios será suplida por las importaciones (trasladando pues el problema), consolidando su actual posición de compradora neta.

Como conclusión, la PAC no es *la solución única a todos los desafíos de sostenibilidad* que ha de afrontar la agricultura europea en la era global. Lo que no significa que no tenga un papel que jugar. Algunas medidas concretas se encuentran en las ultimas propuestas de reforma de la PAC que hoy se debaten en Bruselas (§3.2 a §3.6). Otras solo son hipotéticamente posibles y quizás aparezcan en una segunda etapa, a partir 2020, llenando los vacíos de los acuerdos que se tomen en 2013 (§4).

3.2. Lo que puede hacer la PAC: las propuestas agrarias y financieras para el período 2014/2020

Desde 1992 la PAC ha vivido dos grandes reformas, siempre bajo la forma de *ciclos bisecuenciales*, con una reforma de partida que marca la pauta (1992 y 2003) y otra que la complementa a modo de apéndice (2000 y 2009) (Massot, 2012: 20). En la actualidad estamos a punto de inaugurar un *tercer ciclo de reformas* que, como en los precedentes, se plasmaría en un binomio diacrónico, con su lanzamiento en 2014 y su conclusión en 2020. De ahí que la reforma, no por casualidad, tenga el apelativo de «PAC 2020»[30].

En octubre de 2011 la Comisión presentó sus *propuestas legislativas* con vistas a su adopción en codecisión por el Consejo y el Parlamento Europeo

[30] No reseñaremos la abundante bibliografía publicada sobre la nueva PAC. Nos remitimos a las referencias citadas en Massot (2012). A título de complemento digamos que el Parlamento Europeo ha publicado numerosos análisis sobre la actual reforma, listados en EP (2012).

en 2013 y su entrada en vigor en enero de 2014 (CE, 2011c). A estas alturas parece imposible que se respete este calendario. Ha de tenerse en cuenta que la nueva PAC requiere para su puesta en marcha de un largo proceso de aplicación tanto a nivel supranacional (actos básicos, actos delegados y actos de ejecución) como interno (redefinición de superficies elegibles y nuevas asignaciones de derechos de pago, nuevos programas rurales plurianuales). Pero, sobre todo, depende de un acuerdo interinstitucional previo sobre el *marco financiero plurianual 2014/2020* que está lejos de concluirse.

El 7 y 8 de febrero últimos el Consejo Europeo alcanzó un acuerdo de principios que extendió la austeridad a ultranza ya vigente en las Haciendas nacionales al Presupuesto de la Unión (Consejo Europeo, 2013). Por vez primera en la historia de la Unión, los Jefes de Estado y de Gobierno osaron reducir el presupuesto comunitario plurianual. En euros constantes (a precios 2011), los créditos disponibles pasaron de 993,6 millardos para el período anterior (2007/2013) (equivalente al 1,12 % del PNB de la UE-27) a 959,9 millardos para una UE a 28 (con Croacia incluida, equivalente al 1 % del PNB), por debajo incluso de la ya humilde propuesta de la Comisión, de 1.033 millardos para la UE-28 (correspondiente al 1,08 % del PNB)[31]. Con tal Presupuesto, la PAC tiene asignado el nada honorable papel de fuente de ahorro: entre 2013, último año del actual marco financiero, y 2020, punto final del siguiente, la PAC pierde 8.281 millones de euros (a precios 2011) (un 14,4 % en términos relativos)[32].

Está aún por ver si el Parlamento Europeo dará sin más su aprobación al reglamento que dé cuerpo al acuerdo del Consejo Europeo. En dos Resoluciones de junio 2011 y octubre 2012[33] el Plenario de la Asamblea había ya advertido que se opondría a cualquier congelación del futuro marco financiero global, insistiendo además en que la PAC debía preservar como mínimo el nivel de gasto asignado para 2013. El 13 de marzo de 2013 el Pleno terció sobre las Conclusiones de la Cumbre rechazando *el acuerdo en su forma actual* en tanto no reflejaba las prioridades del Parlamento expresadas en sus anteriores pronunciamientos[34]. Sentado este principio, el Parlamento se mostró dispuesto a entablar negociaciones con el Consejo de acuerdo con las siguientes

[31] Para el detalle del Acuerdo financiero del Consejo Europeo de febrero de 2013 y su impacto en la nueva PAC, véase EP, 2013b.
[32] Sin embargo, el reparto de la caída es muy heterogéneo: el montante total para los pagos directos se reduce entre 2013 y 2020 en un 9,5 %, el desarrollo rural decae un 17,1 % y las medidas de mercados bajan en nada menos que un 40,7 % (EP, 2013b: Table 9, p. 32), sin aplicar los 400 millones anuales de la reserva de crisis que, según la Cumbre, deberían descontarse cada año de los pagos para sumarse a la política de mercados (§3.4).
[33] Resoluciones P7_TA(2011)0266 de 8.6.2011 y, P7_TA(2012)0360 de 23.10.2012, comentadas con detalle en EP (2013b: Section 2).
[34] Resolución P7_TA(2013)0078 de 13.3.2013.

directrices: una mayor flexibilidad en la gestión de los créditos (interanual y entre rúbricas presupuestarias): un incremento sustancial de las inversiones en innovación, investigación y desarrollo, infraestructuras y juventud; el cumplimiento estricto de los objetivos de la UE en cuanto al cambio climático, energía, educación e inclusión social; la revisión a medio plazo del marco financiero de tal modo que la próxima Comisión y el nuevo Parlamento, cuyos mandatos debutarán en 2014, puedan confirmar o modificar las prioridades presupuestarias de la Unión; y, en fin, que todas las disposiciones de las propuestas legislativas agrarias sean adoptadas siguiendo su curso natural, en codecisión, y nunca dentro del reglamento relativo al marco financiero[35].

Las tres Resoluciones adoptadas por el Parlamento constituyen una guía para su equipo de negociadores presupuestarios. Por otro lado, el mismo día que el Pleno rechazaba el presupuesto del Consejo Europeo, se confirmaban las *enmiendas a las propuestas legislativas de la PAC* adoptadas por su Comisión de Agricultura, *a modo de mandato* a defender en las discusiones con el Consejo Agrario[36]. En abril pues se abrirán formalmente las *negociaciones entre las dos ramas legislativas y presupuestarias* de la Unión. En el mejor de los casos, estas deberían concluir con un acuerdo financiero plurianual antes del verano como preámbulo a la clausura de la reforma de la PAC en otoño de 2013 y la publicación de los correspondientes textos legislativos y de ejecución. En cualquier caso, la nueva PAC no podrá entrar en vigor al final del actual período financiero (enero 2014) y deberán adoptarse medidas transitorias para cubrir los meses de retraso.

Sea cuál sea el devenir del presupuesto agrario 2014/2020, las propuestas legislativas de la Comisión de 2011 y las enmiendas del Parlamento sobre las mismas esbozan ya una nueva PAC donde la *sostenibilidad agraria adquiere un mayor relieve*, en sus tres vertientes, económica, medioambiental y territorial.

3.3. El núcleo de la nueva PAC 2014/2020: un sistema de pagos directos a la sostenibilidad agraria

Tras las reformas de 1992/2000 y 2003/2009, la PAC hoy se concreta en *dos pilares*. El *primer pilar* incluye los pagos anuales a la renta (en su mayor parte *pagos únicos a la explotación* por hectárea, disociados de la producción) y las

[35] El riesgo existe en tanto que las Conclusiones del 7-8 febrero incluyen acuerdos sobre la convergencia del apoyo entre los Estados, la flexibilidad entre los dos pilares de la PAC, los techos de ayuda por explotación, los porcentajes de cofinanciación, o las reglas de disciplina financiera (véase, EP, 2013b: Section 5).
[36] P7_TA(2013) 0084, 0085, 0086 y 0087 de 13.3.2013.

medidas de mercado (inscritas dentro de la OCM única), entre las que destacan las de almacenamiento público o privado a modo de «*redes de seguridad*». Con este doble formato, las actuales acciones del primer pilar, financiadas por entero por el presupuesto comunitario, responden a una lógica económico-productiva y tienen como objetivo principal el estabilizar las rentas de los agricultores.

Por el contrario, el *segundo pilar*, o *política de desarrollo rural*, cobija un catálogo mucho más diverso de medidas plurianuales que pone a disposición de las administraciones nacionales en régimen de cofinanciación. Esta panoplia instrumental se organiza en torno a *cuatro ejes*: el eje 1 en favor de la *competitividad agraria y forestal*; el eje 2 de mejora del *medioambiente y la gestión del territorio o el paisaje*; el eje 3 en favor de *la calidad de vida y la diversificación económica de las zonas rurales*; y un eje 4 de *desarrollo local* o *Iniciativa LEADER*, basado en un enfoque ascendente –*bottom up*– e innovador a cargo de grupos de emprendedores de una zona determinada. El segundo pilar abarca pues ya hoy *todos los componentes de la sostenibilidad agraria.* Cabe sin embargo hacer dos acotaciones al respecto.

En primer lugar, el contenido de los programas de desarrollo rural (nacionales o regionales) depende en última instancia de las autoridades internas, lo que explica que aquellos Estados Miembros con un ajuste estructural agrario inacabado (países mediterráneos y del Este) primen el eje en favor de la competitividad, mientras que, en el extremo opuesto, los países nórdicos y atlánticos opten resueltamente por las acciones agroambientales del eje 2 (Ramos y Gallardo, 2009; Bureau, 2012b). En segundo lugar, las medidas de desarrollo rural son voluntarias para los agricultores, precisan de formatos contractuales para su desarrollo plurianual, con altos costes de transacción, y, en fin, la contribución que reciben del segundo pilar (en cofinanciación) está muy lejos de la que perciben los pagos directos, con carácter anual, vía el primer pilar[37]. En este sentido, la *sostenibilidad ambiental y territorial* tiene hasta el día de hoy un despliegue muy irregular en la Unión en comparación con las medidas del primer pilar a favor de la sostenibilidad económica, en principio de naturaleza universal.

La reforma de la PAC en curso marca un punto de inflexión al consolidar una *policy mix en el primer pilar* por la vía de extender a los pagos directos los múltiples objetivos que ya coexisten en el segundo (seguridad alimentaria, sostenibilidad medioambiental, cohesión territorial). En su virtud, los *pagos*

[37] Los *pagos únicos a las explotaciones* son, de lejos, el principal instrumento de la PAC. En 2013 ascienden a un 69,2 % del Presupuesto agrario. Por su parte, el desarrollo rural representa un 24,2 % y las medidas de regulación de los mercados apenas un 6,6 %. En 2020, si el Acuerdo del Consejo Europeo sobre el próximo período no fuera modificado por el Parlamento, los porcentajes variarían ligeramente en favor del nuevo sistema de pagos del primer pilar (72,2 %) a costa del desarrollo rural (23,2 %) y de mercados (4,6 %). Véase EP (2013b).

únicos a la explotación, hoy destinados al sostén de las rentas, se diversifican hasta dar lugar a un sistema de apoyo directo de *naturaleza multifuncional*, con *cinco tipos de pagos anuales*, *por tramos*, orientados a cubrir diferentes objetivos (COM (2011) 625: 1) un *pago básico* a la renta, obligatorio y uniforme a la hectárea según regiones económicas o administrativas[38]; 2) un *pago verde* en favor de los bienes públicos agroambientales, obligatorio y equivalente al 30 % del sobre nacional total de pagos; 3) un suplemento obligatorio en favor de los *jóvenes agricultores* (por un 2 % del sobre nacional); 4) otro suplemento voluntario territorializado a la renta en las *zonas con* handicaps *naturales* (hasta el 5 % del total); y, en fin, un quinto tramo, también voluntario, para las *ayudas ligadas a la producción* (hasta el 5 % del sobre según la propuesta de la Comisión, aumentado hasta el 15 % por el Parlamento Europeo). Complementariamente, se instaura un *régimen simplificado para los pequeños agricultores* (con ayudas inferiores a 1.000 euros según la Comisión y 1.500 euros según el Parlamento) y se detrae hasta un 3 % de los pagos básicos nacionales para crear una *reserva nacional obligatoria* de derechos para cubrir nuevas reasignaciones (Massot, 2012: 33 y ss.).

Los cinco nuevos pagos son anuales, universales y financiados por entero por el Presupuesto comunitario, siguiendo el esquema de los pagos únicos en vigor. Responden sin embargo a funciones o lógicas diferentes (*targeting*) y, por este motivo, imponen requisitos propios para su cobro. De cumplirlos, los pagos devienen acumulativos. Lo que no significa que sus objetivos sean independientes ni los pagos completamente autónomos.

El *pago básico* mantiene su primacía financiera pudiendo representar entre el 45 % y el 65 % de los sobres nacionales de pagos (en función de la cuantía de los pagos facultativos que apliquen efectivamente los Estados). Deja de ser una ayuda a la renta propiamente dicha y deviene un simple *apoyo básico a su estabilidad* que pretende garantizar el mantenimiento de cierta *capacidad de producción* frente a la volatilidad de precios y costes (función económico-productiva). Pero, al mismo tiempo, en la medida que asegura una actividad agraria mínima y la viabilidad general de la explotación (y su empleo), busca *impedir el abandono de tierras* con el consecuente menoscabo en el suministro de *bienes públicos* y el *equilibrio espacial* (funciones medioambiental y territorial).

[38] Resaltemos que el Parlamento Europeo, en uso de su poder de enmienda, ha creado un sub-pago voluntario a la renta como complemento a las *primeras 50 hectáreas* de la explotación, con independencia de la región en que se ubique. Este pago contaría con un máximo del 30 % del sobre nacional. La capacidad de reasignación de este pago puede ser mucho mayor que las propuestas de degresividad y techos propuestos por la Comisión a partir de los 150.000 euros por beneficiario, también refrendados por la Asamblea. Muchos Estados sin embargo se obcecan aún en eliminar cualquier atisbo redistributivo, a pesar de que se excluyen expresamente de su órbita a los pagos verdes.

Contra lo que propugnaba una parte de los medios académicos (Massot, 2012: 35), la Comisión se ha mostrado muy prudente con su propuesta, dando por buena una multifuncionalización paulatina de los pagos del primer pilar. En realidad, la prioridad ahora es generalizar la *ruptura con las referencias históricas* de los pagos únicos, como ya hicieron a partir de 2003 aquellos Estados con modelos regionalizados (Alemania, Dinamarca, Inglaterra). Los nuevos pagos básicos, desprovistos ya de todo referente productivo, entrarían en un proceso de *convergencia dentro de cada Estado* con vistas a desembocar en 2019 en un pago uniforme a la hectárea (*tarifa plana*) *por región económica* o, alternativamente, *por circunscripción administrativa* (*autonomía* en nuestro caso)[39]. La consecuente redistribución de los pagos básicos dependerá en esencia de las autoridades internas, de la definición que hagan de las regiones económicas (o, si se prefiere, *sistemas productivos*, que podrían ser discontinuos), de los importes a la hectárea que determinen para cada una de ellas y, en fin, del ritmo que impongan al alineamiento. Es de desear que en España no se apueste por las Autonomías como marco de aplicación, desoyendo los cantos de sirena de los defensores del *statu quo*, inquietos por las pérdidas de derechos para las explotaciones, sectores y CCAA hoy más favorecidos. Paradójicamente, de seguir su criterio, ajeno a toda lógica económica, se estarían dilapidando los pocos argumentos que subsisten para preservar los pagos básicos más allá del 2020.

Para el cobro del pago básico se requiere el cumplimiento de la *eco-condicionalidad* (reforzada con nuevas regulaciones de respeto imperativo y nuevas prácticas agronómicas) y el respeto de las exigencias del *pago verde* a modo de una *super-condicionalidad* (Swinbank, 2012). La Comisión de Agricultura del Parlamento rechazó esta vinculación obligatoria entre ambos pagos. Sin embargo, el Pleno, en su voto del 13 de marzo último, retomó la propuesta legislativa de la Comisión Europea. Por consiguiente, el incumplimiento del pago verde por una explotación conllevará la reducción del importe fijado como pago básico a la renta para el agricultor así como la pérdida del tramo verde *stricto sensu*.

Sea cual sea su signo final, el pago verde responde al paradigma de los *pagos por servicios ambientales* (PSA) que paulatinamente se abre paso en las políticas agrarias (Lipper y Neves, 2011). Con su aparición, el apoyo a los bienes públicos o externalidades positivas medioambientales adquiere carta

[39] El Parlamento Europeo en su Resolución del 13 de marzo, permite que el valor unitario a la hectárea en 2019 pueda desviarse hasta un 20 % de la media. Por otro lado, cuando se reduzcan los pagos a nivel de explotación, el nivel de los derechos activados en 2019 no podrá ser más de un 30 % inferior al de 2014.

de naturaleza en el primer pilar de la PAC, aplicable con carácter anual y universal (sobre todo el territorio de la Unión). Su inclusión no sustituye a los pagos agro-ambientales y del cambio climático del segundo pilar, que siguen manteniendo su signo plurianual y contractual, sobre bases más ambiciosas (§3.5), pero que, al ser facultativas y confinanciadas, no tienen la vocación de generalidad de los pagos del primer pilar.

El resto de pagos tienen un carácter complementario y confirman la voluntad de consolidar un sistema de apoyo directo a la sostenibilidad agraria en sus tres vertientes.

3.4. La nueva PAC y la sostenibilidad económica

La PAC post-2013 contribuye a mejorar la *competitividad de la agricultura* europea y a *estabilizar los ingresos frente a la volatilidad* de los precios. Se entiende con ello que la UE mantendrá su capacidad productiva frente a la creciente demanda global y, como resultado, reforzará la *seguridad alimentaria*.

La *competitividad agraria* se mantiene como objetivo dentro del segundo pilar de la PAC con una amplia panoplia de medidas (COM [2011] 627). Se le incorpora un marco de cooperación entre la investigación y la agricultura en favor de la productividad y la sostenibilidad (*European Innovation Partnership –EIP– for Agricultural Productivity and Sustainability*) (CE, 2012a). Se pretende con ello acercar científicos y agricultores y facilitar la innovación y la transferencia tecnológica. El servicio de *asesoramiento a las explotaciones* se apuntala en la misma línea, al tiempo que se mejoran las reglas de *calidad y promoción* y se fomentan los *circuitos cortos*.

La reforma generaliza asimismo las figuras de las *organizaciones de productores y de las interprofesionales* y refuerza sus atribuciones con vistas a concentrar la oferta y ganar poder de negociación dentro de la cadena de valor. Los cambios propuestos en este sentido en la *política de competencia* constituyen una de las grandes novedades de la nueva PAC que, sin embargo, y pese a su moderado alcance, encuentran fuertes resistencias en algunos estados[40]. Además, ya en el seno de la OCM (COM (2011) 626), se busca liberar los potenciales productivos existentes eliminando cualquier medida de *control de la oferta* (cuotas del azúcar, derechos de plantación del viñedo) en consonancia

[40] Sobre las relaciones de la política de competencia y la agricultura dentro de la nueva PAC, pueden consultarse: Del Cont *et al.* (2012), García Azcárate (2012), Guillén (2012) y Massot (2012). Digamos a título complementario que en enero de 2013 se presentó un Libro Verde contra las practicas comerciales desleales dentro de la cadena alimentaria (COM [2013] 37) como preambulo de nuevas iniciativas legislativas.

con la prevista evolución al alza de la demanda mundial y los pasos ya adoptados para la abolición de las cuotas lecheras. En este punto, no obstante, el Parlamento Europeo se muestra más comedido que la Comisión y se pronuncia por una extensión de los plazos proyectados para la extinción de tales instrumentos.

En cuanto al segundo componente de la sostenibilidad económica, la *estabilización de los ingresos agrarios frente a la volatilidad*, la nueva PAC se hace sentir a distintos niveles. En el seno del *primer pilar* se mantiene, como ya vimos (§3.3), una ayuda a la renta (*pago básico*) (COM [2011] 625) a la que se suman, a título de suplementos, los demás pagos, disociados (a jóvenes o a zonas con *handicaps*) o asociados a la producción. Estos últimos, que el PE ha incrementado del 5 hasta el 15 % de los sobres nacionales, podrán tomar la forma de pagos anuales fijos por superficie, rendimiento o cabeza de ganado. El apoyo directo se ve así mismo complementado por las *redes de seguridad*, vía almacenamiento público o privado, dentro de la OCM (COM [2011] 626). No obstante, pagos directos y redes de seguridad, no son compartimentos estancos. De confirmarse el escaso presupuesto asignado a la política de mercados por el Consejo Europeo (§3.2), será imperativo acudir a la disciplina financiera de manera recurrente y reducir por consiguiente los pagos ejercicio tras ejercicio para cubrir los déficits generados dentro de la OCM.

Dentro del *segundo pilar* (COM [2011] 627) se fomentan los *mecanismos de gestión individual de riesgo* bajo un doble formato: mejorando el régimen de apoyo existente a *los seguros agrarios* de cosecha *y los fondos mutuales* por epizootias; y creando un *nuevo Instrumento de Estabilización* con el fin de compensar (hasta un 70 %) las pérdidas de renta sobrevenidas en una sola campaña que sean superiores al +30 %. Subsisten sin embargo muchas dudas sobre el éxito de la propuesta, por el carácter facultativo de los instrumentos, por su régimen de cofinanciación y, en fin, por la total inexperiencia en este campo de la que adolecen buena parte de las administraciones agrarias de los 28.

Por último, se instituye una *reserva adicional para graves crisis de mercados,* extensible a todos los sectores y con independencia de cuál sea el desencadenante (caída de los precios mundiales, pérdida de confianza del consumidor, crisis sanitarias...). A fin de dotarla de mayor flexibilidad en su gestión, la Comisión propuso que se ubicara fuera de la PAC y de la rúbrica agraria del marco financiero plurianual 2014/2020. El Parlamento Europeo ha bendecido la iniciativa. Sin embargo, el Consejo Europeo de febrero, en su ejercicio de reducción del Presupuesto Comunitario, reintrodujo la reserva dentro de la OCM, quitándole todo asomo de flexibilidad, y, lo que es peor, dispuso que se

nutriera mediante la aplicación de la disciplina financiera sobre los pagos directos, sustrayéndoles 400 millones cada año (EP, 2013b). Tal diseño responde estrictamente a criterios de austeridad y no parece que esté a la altura de los desafíos de volatilidad que afrontará la agricultura europea en los próximos años.

3.5. La nueva PAC y la sostenibilidad medioambiental

La agricultura europea ha conseguido notables progresos en los últimos tiempos desde una perspectiva medioambiental. Los índices de pérdida de nutrientes, de contaminación agraria de aire, agua y suelos o de emisiones de efecto invernadero no han dejado de decrecer (EEA 2010 y 2011). Sin embargo, el 45 % de los suelos europeos siguen teniendo problemas de calidad y una cuarta parte sufre una erosión entre moderada y elevada (JRC-EEA, 2012). Alrededor de un 40 % de las tierras agrarias son vulnerables a la contaminación por nitratos, con el consecuente impacto en los recursos hídricos (JRC, 2012a). Y las amenazas contra la biodiversidad persisten: la población de aves en tierras de labor ha disminuido entre un 20 y un 30 % en los últimos veinte años, la de mariposas en un 70 % y, en fin, se observa una fuerte caída en los insectos polinizadores como las abejas. En estas circunstancias, no es sorprendente que la PAC post-2013 haya situado la *sostenibilidad medioambiental* en el centro de sus prioridades con el objetivo último de mejorar su legitimidad social.

Para conseguirlo se impone una batería de medidas, con *tres niveles distintos* de exigencias (*baseline*). En primer término se mejoran las disposiciones ya existentes (§3.3). En este sentido, se apuntalan las reglas de la *eco-condicionalidad* relativas al medio ambiente, el cambio climático y las buenas condiciones agronómicas mediante: a) la suma de la Directiva-marco 2000/60 del agua y la Directiva 2009/128 relativa al uso sostenible de plaguicidas a las regulaciones medioambientales ya existentes a respetar; y b) la inclusión de nuevas prácticas agrarias a favor de la materia orgánica del suelo, los humedales y los suelos ricos en carbono (COM [2011] 628). La eco-condicionalidad establece *de facto* una primera *baseline* ambiental a título de simple requisito para percibir los pagos directos. En el extremo opuesto, se refuerzan las *ayudas agroambientales y de cambio climático del segundo pilar,* a implementar bajo un diseño contractual, plurianual y cofinanciado, tal como ya apuntamos (§3.3.), con sus propias *baselines,* a definir según cada medida, pero, en cualquier caso, mucho más rigurosas y detalladas que las impuestas a los pagos anuales del primer pilar (COM (2011) 627).

Entre ambos tipos de acciones, se crea un *nivel de apoyo intermedio* mediante los nuevos *pagos verdes del primer pilar.* Para su cobro se impone una *baseline* específica que se concreta en el cumplimiento de (al menos) una de las siguientes prácticas agrarias: la *diversificación de cultivos*, el *mantenimiento de prados permanentes* y la *preservación de zonas de interés ecológico* (como estanques, barbechos, bancales, setos, zanjas, májanos, lindes o franjas de protección). Se ha criticado la ambigüedad de los objetivos del pago verde (Matthews, 2012; ECA, 2011). De hecho se focaliza en la conservación de los suelos pero, paradójicamente, dos de las medidas más efectivas en este sentido, *el mantenimiento de la cobertura vegetal o la rotación de cultivos*, citadas en la primera Comunicación sobre la nueva PAC (CE, 2010) y evaluadas positivamente en el Anexo 2 del *Impact Assessment* que acompañó a las propuestas legislativas (CE, 2011), al final fueron abandonadas por no respetar los criterios de anualidad de los pagos del primer pilar. También se ha cuestionado, con razón, la rigidez del esquema de la Comisión en tanto que difícilmente puede subsumir la diversidad agronómica de la UE a 28[41]. El problema radica en que las alternativas puestas sobre la mesa, un «*menú*» ampliado de prácticas, a escoger por los Estados, o un *sistema de certificación o auditoría* del que saldrían *prácticas equivalentes* a las propuestas de la Comisión, podrían desvirtuar la *baseline*, discriminar a los agricultores de los Estados más exigentes y, en fin, atentar contra la eficacia de las ayudas agroambientales del segundo pilar.

A nuestro entender se impone una solución pragmática que pasa por mantener el diseño de la Comisión de un pago simple, anual y aplicable al conjunto de los agricultores y, en paralelo, ver cómo flexibilizar los criterios de cada una de las tres prácticas exigidas de tal modo que ningún sistema agrario o agricultor pueda verse excluido *a priori* de los pagos verdes. Lo prioritario hoy es introducir la noción de bienes públicos en el primer pilar y ya debatiremos en 2020 cómo redondear o profundizar el sistema. En este sentido el Parlamento Europeo, en su Resolución del 13 de marzo (§3.2), ha dado algunas *pistas sobre las modalidades de flexibilización* que podrían incorporarse sin hacer peligrar los objetivos del pago verde; 1) en cuanto a la *diversificación de cultivos*, quedarían exentas las explotaciones de menos de 10 hectáreas al igual que las plantaciones de leñosos y los cultivos acuáticos (arroz); a las explotaciones entre 10 y 30 hectáreas les bastaría rotar dos cultivos y tan solo a partir de 30 hectáreas se impondrían los tres cultivos que propuso la Comisión; 2) el criterio de los *pastos*

[41] Sobre los bienes públicos medioambientales y el papel del *greening* en su fomento puede consultarse la abundante bibliografía citada en Massot (2012: 35) y el Anexo 2 del *Impact Assesment* de la reforma (CE, 2011b). Entre las obras más recientes han de destacarse Mahé (2012), Jordbruksverket (2012) y Matthews (2012 y 2013).

permanentes se amplía a los pastizales; y 3) la preservación de *zonas de interés ecológico* sería obligatoria solamente para las explotaciones con más de 10 hectáreas de superficie cultivable, con un mínimo del 3 % en el primer año, un 5 % a partir de 2016 y un 7 % a partir de 2018 (siempre y cuando un informe de evaluación que la Comisión debería presentar antes de marzo de 2017 corroborase la pertinencia de las medidas aplicadas); el PE detalla a su vez los elementos de las zonas de interés ecológico (aunque no llega a primar aquellos de carácter colectivo, que den lugar a verdaderos corredores de biodiversidad y afecten a más de una explotación); en fin, las superficies de interés ecológico podrían a su vez ser objeto de una evaluación de sus valores medioambientales y los coeficientes de ponderación serían aprobados por la Comisión.

El potencial de apoyo a los bienes públicos ambientales que amaga el pago verde no es despreciable. Basta tener en cuenta que el 30 % de los pagos directos para el período 2014/2020 equivalen, de confirmarse el acuerdo del Consejo Europeo, a 79,5 millardos de euros (a precios constantes 2011), un montante no muy lejano al disponible para el conjunto del segundo pilar en ese mismo ejercicio (84,9 millardos) (EP, 2013c: 31). A estos montantes hay que sumar las nuevas *ayudas agro-ambientales del segundo pilar* (en torno a los 19,9 millardos si se preserva el objetivo de la Comisión de dedicarles al menos un 25 % de los créditos rurales). Con tales cifras la PAC será la política común que mayor esfuerzo efectúe en los próximos años en favor de la protección del medio ambiente y la lucha contra el cambio climático[42]. No obstante, es pronto para tocar campanas. Para pasar de las musas al teatro deberemos esperar a conocer los detalles sobre los nuevos pagos verdes y, sobre todo, el grado de flexibilidad en su aplicación de que dispondrán los Estados (y su uso concreto).

Aparte del apoyo financiero, la sostenibilidad medioambiental contará en la nueva PAC con el concurso del *sistema de asesoramiento de explotaciones* y la nueva *red de cooperación tecnológica (EIP)* (§3.4) a la que se encomienda explícitamente invertir la tendencia de pérdida orgánica del suelo y transponer las prácticas agrarias más adecuadas para la lucha contra la erosión (CE, 2012a). Complementariamente, en el marco de la *Estrategia Europa 2020* (§1.1), está previsto elaborar diversos planes de acción (sobre la biodiversidad, el uso eficiente de los recursos, el paquete clima-energía, el programa de acción medioambiental, o el uso sostenible de pesticidas).

[42] De soslayo, se cumple con creces uno de los pocos mandatos en los que coinciden el Consejo Europeo y el Parlamento, el de dedicar como mínimo el 20 % del futuro Marco Financiero 2014/2020 a la lucha contra el cambio climático. Véanse: Consejo Europeo, 2013 (Punto 10) y párrafos 85 a 90 de la Resolución del PE de 8.6.2011 y párrafos 14 y 28 de la Resolución de 23.10.2012 (§3.2).

3.6. La nueva PAC y la sostenibilidad territorial

El artículo 175 del TFUE y su Protocolo n.º 28 disponen que la cohesión económica, medioambiental *y territorial* constituye uno de los objetivos horizontales de la Unión, a integrar en todas y cada una de sus políticas. La nueva PAC hace honor a este mandato y busca garantizar la presencia de una *agricultura multifuncional* en el conjunto del territorio comunitario como alternativa al monocultivo, la intensificación y la concentración productiva o el abandono de tierras.

Como ya avanzamos (§3.3), el *nuevo régimen de apoyo directo* del primer pilar deviene un sistema de apoyo a la sostenibilidad agraria en sentido amplio. Y todos sus pagos, con independencia de cuál sea su función precisa, tienen un acentuado sesgo territorial. El *pago básico* se calcula a la hectárea y, además, ha de aplicarse con carácter uniforme según criterios regionales (a poder ser económico-productivos, como ya apuntamos, §3.3). El resto de los pagos disociados siguen el esquema territorializado del pago básico a modo de simples complementos. Por otro lado, los *pagos ligados a la producción* pueden (en principio) no utilizar para su cálculo una base territorial, pero en alguna medida se han de justificar por la fragilidad económica o la sensibilidad de las zonas en que se ubican tales sectores (por ejemplo, primas al ovino, al caprino y al vacuno en áreas desfavorecidas y de montaña, o pagos al arroz en zonas húmedas de Natura 2000).

Por su parte la *nueva política de desarrollo rural* tiene entre sus objetivos el asegurar un desarrollo equilibrado de las zonas rurales. Incorpora además un *Marco Estratégico Común* que integrará todos los instrumentos estructurales de la Unión (incluido el FEADER o Fondo de Desarrollo Rural) en una óptica de objetivos temáticos comunes y un enfoque zonal en su aplicación. A partir de este marco general, se formalizarán *Contratos de Partenariado* entre cada Estado y la Comisión y, seguidamente, se definirán los *Programas de Desarrollo Rural* adaptados a las características propias de cada Estado y/o, en su caso, región. A fin de enfatizar su cuño territorial, desaparecen los anteriores ejes (§3.3) y se pone el acento en los resultados, para lo que fijan *indicadores* que servirán para evaluar los objetivos alcanzados a nivel zonal.

Por último, las (prudentes) *medidas de redistribución* de los pagos de ambos pilares a implantar, entre Estados (convergencia externa) y agricultores (convergencia interna, degresividad y techos máximos de gasto), responden tanto a criterios de cohesión territorial como de equidad.

4. Conclusiones a la espera de la reforma de la PAC de 2020

Puede discutirse hasta el infinito si el vaso de la reforma de la PAC post-2013 quedará medio lleno o medio vacío (Mahé, 2012). Incluso para algunos sería oportuno cuestionarse el tamaño y la forma del recipiente. Posiblemente obtendremos la reforma que permite la crisis económica y los delicados equilibrios institucionales de la Unión (Bureau, 2012b).

En cualquier caso, el nuevo sistema de pagos marca un hito en la medida que asume medidas tradicionalmente circunscritas al segundo pilar (apoyo a los bienes públicos medioambientales, a los jóvenes agricultores o a las zonas desfavorecidas). Con ello se está preparando la futura creación de un *único pilar de apoyo agro-rural* con un marcado sesgo medioambiental y territorial sin las cortapisas administrativas y financieras existentes (pagos anuales *vs*. pagos contractuales; financiación completa a cargo del Presupuesto Comunitario *vs*. cofinanciación). Este futuro pilar podría además facilitar la redistribución del apoyo según criterios objetivos y pondría término al artificioso juego de las transferencias entre pilares (Massot, 2012: 41).

En 2020 proseguirá la senda iniciada en favor de la *sostenibilidad medioambiental*. Aún dando por bueno el restrictivo presupuesto agrario aprobado por el Consejo Europeo en febrero de 2013, los 10,7 millardos de euros (equivalente al 30 % de los sobres nacionales a precios constantes 2011) asignados a los pagos verdes para 2020, el último año del próximo marco financiero, sumados a los 2,9 millardos de las ayudas agroambientales (25 % de los programas de desarrollo rural) constituyen una buena base de partida para el futuro. Con el respaldo de un único pilar agro-rural, nuevas medidas de apoyo a los bienes públicos medioambientales podrán ver la luz en 2020 (a favor de la rotación de cultivos, la cobertura vegetal y los sumideros de carbono en general) sin las restricciones burocráticas sufridas en el momento de presentar las propuestas de 2011 (§3.5).

El enfoque integrado a aplicar a todos los instrumentos financieros estructurales a partir de 2014 también amaga buenas expectativas ya que apunta a la constitución de una verdadera *política de cohesión rural* que respondería mejor a las exigencias de *sostenibilidad territorial* y de la llamada *nueva ruralidad* (no exclusivamente agraria) (OECD, 2006).

Paradójicamente, la PAC, una política que nació como *agraria* y productivista, y que en sus raíces acogía exclusivamente medidas de *sostenibilidad económica* (§1.1.), es en este ámbito donde plantea más dudas instrumentales

en la perspectiva 2020, en particular respecto a la lucha contra la volatilidad, a causa de las restricciones financieras y comerciales que padece (§3.1). Los pagos básicos post-2013 seguirán siendo la parte del león del presupuesto agrario (§3.3). Pero, de seguir la batuta de Doha, su tendencia es a la baja, a medida que se diluyan las referencias históricas, y con el horizonte puesto en su conversión final en un pago uniforme y mínimo a la hectárea (*tarifa plana*). El riesgo radica en que *la política de mercados* está ya en los huesos tras los recortes de 2013 y la Ronda de Doha puede rebajar sustancialmente la protección aduanera. A su vez, los *mecanismos de gestión individual del riesgo* o *la reserva de crisis* (posible base de las futuras redes de seguridad) (Massot, 2012: 45 y ss.) adolecen de graves problemas de diseño (§3.4) que *de facto* les incapacitan para (hipotéticamente) suceder a los pagos básicos en la estabilización de las rentas.

Los más liberales pueden argüir que existe la alternativa de apostar por el fomento de la *competitividad* de la agricultura europea. Demuestran así una gran confianza en la capacidad autorregulatoria de los mercados, en el buen funcionamiento de la cadena agroalimentaria y, en fin, en la respuesta social e institucional ante los cambios económicos y tecnológicos. No compartimos este optimismo, como tampoco lo hacen la mayor parte de políticas agrarias mundiales, hoy en una carrera desaforada por aumentar el apoyo agrario como respuesta a la volatilidad[43]. El hecho es que las crisis de precios persistirán, sobre todo si se reducen las tarifas aduaneras. Y hay que ser conscientes de las deficiencias estructurales que abruman la agricultura europea, especialmente en el Este, al igual que del mitigado éxito que han tenido los programas de desarrollo rural en la mejora de la competitividad. En 2020 comprobaremos los frutos de las nuevas medidas de modernización estructural, de transferencia tecnológica (EIP) o de asesoramiento de las explotaciones. Y solo en función de sus resultados, y no de apriorismos ideológicos, se deberán abordar las siguientes etapas a favor de la sostenibilidad económica.

La PAC 2020 no puede renunciar a nada de antemano y, sin dejar de lado la orientación al mercado de que ha hecho gala en sus reformas, debería dotarse de aquellos *mecanismos de estabilización de la renta* más capaces de erigirse como alternativa a los pagos básicos. Para ello, a la vera del pilar de apoyo agro-rural (cofinanciado), sería conveniente impulsar la creación un *pilar específico de estabilización de rentas y mercados* alimentado por créditos

[43] EEUU y Canadá, entre los países desarrollados, y China, Turquía, Rusia, Ucrania e incluso Brasil, entre las economías emergentes, no cejan de incrementar su apoyo a la producción agraria en los últimos tiempos (Butault *et al.*, 2012; Bureau, 2012a).

plurianuales y muy flexibles en su gestión, siguiendo la senda de la reserva de crisis propuesta por la Comisión (y rechazada por el Consejo Europeo) (§3.4). Esta estrategia se ve facilitada por el amplio margen de que disfruta con el techo de la *Medida Global de Apoyo* reconocido por la OMC, de nada menos que 72 millardos de euros, del que apenas dispondrá 10 millardos tras la última reforma (Butault *et al*., 2012).

Por otro lado, si de lo que se trata es de *mejorar el funcionamiento de la cadena alimentaria*, la PAC post-2013 no agota las posibilidades que ofrece la excepción del Tratado a las normas de competencia en el sector agrario. Es de temer que, pese a las enmiendas adoptadas por el Parlamento, las autoridades nacionales de la competencia sigan gozando de un gran margen de discrecionalidad e interpreten a la baja y de manera heterogénea las disposiciones aplicables a los operadores en materia de acuerdos y prácticas concertadas (Guillén, 2012). De ser así, los desequilibrios en el reparto del valor añadido seguirán estando a la orden del día, con el consecuente riesgo para el buen funcionamiento de los mercados.

Solventar en suma estos vacíos y crear un nuevo formato en defensa de la sostenibilidad económica deberá ser uno de los campos de acción prioritarios para la PAC de 2020.

Referencias bibliográficas

Abbot, P. (2012). «Export restrictions as stabilization responses to food crisis». *American Journal of Agricultural Economics*, 94(2): 428-434.

Alexandratos, N. y Bruinsma, J. (2012). *World agriculture towards 2030/50: the 2012 revision*. ESA Working Paper No 12-03. Agricultural Development Economics (ESA) - Global Perspective Team, FAO, Rome.

Arnalte, E. (Ed.) (2009). Número monográfico «Seguridad Alimentaria y Desarrollo». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 224.

Assemblée Nationale. (2011). *Rapport d'information de la Commission des Affaires économiques sur le prix des matières premières.* Rapport Nº 3863, Octobre 2011. Assemblée Nationale, Paris.

Baffes J. y Haniotis, T. (2010). *Placing the 2006/2008 Commodity Price Boom into Perspective*. Policy Research Working Paper 5371. Development Prospects Group, The World Bank, Washington D.C.

Bicchetti, D. y Maystre, N. (2012). *The synchronized and long-lasting structural change on commodity markets: evidence from high frequency data*. MPRA Paper Nº 37846. University Library of Munich, Munich (Germany).

Bobenrieth, E., Wright, B. y Zeng, D. (2012). *Stocks-to-use ratios as indicators of vulnerability to spikes in global cereal markets.* 2nd Session of the AMIS Global Food Market Information Group. AMIS, Rome.

Bureau, J.C. (2012a). *Latest U.S. Farm Bill developments*. European Parliament, DG for Internal Policies - Policy Department B, Detailed note IP/B/AGRI/CEI//2011-097/E021, PE 495.828, September 2012, Brussels.

Bureau, J.C. (2012b). «Where is the Common Agricultural Policy heading?». *Intereconomics, Review of European Economic Policy,* 47(6): 316-321.

Butault, J.P., Bureau, J.C., Witzke, H.P. y Heckelei, T. (2012). *Comparative Analysis of agricultural support within the major agricultural trading nations.* DG for Internal Policies - Policy Department B, Study IP/B/AGRI/IC//2011-068, PE 474.544. European Parliament, Brussels.

CCAFS-CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security. (2012). *Achieving food security in the face of climate change.* Final Report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change. Consultative Group of International Agricultural Research (CGIAR), Copenhagen.

CE, Comisión Europea. (2008). *High prices on agricultural markets: situation and prospects*. Agricultural Trade Policy Analysis, July 2008, Brussels.

CE, Comisión Europea. (2010). *La PAC en el horizonte 2020: responder a los retos futuros en el ámbito territorial, de los recursos naturales y alimentario*. Comunicación al Parlamento Europeo y al Consejo, COM (2010) 672 de 18.11.2010.

CE, Comisión Europea. (2011a). *Roadmap to a resource efficient Europe*. SEC (2011) 1067 of 20.9.2011. Commission Staff Working Paper associated with the Communication COM (2011) 571, Brussels.

CE, Comisión Europea. (2011b). *Impact assessment. Common Agricultural Policy towards 2020.* Commission Staff Working Paper, SEC(2011) 1153, 20.10.2011.

CE, Comisión Europea. (2011c). *Propuestas legislativas para la PAC post-2013*. Documentos COM (2011) 625 a 631 de 12.10.2011.

CE, Comisión Europea. (2012a). *La cooperación de innovación europea sobre «productividad y sostenibilidad agrícolas»*. Comunicación al Parlamento Europeo y al Consejo, COM (2012) 79 de 29.2.2012.

CE, Comisión Europea. (2012b). *Report of the meeting of the Working Group on food losses / food waste*. Advisory Group on the Food Chain, Animal and Plant Health, 5 October 2012, Brussels.

CE, Comisión Europea. (2012c). *Prospects for agricultural markets and income in the EU 2012-2022.* Agriculture and Rural Development, Brussels, December 2012.

CEH, Centre for Ecology and Hydrology. (2012). *Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution*. On behalf of Global Partnership on Nutrient Management (GPNM) and the International Nitrogen Initiative (INI), Edinburgh (UK).

CGDD, Commissariat Général au Développement Durable (2013). *Bilan carbone des biocarburants: vers une prise en compte des changements indirects d'affectation des sols*. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD), Paris.

Cochrane, W.W. (1993). *The development of American agriculture*. University of Minnesota Press, Minneapolis (USA).

Consejo Europeo. (2013). *Conclusiones del Consejo Europeo de 7 y 8 de febrero de 2013 sobre el Marco Financiero Plurianual.* EUCO 37/13, CO EUR 5, CONCL 3, Bruselas, 8 de febrero de 2013.

Cottula, L., Vermeulen, S., Leonard, R. y Keeley, J. (2009). *Land grab or development opportunity? Agricultural investment and International land deals in Africa*. IIED-FAO-IFAD, London-Rome.

CTA (2012). *Addressing food waste in times of crisis*. Briefing of 26.6.2012. Brussels Development Briefings.

Daugbjerg, C. y Swinbank, A. (2009). *Ideas, institutions and trade: The WTO and the curious role of EU farm policy in trade liberalization.* Oxford University Press, Oxford.

Del Cont, C. *et al.* (2012). *EU competition framework: specific rules for the food chain in the new CAP.* European Parliament, DG for Internal Policies - Policy Department B, IP/B/AGRI/CEI/2011-097/E012/SC1, Brussels.

ECA, European Court of Auditors. (2011). *Is agri-environment support well designed and managed?* Special Report Nº 7. ECA, Luxembourg.

EEA, European Environmental Agency. (2010). *The European Environment – State and Outlook 2010*. EEA, Copenhagen.

EEA, European Environmental Agency. (2011). *Agri-environmental indicator factsheet – Greenhouse gas emissions from agriculture*. EEA, Copenhagen.

EIU, The Economist Intelligence Unit. (2012). *Global Food Index 2012: An assessment of food affordability, availability and quality*. The Economist.

ERS, Economic Research Service. (2012). *Alleviating poverty in the United States: The critical role of SNAP Benefits*. Economic Research Report 132. United States Department of Agriculture (USDA), Washington D.C.

EP, European Parliament. (2011). *Indirect land use change and biofuels*. DG for Internal Policies-Policy Department A, IP/A/ENVI/ST/2010-15, February 2011.

EP, European Parliament. (2012). *Focus on: The reform of the Common Agricultural Policy*. DG for Internal Policies - Policy Department B, PE 495.831, October 2012, Brussels.

EP, European Parliament. (2013a). *Research on biofuels*. DG for Internal Policies-Policy Department B, IP/B/AGRI/NT/2013-1, PE 495.839, January 2013, Brussels.

EP, European Parliament. (2013b). *European Council conclusions on the Multiannual Financial Framework 2014/2020 and the CAP.* DG for Internal Policies – Policy Department B, IP/B/AGRI/NT/2013-4, PE 495.846, February 2013, Brussels.

EP, European Parliament. (2013c). *Workshop on Sustainable Biofuels: addressing Indirect Land Use Change*. DG for Internal Policies – Policy Department A, Meeting Document, February 2013, Brussels.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2008). *El Estado mundial de la agricultura y la alimentación. Biocombustibles: perspectivas, riesgos y oportunidades*. FAO, Roma.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2009). *The State of agricultural commodity markets: High food prices and the food crisis – Experiences and lessons learned*. FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011a). *The state of the World´s land and water resources for food and agriculture. Managing systems at risk. Summary Report*. FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011b). *Global food losses and food waste: extent, causes and prevention.* Study carried by The Swedish Institute for Food and Biotechnology (SIK). FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011c). *Save and grow: a policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production*. FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012a). *Towards the future we want: End hunger and make transition to sustainable agricultural and food systems*. FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012b). *El estado mundial de la agricultura y la alimentación*. FAO, Roma.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012c). *The role of producer organizations in reducing food loss and waste.* FAO, Rome.

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012d). *The state of food insecurity in the world. Economic growth is necessary but not sufficient to accelerate reduction of hunger and malnutrition.* FAO-IFAD-WFP Report. FAO, Rome.

Freibauer, A. *et al*. (2011). *Sustainable food consumption and production in a resource-constrained world*. The 3rd SCAR Foresight Exercise. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation – Standing Committee on Agricultural Research (SCAR), Brussels.

Galtier, F., Vindel, B., Timmer, P. *et al*. (2012). *Gérer l'instabilité des prix alimentaires dans les pays en développement - Une analyse critique des stratégies et des instruments.* Agence Française de Développement, Paris.

García Azcárate, T. (2012). «Algunos apuntes sobre la relación entre las políticas europeas agraria y de competencia en el marco de las discusiones sobre la PAC post-2013». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 232: 69-99.

Gide-Loyrette-Nouel (2009). *Stocktake of the WTO Agricultural Negotiations after the failure of the 2008 talks.* European Parliament, DG for Internal Policies - Policy Department B, Study IP/B/AGRI/IC/2008-131, PE 410.100, June 2009, Brussels.

Gilbert, C.L. (2010). *Speculative influence on commodity futures prices 2006-2008*. UNCTAD Discussion Paper Nº 197. UNCTAD, Geneva (Switzerland).

Gilbert, C.L. (2011a). *International agreements for commodity price stabilisation. An assessment*. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers Nº 53. OECD, Paris.

Gilbert, C.L. (2011b). «Grains price pass-through, 2005-09», en Prakash, A. (Ed.): *Safeguarding food security in volatile global markets*. FAO, Rome.

GOS, The Government Office for Science. (2011). *Foresight. The future of food and farming: Challenges and choices for global sustainability*. *Final Project Report*. GOS, London.

Guillén, J. (2012). *EU competition framework policy and agricultural agreements: collation and comparative analysis of significant decisions at national level*. European Parliament, DG for Internal Policies - Policy Department B, Detailed Note IP/B/AGRI/CEI/2011-097/E011, PE 474.547, May 2012, Brussels.

GRAIN (2012). *Grain Data Set on Land Grabbing.* GRAIN, Barcelona.

HM Government (2010). *The 2007/2008 Agricultural Price Spikes: Causes and Policy Implications*. Global Food Markets Group. HM Government, London.

IATP, Institute for Agriculture and Trade Policy. (2012). *Grain reserves and the food price crisis. Selected writings from 2008-2012*. ITAP, Minneapolis (USA).

IEA, International Energy Agency. (2012). *World energy outlook 2012.* IEA, Paris.

IIF, Institute of International Finance. (2011). *Financial investment in commodity markets: Potential impact on commodity prices and volatility*. IIF Task Force Submission to the G-20. IIF, Washington D.C.

IFPRI, International Food Policy Research Institute. (2012). *Informe 2011. Políticas alimentarias mundiales*. Washington D.C.

IMECHE, Institution of Mechanical Engineers. (2013). *Global food. Waste not, want not*. IMECHE, London.

Jordbruksverket (2012). *A greener CAP? An analysis of the Commission's greening proposal for the Common Agricultural policy.* Report 2012: 13. Eng, Stokholm.

JRC, Joint Research Centre. (2012a). *Science for water*. JRC Thematic Report. JRC, Brussels.

JRC, Joint Research Centre. (2012b). *NPK: Will there be enough plant nutrients to feed a world of 9 billion in 2050?* Foresight and Horizon Scanning Series. JRC, Luxembourg.

JRC, Joint Research Centre-EEA, European Environment Agency. (2012). *The state of soil in Europe*. JRC-EEA, Copenhagen.

Josling, T. (2011). *Global food stamps. An idea worth considering?*. Issue Paper No 36. International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD), Geneva.

Lipper, L. y Neves, B. (2011). «Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 228: 55-86.

Mahé, L.P. (2012). *Do the proposals for the CAP after 2013 herald a 'major reform'?* Policy Paper 53. Notre Europe, Paris.

Martin, W. y Anderson, K. (2012). *Export restrictions and price insulation during commodity price booms.* Policy Research Working Paper 5645. The World Bank - Development Research Group, Washington D.C.

Massot, A. (Ed.) (2010). *Las políticas estructurales y de cohesión después del Tratado de Lisboa*. Dirección General de Políticas Internas - Departamento Temático B, IP/B/COMM/NT/2010-01, PE 431.591, Febrero 2010, Bruselas.

Massot, A. (2012). «Los mecanismos de la PAC 2020: principales vectores del proceso de reforma en curso». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 232: 13-67.

Matthews, A. (2012). «Greening the Common Agricultural Policy post-2013». *Intereconomics, Review of European Economic Policy,* 47(6): 326-331.

Matthews, A. (2013). *Greening CAP payments. A missed opportunity?* The Institute of International and European Affairs (IIEA), Dublin.

NAS, National Academy of Sciences. (2010). *Toward sustainable agricultural systems in the 21st century*. The National Academies Press, Washington D.C.

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2006). *The new rural paradigm: Policies and governance*. OECD, Paris.

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2011). *Is agricultural commodity price volatility increasing? A historical review*. OECD, Paris.

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2012). *Sustainable agricultural productivity growth and bridging the gap for small-family farms*. Interagency Report to the Mexican G-20 Presidency. OECD, Paris.

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *Price volatility in food and agricultural markets: Policy responses*. «Interagency Policy Report» presentado a la Cumbre del G-20 de septiembre de 2011 en Roma. OECD-FAO, Paris-Rome.

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012). *OECD-FAO Agricultural outlook 2012-2021.* OECD-FAO, Paris-Rome.

OMC, Organización Mundial del Comercio. (2012). *Perfiles de las exportaciones mundiales y regionales 2011.* OMC, Ginebra.

Orden, D., Blandford, D., y Josling, T. (Eds.) (2011). *WTO disciplines on Agricultural Support: Seeking a Fair Basis for Trade.* Cambridge University Press, Cambridge.

OXFAM (2012). «*Nuestra tierra, nuestras vidas*». *Tiempo muerto para la compra masiva de tierras*. Octubre Nota Informativa. OXFAM, Oxford.

Paillard, S., Terrier, S., Dorin, B. (Eds.) (2010). *Agrimonde: scenarios and challenges for feeding the World in 2050*. CIRAD-INRA. Quae, Versailles.

Ramos, E. y Gallardo, R. (2009). *The Future of the CAP beyond 2013: the Reform of the Rural Development Policy.* DG for Internal Policies - Policy Department B, IP/B/AGRI/IC/2009-60, PE 431.574, November, European Parliament, Brussels..

Royal Society (2009). *Reaping the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture.* The Royal Society, London.

Rulli, M.C., Saviori, A. y D'Odorico, P. (2013). *Global land and water grabbing. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA.* PNAS, January 2013.

Sharma, R. (2011). *Food export restrictions: Review of the 2007/2010 experience and considerations for disciplining restrictive measures*. FAO Commodity and Trade Policy Research Working Paper No 32. FAO, Rome.

Simón, G.A. (2009). «Concepto y gobernanza internacional de la seguridad alimentaria: de dónde venimos y hacia dónde vamos». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 224: 19-45.

Smith, F. (2009). *Agriculture and the WTO: Towards a new theory of international trade regulation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham (UK).

SREX (2012). *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation.* Special Report of the Intergovernamental Panel of Climate Change. SREX, Stanford (USA).

Swinbank, A. (2012). *New direct payments scheme: targeting and redistribution in the future CAP.* European Parliament, DG for Internal Policies - Policy Department B, IP/B/AGRI/CEI/2011-097/E003/SC1, PE 474.528, February 2012, Brussels.

Tokgoz, S., Zhang, W., Msangi, S. y Bhandari, P. (2012). *Biofuels and the Future of Food: Competition and Complementarities.* Agriculture 2012, 2, 414-435, doi: 10.3390, MDPI, Basel (Switzerland).

Troester, B. (2012). *The determinants of the recent food price surges – A basic supply and demand model*. Berlin Working Papers on Money, Finance, Trade and Development, Working Paper Nº 6/2012. Competence Center, Berlin.

UNCTAD, United Nations Conference on Trade and Development. (2012a). *Don´t blame the physical markets: Financialization is the root cause of oil and commodity price volatility*. Policy Brief Nº 25. UNCTAD, New York-Geneva.

UNCTAD, United Nations Conference on Trade and Development. (2012b). *Trade and development report 2012: Policies for inclusive and balanced growth*. UNCTAD, New York-Geneva.

UNFPA, Fondo de Población de las Naciones Unidas. (2011). *Estado de la población mundial 2011: 7 mil millones de personas, su mundo, sus posibilidades.* UNFPA, Nueva York.

Von Witzke, H., Noleppa, S. y Schwatz, G. (2008). *Global agricultural markets trends and their impacts on European Union Agriculture*. Department of Agricultural Economics, Working Paper 84. Humboldt University, Berlin.

World Bank. (2007). *World development report 2008: Agriculture for development*. World Bank, Washington D.C.

World Bank. (2011). *Rising global interest in farmland*: *Can it yield sustainable and equitable benefits?* World Bank, Washington D.C.

World Bank. (2012a). *Food prices, nutrition and the millenium development goals.* Global Monitoring Report 2012. World Bank, Washington D.C.

World Bank, Poverty Reduction and Equity Group. (2012b). *Food Price Watch*. World Bank, Washington D.C.

Agricultura y cambio climático*

José Albiac Murillo[(a)], *Mohamed Taher Kahil*[(a)] *y Encarna Esteban Gracia*[(b)]
[(a)]Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, Gobierno de Aragón
[(b)]Universidad de Zaragoza

1. Introducción

El cambio climático constituye un gran desafío para la sostenibilidad de la agricultura en las próximas décadas. Este desafío se presenta en un periodo especialmente crítico, porque la demanda global de alimentos va a duplicarse en 2050 como consecuencia del crecimiento de la población y la renta mundiales.

La amenaza del cambio climático sobre los sectores agrícola, ganadero y forestal en España es importante por sus efectos sobre el aumento de temperaturas, el cambio de régimen de precipitaciones, la mayor frecuencia e intensidad de fenómenos climáticos extremos, y los daños de las enfermedades y plagas en las especies agrícolas, ganaderas y forestales. Las pérdidas del cambio climático no solo afectan a la producción agrícola y ganadera, sino también al medio natural y a los ecosistemas. La diversidad de clima, orografía y suelos en España es el soporte de una gran biodiversidad, que supone más de la mitad de las especies localizadas en territorio europeo[1]. Las proyecciones de cambio climático a final del siglo XXI indican un movimiento de los hábitats de las plantas de varios cientos de kilómetros hacia el norte, y del peligro de extinción de buena parte de las especies de vegetación de montaña.

El propósito de este capítulo es introducir los distintos aspectos del debate del cambio climático, en especial en lo que se refiere a la sostenibilidad de la agricultura en España. Se pretende realizar una evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero, así como de las políticas y medidas de mitigación de estas emisiones, y de las políticas de adaptación al cambio climático, con una atención particular a la adaptación de los recursos hídricos, que es un asunto clave para la sostenibilidad de la agricultura en España.

* Este trabajo se ha llevado a cabo con el apoyo de los proyectos GA-LC-001/2010 Gobierno de Aragón-La Caixa e INIA RTA2010-00109-C04-01.

[1] España posee el mayor número de especies de vertebrados (600) y plantas vasculares (8.000), y alberga un tercio de todas las especies endémicas en Europa.

Los impactos del cambio climático sobre la sociedad humana y el medio ambiente han sido objeto de amplios debates durante las últimas décadas. El efecto invernadero es consecuencia de la energía solar que absorben los gases de efecto invernadero, y que permite mantener un equilibrio térmico adecuado para la vida en la tierra. Los principales gases de efecto invernadero (GEI) son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el óxido nitroso (N_2O), el ozono (O_3), y los gases fluorados. El aumento de la concentración en la atmósfera de los gases de efecto invernadero por las actividades humanas ha llevado al aumento de la absorción de energía solar y al calentamiento de la tierra (Terceiro, 2008)[2]. La percepción de las amenazas del cambio climático ha llevado a la introducción progresiva de políticas de cambio climático, tanto en Europa como en otros países, pero los efectos prácticos de estas políticas han sido limitados hasta ahora. A pesar de la creciente preocupación sobre los efectos del cambio climático, las emisiones globales continúan aumentando y no se ha conseguido llegar a acuerdos vinculantes de reducción de emisiones entre China, Estados Unidos, Unión Europea e India, que son los principales países emisores.

El aumento de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) es el factor determinante del cambio climático actual y proyectado en la Tierra (Houghton, 2001). Las emisiones antropogénicas globales de GEI han aumentado un 70 % entre 1970 y 2004, debido sobre todo al uso de combustibles fósiles, pero también a los cambios en el uso de la tierra y a la intensificación de la agricultura (IPCC, 2007a). El informe Stern estima los daños del impacto del cambio climático en el 5 % anual del PIB mundial, frente a una estimación de los costes de las políticas de mitigación del 1 % anual (Stern, 2007). Por el contrario Nordhaus (2008) considera que los daños no justifican los costes de las políticas de mitigación. Estas recomendaciones contrapuestas no son consecuencia de los modelos que utilizan ambos autores y de los impactos estimados, sino del tamaño de la tasa de descuento. Nordhaus utiliza una tasa de descuento más elevada que reduce el valor presente de los daños que ocurren en décadas futuras, en relación a los costes de mitigación a realizar en el presente. Stern utiliza una tasa de descuento menor, que justifica los costes de mitigación presentes en relación a los daños futuros.

La agricultura, la ganadería y los bosques son sectores clave en el estudio del cambio climático, porque son la fuente de la alimentación humana y por su interdependencia con la conservación del medio ambiente y la protección

[2] Terceiro (2008) realiza una breve presentación de los debates sobre el cambio climático, describiendo la evidencia empírica y científica, y los instrumentos de regulación.

de los ecosistemas naturales. Numerosos estudios científicos señalan unos efectos negativos importantes del cambio climático sobre estos sectores, con especial énfasis en las regiones áridas y semiáridas del mundo. En el hemisferio norte, las condiciones de clima apropiadas para el cultivo se desplazarán hacia el norte, con una mayor frecuencia y severidad de sequías en las regiones meridionales. Las proyecciones de cambio climático para final de siglo indican que en las zonas áridas y semiáridas del sur de Europa y del resto de países de la cuenca mediterránea, habrá una reducción importante de disponibilidad de agua y un fuerte aumento de las extracciones, pérdidas de producción agraria por la caída de la productividad de los cultivos, y daños significativos sobre los ecosistemas (FAO, 2011).

Se prevé que el cambio climático genere un aumento en las temperaturas y una modificación en el patrón de precipitaciones. Estos efectos reducirán los rendimientos de los cultivos tanto en secano como en regadío, mientras que la producción ganadera soportará pérdidas de productividad y aumentos de costes ante los cambios prolongados o extremos de temperatura. Estos efectos negativos sobre los cultivos y la ganadería serán especialmente significativos en la segunda mitad del siglo si se cumplen los escenarios más probables de cambio climático.

Los procesos biológicos de crecimiento y la productividad de las plantas y animales se verán afectados por la modificación de factores de estrés como las malas hierbas, las enfermedades de las plantas y animales, y las plagas de insectos, así como los cambios en los periodos de desarrollo y polinización. El cambio climático afectará a los ecosistemas naturales que desempeñan importantes funciones en la conservación de la calidad del suelo, y en la regulación de la cantidad y calidad de los recursos hídricos. Por otra parte los cambios en el régimen de precipitaciones y la aparición de precipitaciones extremas, tendrán efectos negativos sobre los recursos hídricos disponibles y sobre la erosión de los suelos (USDA, 2012).

Esta problemática general del cambio climático es consecuencia de las emisiones de GEI de los distintos sectores de actividad económica. La generación de electricidad, la industria y el transporte generan más de la mitad de las emisiones de gases, en especial CO_2. La agricultura también es una fuente importante de emisiones GEI, y es la principal fuente de emisiones distintas al CO_2, como metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). Las fuentes de estas emisiones son las grandes instalaciones ganaderas de producción intensiva (CH_4) y la fertilización nitrogenada en los suelos de cultivo (N_2O). La agricultura

supone un 14 % de las emisiones antropogénicas de GEI (IPCC, 2007a), pero es también una fuente de alternativas de bajo coste para mitigar el cambio climático, mediante el uso de buenas prácticas agrícolas que reduzcan las emisiones GEI, y con el manejo adecuado de los bosques, la vegetación y los suelos como sumideros de carbono.

El objetivo de este capítulo es describir los efectos del cambio climático en el sector agrario español, a partir de la información disponible. En el capítulo se presentan algunas de las posibles medidas de mitigación y adaptación a las nuevas circunstancias y retos que plantea el cambio climático en la agricultura. Además, se revisan las iniciativas políticas más importantes que han surgido en Europa y en España para frenar los efectos negativos del cambio climático en la agricultura, y los resultados obtenidos hasta el momento.

Con este propósito, el capítulo está organizado de la siguiente manera. En el apartado siguiente se enumeran algunas de las políticas más importantes de la Unión Europea y de España frente al cambio climático en el sector agrario. El apartado 3 resume algunas de las principales medidas de mitigación y adaptación a los efectos del cambio climático en la agricultura. En el apartado 4 se analiza el impacto del cambio climático en los recursos hídricos, recurso clave en la agricultura española. En la sección 5 se analizan medidas para la adaptación de los recursos hídricos a las nuevas perspectivas de escasez de agua, sequía y cambio climático. Finalmente en el apartado 6 se enumeran las principales conclusiones del capítulo.

2. Regulaciones sobre el cambio climático y su indicencia sobre el sector agrario

Las proyecciones de cambio climático a final de siglo para España indican aumentos de la temperatura en 4 ºC y de la evapotranspiración en un 21 %, mientras que las precipitaciones disminuyen cerca del 20 %. Estos cambios provocarían la reducción de los rendimientos de los cultivos, el aumento de las necesidades de riego, y la intensificación en la difusión de enfermedades de las plantas y del ganado (CEDEX, 2010). La escasez de agua empeora en la mayoría de las cuencas españolas, con caídas de hasta el 40 % en la disponibilidad de agua de algunas cuencas, y el incremento en un orden de magnitud de la recurrencia de las sequías (Lehner *et al.*, 2005; Iglesias, 2009).

En España, las emisiones GEI de la agricultura alcanzan los 40 millones de t CO_2eq, lo que representa el 11 % de las emisiones antropogénicas. La mitad de las emisiones GEI agrarias provienen de la ganadería y la otra mitad de la fertilización de suelos. Del total de emisiones, una tercera parte son emisiones de metano de la fermentación entérica del ganado una quinta parte son emisiones de óxido nitroso y metano del manejo y almacenamiento del estiércol ganadero, y casi la mitad son emisiones de óxido nitroso de la fertilización de suelos (MAGRAMA, 2012). La utilización de la tierra, los cambios de uso de la tierra, y los bosques (LULUCF) pueden llegar a mejorar el balance de emisiones en unos 29 millones de t CO_2eq, con la ayuda de medidas de reducción de emisiones y de fijación de carbono (MARM, 2011).

La Unión Europea se comprometió en el Protocolo de Kioto a reducir un 8 % sus emisiones GEI en 2012. Los países miembros han tenido que limitar o reducir sus emisiones en los sectores regulados por el mecanismo de comercio de emisiones, aunque se permite aumentar el balance de emisiones a través de los mecanismos de flexibilización y de las actividades de uso de la tierra y bosques (EEA, 2010). El límite conjunto para toda la economía y el límite de los sectores regulados han servido para limitar de forma indirecta los sectores difusos no cubiertos por el comercio de emisiones, como la agricultura y el transporte. Como consecuencia de estos límites indirectos de los sectores difusos, el gobierno de España ha tenido que gastar 800 millones de euros en la compra de 260 millones de toneladas para cubrir el exceso de emisiones de los sectores difusos entre 2008 y 2012.

En los acuerdos internacionales no existen compromisos de reducción de las emisiones de la agricultura, y las políticas nacionales se han centrado en las emisiones puntuales de los sectores regulados (energía e industria), porque las emisiones difusas de la agricultura son mucho más difíciles de controlar. La estrategia de cambio climático de la Unión Europea plantea reducir un 20 % las emisiones entre 2005 y 2020, con un objetivo de reducción del 21 % para los sectores regulados con comercio de emisiones, y del 10 % para los sectores difusos (EEA, 2012). El porcentaje de reducción de los sectores difusos varía por país, y para España se ha fijado en el 10 %.

Las medidas de mitigación y adaptación al cambio climático se están incluyendo en las políticas agrarias y medioambientales europeas. Se pretende disponer de instrumentos para reducir las emisiones de origen agrario sin perjudicar la viabilidad económica de las actividades de producción. Estas

políticas agrarias y medioambientales son básicamente la Política Agraria Común (o Política Agrícola Común en terminología comunitaria), la Directiva de Prevención y Control Integrados de la Contaminación, la Directiva Marco del Agua, y la Directiva de Nitratos.

La *Política Agraria Común* (PAC) determina la evolución de la agricultura europea, y sus últimas reformas pretenden promover la sostenibilidad de la agricultura, la protección del medio ambiente, y la mejora de las condiciones de salud y bienestar animal. Los principales cambios para la protección del medio ambiente y la mitigación del cambio climático son los programas agroambientales, los pagos desacoplados y la condicionalidad, la modulación obligatoria, y el establecimiento de sistemas de asesoramiento a las explotaciones. A partir de 2014, la PAC va a incluir medidas específicas para aprovechar el potencial de la agricultura en la mitigación de emisiones y en la adaptación al cambio climático (EC, 2009 y 2010). A este respecto se remite al lector interesado al Capítulo 6 de este mismo libro, escrito por Albert Massot.

La *Directiva de Prevención y Control Integrados de la Contaminación* está orientada a reducir las emisiones de origen industrial y agrícola. La directiva incluye las instalaciones de ganadería intensiva de porcino y aves. Las recomendaciones para reducir la contaminación de las instalaciones ganaderas son la incorporación de la mejor tecnología disponible, el uso eficiente de la energía, la fijación de límites de emisiones, y la gestión apropiada del estiércol.

La *Directiva Marco del Agua* pretende alcanzar el buen estado ecológico de todas las masas de agua, mediante la protección de las aguas superficiales y subterráneas, y el uso sostenible del agua. La directiva promueve unos precios del agua cercanos al «coste completo de recuperación», la fijación de límites de emisiones y estándares de calidad de agua, y la gestión participativa de las cuencas. La mejora de la gestión del agua puede tener un efecto positivo sobre las emisiones GEI, y la directiva quiere utilizarse como instrumento clave para la adaptación y mitigación del cambio climático.

La *Directiva de Nitratos* sirve para proteger la calidad del agua evitando que los nitratos de origen agrario contaminen las aguas superficiales y subterráneas. Las principales medidas son la identificación de zonas vulnerables a la contaminación, el diseño e implementación de buenas prácticas agrarias, y el establecimiento de límites de fertilización. La reducción de la contaminación por nitratos sirve también para mitigar las emisiones GEI por el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y los residuos de la ganadería. Las buenas prácticas agrarias como el laboreo de conservación, la rotación de cultivos, y los

cultivos de cubierta en invierno, permiten incrementar la fijación de carbono por los suelos y la vegetación (Smith, 2004).

En España, el gobierno elaboró la estrategia de cambio climático con límites de emisiones para toda la economía en el período 2008-2012 (MARM, 2007). La estrategia establece propuestas para el diseño de medidas de mitigación en cada sector, y promueve la cooperación de los gobiernos regionales y locales en los esfuerzos de mitigación que permitan cumplir los compromisos de emisiones. Los objetivos para el sector agrario consisten en reducir las emisiones GEI de fuentes agrícolas y ganaderas, sin establecer mínimos de reducción, y en incrementar un 2 % la fijación de carbono durante el periodo 2008-2012. Las medidas de mitigación que se plantean son ampliar la información y el conocimiento sobre los procesos de producción, reducir la fertilización nitrogenada, mejorar la gestión de estiércoles, promover la agricultura ecológica y la biodigestión de estiércoles, aumentar la eficiencia energética del regadío, expandir los cultivos energéticos, y renovar la maquinaria agrícola.

3. Medidas de mitigación y adaptación al cambio climático en la agricultura española

La estimación de las emisiones GEI para la agricultura y la ganadería se basan en la utilización de los factores de emisión por unidad de actividad y la información sobre producción regional (De Cara *et al.*, 2005; Schneider *et al.*, 2007). El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 1996a) suministra información de estos factores para utilizarlos a nivel global, y los países de la Unión Europea utilizan los factores de emisión para elaborar los inventarios de emisiones nacionales que publica la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2010).

Las emisiones GEI del sector agrario en España alcanzan los 40 millones t CO_2eq, lo que representa el 11% de las emisiones totales. Las principales emisiones GEI de origen agrario provienen de las emisiones de metano (CH_4) y de óxido nitroso (N_2O) de la fermentación entérica y del manejo de estiércol. Estas emisiones alcanzan los 20,4 millones t CO_2eq, de los que 12,4 millones corresponden a la fermentación entérica y 8 millones al manejo del estiércol. En segundo lugar están las emisiones de óxido nitroso (N_2O) de los fertilizantes nitrogenados que alcanzan 18,8 millones t CO_2eq, en forma de emisiones di-

rectas de los suelos agrícolas y emisiones indirectas de las pérdidas de nitrógeno por lixiviación y escorrentía.

Las alternativas de mitigación de emisiones de la agricultura y la ganadería dependen de las tecnologías y las prácticas de cultivo y cría del ganado. Las medidas de mitigación que se han propuesto en el manejo de los cultivos son el uso más eficiente de la fertilización nitrogenada, el laboreo de conservación o el no laboreo, la rotación de cultivos, los cultivos cubierta, la mejora del manejo de los pastizales, la revegetación y reforestación, el control de los incendios forestales, y la restauración de los suelos degradados.

En la ganadería vacuna y ovina, donde se generan las emisiones de metano de la fermentación entérica, las propuestas consisten en la gestión de la alimentación del ganado mediante la modificación de la dieta y el uso de aditivos, así como la sustitución de forrajes por piensos compuestos. En cuanto a la gestión del estiércol de las especies ganaderas, las propuestas consisten en cubrir los depósitos de estiércol, el desecado del estiércol, el tratamiento del estiércol para reducir las emisiones de óxido de nitrógeno, a la vez que se capturan las emisiones de metano como fuente de energía, y la utilización del estiércol como sustituto del abonado mineral (Smith *et al.*, 2007).

Los problemas más serios ocurren en las zonas de gran concentración de ganadería intensiva, por el coste elevado del transporte del estiércol a zonas distantes como abonado, y porque las plantas de tratamiento no tienen suficiente rentabilidad de mercado. Ambas medidas, el transporte de estiércol y las plantas de tratamiento requieren subvenciones significativas para su funcionamiento.

Las experiencias en la construcción de plantas de tratamiento de purines en la cuenca del Matarraña (valle del Ebro) muestran el problema. Las plantas no pueden funcionar sin subvenciones, ya que el coste de inversión y operación está por encima de los 6 €/m^3 de purín, y se ha establecido una tasa de 2,7 €/m^3 que los ganaderos no están dispuestos a pagar. La regulación que justifica la construcción de estas plantas de tratamiento de purines es la Directiva de Nitratos, pero los ganaderos solo utilizan las plantas de tratamiento como último recurso, y evitan pagar el elevado coste de la tasa por entregar purín. La solución de utilizar purines como abonado tampoco es rentable económicamente cuando la distancia de la granja supera los 10 kilómetros hasta el campo de abonado (Iguacel *et al.*, 2007). En algunos municipios de la zona del Matarraña se alcanza un excedente de nitrógeno superior a los 400 kg/ha, por lo que también son necesarias subvenciones para el transporte a zonas con déficit de nitrógeno. En todo caso, el tamaño

de las subvenciones indica que es mucho más razonable subvencionar el transporte para abonado, que subvencionar plantas de tratamiento de coste desproporcionado.

No existen trabajos que evalúen las políticas de mitigación de emisiones para el conjunto del sector agrario en España. Sin embargo, sí pueden encontrarse en la literatura trabajos en este sentido a nivel regional. Como ejemplo de los efectos de estas políticas puede citarse el estudio de Kahil y Albiac (2012) del sector agrario de Aragón. En el trabajo se examinan distintos instrumentos de política de cambio climático para reducir las emisiones de 3,5 millones t CO_2eq de la agricultura en Aragón, de los que cerca de 1 millón t CO_2eq proceden de la fertilización de cultivos. Los resultados muestran que la fijación de límites de fertilización, unido a la sustitución del abonado mineral por abonado orgánico de la ganadería, es la mejor medida de mitigación de emisiones. La fijación de límites de fertilización manteniendo el actual abonado mineral reduciría las emisiones, pero continuarían las emisiones de los estiércoles que no se utilizan actualmente como abonado.

La Tabla 1 muestra que el escenario «Límites de fertilización» reduce el abonado de nitrógeno de 110.000 a 88.000 t N (columna «Abonado N») y consigue una reducción de emisiones directas e indirectas cercana a los 0,3 millones t CO_2eq (reducción agregada de las columnas «Emisiones N_2O» y «Lixiviado N»). Además el 80 % de este abonado está disponible en forma de excedentes de estiércol (Orús, 2006), que podría sustituir al abonado mineral para conseguir una reducción adicional de las emisiones de la ganadería. Pero como se ha señalado anteriormente, el coste de transporte solo permite la rentabilidad de mercado del abonado orgánico a muy corta distancia.

También se observa que subir los precios del agua y del nitrógeno mediante impuestos (escenarios «Impuesto nitrógeno» e «Impuesto agua») no consigue mejorar el bienestar de la sociedad, ya que los impuestos solamente logran una reducción moderada de las emisiones a un coste desproporcionado para los agricultores en términos de su renta.

El estudio muestra la importancia de la modernización de regadíos (escenario «Modernización de regadíos») para la mitigación de las emisiones con un potencial de reducción de 0,2 millones t CO_2eq (reducción agregada de las columnas «Emisiones N_2O» y «Lixiviado N»). El escenario «Impuesto sobre emisiones» es el escenario de máximo bienestar, pero es un escenario que no puede implementarse por la enorme dificultad que supone el control de las emisiones difusas de los agricultores.

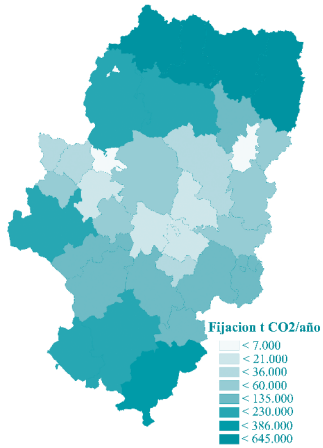
Tabla 1. Escenarios de mitigación en la agricultura de Aragón

Escenarios	Bienestar (10^6 €)	Renta (10^6 €)	Daño (10^6 €)	Abonado N (10^3 t)	Agua de riego (hm^3)	Lixiviado N (10^3 t)	Emisiones N_2O (10^3 t CO_2)	Superficie cultivada (10^3 ha)
Base	227	278	50	110	2.190	23	912	1.062
Impuesto sobre emisiones	281	239	42	93	1.750	17	743	977
Limites de fertilización	262	300	39	88	2.190	18	719	1.062
Impuesto nitrógeno: t_n=0,5 €/kg	227	225	42	89	1.970	19	744	881
Impuesto nitrógeno: t_n=1 €/kg	228	182	38	81	1.870	18	675	800
Impuesto agua: t_a=0,025 €/m^3	225	226	49	107	2.140	23	888	1.042
Impuesto agua: t_a=0,05 €/m^3	217	180	36	83	1.550	17	676	876
Modernización de regadíos	238	281	44	93	2.000	21	773	867

Fuente: Kahil y Albiac (2012).

Otro resultado a destacar del estudio es la importancia de los bosques en Aragón como sumideros de carbono. La superficie forestal en Aragón supera el millón y medio de hectáreas, y las principales zonas de bosques se sitúan en comarcas con rentas agrícolas bajas y actividades extensivas como Gúdar-Javalambre, Ribagorza y Sobrarbe (Mapa 1). La cantidad de carbono fijado por los bosques en Aragón se estima en unos 3,4 millones t CO_2/año (Gobierno de Aragón, 2008). Un manejo del los bosques orientado a la captura de carbono permitiría aumentar la fijación de carbono en 0,7 millones t CO_2eq.

Mapa 1. Fijación de carbono por los bosques de Aragón (t CO_2/año)



Fuente: Kahil *et al.* (2013).

4. Impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos

El Cuarto Informe de Evaluación del IPCC (IPCC, 2007a) indica que los impactos negativos del cambio climático en el sur de Europa serán importantes, con aumentos sustanciales de temperatura y una mayor frecuencia de sequías. El agua disponible para las demandas consuntivas se reducirá significativamente, y también descenderá el potencial hidroeléctrico. Los cultivos en regadío necesitarán utilizar más agua, mientras que disminuirá el rendimiento de los cultivos en secano. Otros efectos serán la caída del turismo en la época estival, el aumento de los riesgos para la salud por las olas de calor, nuevos vectores de enfermedades y una mayor probabilidad de incendios.

En España, las predicciones para final de siglo indican una reducción significativa de las precipitaciones, una intensificación de la frecuencia y severidad de los fenómenos extremos de sequías e inundaciones, una fuerte caída en la disponibilidad de los recursos hídricos en las zonas de mayor aridez, un empeoramiento de la calidad del agua, así como una disminución en las reservas tanto de los pantanos como de los acuíferos[3]. Por otra parte, los suelos perderán humedad con efectos negativos en la vegetación, que supondrán

[3] Escenario A1B del *Summary for Policy Makers* (IPCC, 2007b). Como se ha señalado anteriormente, las reducciones de precipitaciones y recursos hídricos disponibles alcanzan el 20 % y el 40 %, respectivamente.

una mayor vulnerabilidad de los bosques y cultivos ante plagas y enfermedades, y cambios en la distribución espacial de los cultivos, la ganadería y los ecosistemas naturales. En las zonas de mayor aridez, los ecosistemas naturales experimentarán una degradación significativa.

En las últimas décadas, la escasez de agua se ha convertido en un problema serio en la mayoría de las cuencas de las regiones áridas y semiáridas. La escasez en estas cuencas se inició con las grandes extracciones de agua superficial para la agricultura, pero el problema se ha agravado por el enorme desarrollo del aprovechamiento de las aguas subterráneas con pozos individuales como consecuencia de la caída de costes en la adopción de tecnologías de bombeo[4]. La creciente escasez de agua por las extracciones excesivas de aguas superficiales y subterráneas muestra que las dificultades de gestión de los recursos hídricos son comunes en todas las regiones. Esta mala gestión se explica porque el agua es fundamentalmente un bien comunal con externalidades ambientales, y una gestión más sostenible requiere de la cooperación de los grupos de interés a través de un marco institucional adecuado.

El efecto del cambio climático en las regiones áridas y semiáridas va a ser sustancial porque se añadirá a la situación actual de escasez de agua. La magnitud de los impactos se puede deducir de las sequías recientes en Australia, Estados Unidos, China y África, con daños importantes sobre la agricultura, los sectores urbanos e industriales, el turismo, y el medio natural y los ecosistemas. Los costes de los daños de las sequías son considerables con un rango de estimaciones entre 1.500-5.000 millones de euros anuales en Estados Unidos, y de unos 3.300 millones de euros anuales en la Unión Europea[5]. Estos costes representan entre el 0,05-0,10 % del producto interior bruto, aunque el coste de las sequías puede ser excepcionalmente elevado en algunos años, como en Australia donde se alcanzó el 1 % del PIB en la última sequía.

En los países del sur de Europa, como España, la escasez de agua y las sequías son problemas importantes y recurrentes. Estas cuestiones no han conseguido una gran prioridad en las políticas europeas, y solo han merecido la elaboración de una «Comunicación sobre Escasez de Agua y Sequías» (EC, 2007). La Comunicación es una mera declaración de intenciones que no es legalmente vinculante, sin el rango de directiva que tienen las inundaciones.

[4] El problema es serio como revela la sobreexplotación de 50 km^3/año en la región del Indus, Ganges y Bramaputra (Tiwari *et al.*, 2009), y la sobreexplotación de 13 km^3/año en de la región del Tigris y Eufrates (Voss *et al.*, 2013).

[5] En Estados Unidos, las estimaciones de costes de la NOAA (2008) son de unos 1.000-2.000 millones de dólares anuales, donde solo se incluyen daños de cosechas y de propiedades, mientras que los costes estimados por FEMA (1995) son de unos 6.000-8.000 millones de dólares anuales, donde se incluyen todos los sectores. En Europa, los costes estimados por la Comisión Europea son de unos 3.300 millones de euros anuales (EC, 2007).

Tabla 2. Extracciones de agua por sector (hm^3)

Año	1960	1990	2009
Regadío	12.800	23.000	25.000
Urbana e industrial	2.700	5.800	7.000
Total	**15.500**	**28.800**	**32.000**

Fuente: INE (2010), MIMAM (2000) y MOPT (1993).

A pesar de ello, la escasez de agua, las sequías y los fuertes impactos que puede tener el cambio climático son temas importantes para España, como muestra la puesta en marcha de los planes de sequía en 2007. A continuación se discuten las respuestas y la adaptación a la escasez y las sequías que se han dado en España como ejemplos para poder evaluar las políticas de adaptación de los recursos hídricos al cambio climático.

5. Políticas de adaptación de los recursos hídricos a la escasez, las sequías y el cambio climático

La escasez y la degradación de la calidad del agua en España son consecuencia de la creciente presión de las actividades económicas durante los últimos cincuenta años. La escasez de agua está ligada a la enorme expansión del regadío, mientras que la degradación de la calidad está sobre todo vinculada a los sectores urbano e industrial, y en menor medida a la agricultura. Las extracciones de agua para usos consuntivos han pasado de 15.500 a 32.500 hm^3 anuales entre 1960 y la actualidad, como consecuencia de la expansión del regadío de 1,8 a 3,5 millones de hectáreas, y del crecimiento de la demanda urbana e industrial (Tabla 2).

Los principales problemas de escasez de agua están localizados en las cuencas del sur y este peninsular, con producciones muy rentables de hortalizas y frutales cultivadas bajo sistemas de producción intensiva. En otras cuencas de la España interior, las producciones en regadío son menos rentables y se cultivan con técnicas de producción extensivas. Los problemas de escasez de agua están ligados al potente desarrollo de la extracción de acuíferos en las últimas décadas en las cuencas del Júcar, Segura, Sur y Guadiana, y más recientemente en el Guadalquivir.

En la confederación del *Júcar*, el regadío se expandió de 120.000 a 350.000 ha entre 1970 y 1995, en su mayoría a partir de aguas subterráneas. Actualmente, la demanda de riego es de unos 2.550 hm^3 anuales sobre una demanda total de unos 3.300 hm^3, que se cubre con 1.600 hm^3 de agua superficial y 1.700 hm^3 de agua subterránea. Los recursos renovables alcanzan unos 3.700 hm^3 anuales y están ligeramente por encima de las extracciones.

En la cuenca del *Segura*, el regadío se expandió de 130.000 a 270.000 ha entre 1970 y 1995, creando una fuerte presión sobre los recursos hídricos. Los recursos renovables alcanzan los 800 hm^3 al año, a los que se añaden 300 hm^3 del trasvase Tajo-Segura. El total está muy por debajo de las extracciones actuales de 1.400 hm^3 anuales, por lo que hay una fuerte sobreexplotación de los acuíferos. En la cuenca *Sur*, la sobreexplotación de acuíferos es consecuencia de la expansión desde 1970 de los cultivos en invernadero, que han alcanzado las 40.000 ha.

En el alto *Guadiana* ha habido una mala gestión de acuíferos en los últimos treinta años, que ha llevado a la desaparición de los sistemas de tablas del rio y de 80 kilómetros de su curso. La expansión del regadío se inicio en los años ochenta, alcanzando las 150.000 ha en 1990 y 260.000 ha en 2005. Los daños sobre los ecosistemas acuáticos son importantes, e incluyen el Parque Natural de las Tablas de Daimiel. Finalmente, la expansión más reciente de extracciones descontroladas ha ocurrido en la cuenca del *Guadalquivir*. Las extracciones eran de 3.400 hm^3 en 1995, lo que ya suponía una presión significativa sobre unos recursos renovables de 6.800 hm^3 anuales. En los últimos quince años, el regadío se ha expandido de 480.000 a 800.000 ha con extracciones de agua subterránea que han pasado de 300 a 900 hm^3 anuales, en su mayoría alegales. Las extracciones en la actualidad alcanzan los 4.100 hm^3, de los que 3.500 hm^3 cubren el regadío y 600 hm^3 la demanda urbana e industrial. Durante los años secos, las extracciones subterráneas para riego reducen considerablemente el agua superficial disponible. El resultado es un caudal muy bajo en los ríos que solo permite cubrir la demanda urbana e industrial que es prioritaria, mientras que se producen fuertes ajustes en el regadío con agua superficial y en los caudales ecológicos que mantienen a los ecosistemas. El ecosistema más importante de la cuenca es Doñana, el principal humedal de la península ibérica, que se encuentra amenazado por la sobreexplotación del regadío que lo rodea.

El progresivo empeoramiento de la escasez de agua en la mayoría de las cuencas españolas es un factor preocupante ante las perspectivas de cambio

climático, que harán aumentar la frecuencia e intensidad de las sequías. El impacto negativo de las sequías tenderá a aumentar en términos económicos y medioambientales, y su magnitud dependerá de las medidas de adaptación que se logren poner en marcha. Los tres últimos periodos de sequía de 1980-83, 1991-95 y 2005-08 tuvieron unos impactos negativos similares sobre los ecosistemas: gran disminución de la producción agraria, aumento masivo de perforación de pozos en los acuíferos, y caída alarmante de la capa freática en los principales sistemas de acuíferos.

La respuesta de las autoridades de cuenca a las sequías, bajo estas condiciones de mayor escasez, ha consistido en una elaboración más sofisticada y compleja de las respuestas y de las medidas de adaptación. La sequía de 1991-95 llegó a provocar una reducción media del 15 % en las precipitaciones y del 28 % en los caudales, aunque la reducción en algunas cuencas como el Guadiana y el Guadalquivir alcanzó el 30 % de las precipitaciones y el 70% de los caudales. Durante la sequía de 2005-2008, el gobierno encargó a las autoridades de cuenca la elaboración de los *planes de sequía* que fueron aprobados en 2007. Los planes de sequía se basan en un sistema de indicadores hidrológicos, y cada autoridad de cuenca prepara un plan de sequía que incluye las reglas de gestión para cada sistema de explotación y las medidas a tomar en el dominio público hidráulico. Las administraciones públicas responsables del abastecimiento urbano elaboran planes de emergencia de abastecimiento en coordinación con las reglas y medidas del plan de sequía de la cuenca.

Los costes y la escala de las medidas de sequía dependen de las perspectivas de escasez en las cuencas, ya que el grado de escasez determina la complejidad y el coste de las medidas. La cuestión fundamental para los responsables de las políticas de agua es si estas políticas serán capaces de frenar o reducir la progresiva escasez de agua en las cuencas, y prevenir los efectos del cambio climático. La respuesta va a determinar si las cuencas se convierten en sistemas hidrológicos cerrados que aceleren la degradación de los recursos hídricos y el daño a los ecosistemas, creando además cada vez más dificultades para las actividades humanas.

Las políticas de adaptación de los recursos hídricos al cambio climático siguen dos enfoques contrapuestos, derivados de la organización institucional y las políticas de gestión del agua que se han desarrollado en los distintos países. El primer enfoque se basa en la primacía de los *instrumentos económicos*, y el segundo en la primacía de los *instrumentos institucionales*.

Un ejemplo del primer enfoque es Australia, que ha introducido los mercados de agua como mecanismo de asignación de la escasez de agua, y estos mercados tienen una función clave durante los periodos de sequía. La cuenca del Murray-Darling es actualmente el mercado de agua más importante del mundo, y su funcionamiento se basa en una definición clara de los derechos de agua de cada usuario, y en la capacidad de hacer cumplir las asignaciones de derechos. Durante los periodos de sequía, la flexibilidad que proporcionan los mercados de agua ha generado importantes beneficios económicos. En el Murray-Darling, la estimación de estos beneficios del mercado de agua alcanzan los 800 millones de euros durante la sequía del año 2007-2008 (Connor, 2013).

Pero un desafío importante para los mercados de agua es el impacto del mercado sobre terceros, lo que incluye los daños a grupos de usuarios de los sectores económicos y los daños a los ecosistemas. Estas externalidades económicas y medioambientales pueden ignorarse, con lo que se consigue reducir los costes de transacción, o bien pueden tenerse en cuenta pero entonces los mayores costes de transacción debilitan los beneficios del mercado de agua. Australia ha preferido ignorar la mayor parte de las externalidades, lo que ha facilitado el funcionamiento de los mercados (Connor, 2013).

Un problema serio de externalidad de los mercados de agua es que los intercambios de agua reducen los caudales en cuenca, ya que se venden derechos disponibles que no se utilizaban con lo que aumentan las extracciones, y también porque se producen aumentos de eficiencia del regadío en parcela que reducen los retornos a cuenca. La utilización de los mercados de agua como solución de las sequías o de adaptación al cambio climático supone la reducción del caudal en cuenca, es decir una mayor escasez de agua. Para evitarlo, se podría tener en cuenta el impacto del comercio de agua sobre los caudales ecológicos, y ajustar en consecuencia la asignación de derechos de agua. Otra alternativa sería que el comercio de agua se basará en el consumo de agua (o evapotranspiración en el regadío) en lugar de en el uso de agua (extracciones). El problema es que ambas opciones incrementan los costes de transacción y pueden llegar a impedir las transacciones de agua.

Otro ejemplo de este enfoque basado en instrumentos económicos es California, donde se ha propuesto compensar las reducciones de agua de las sequías y el cambio climático con medidas como los mercados de agua, el almacenamiento de agua y la conservación, la reutilización y la desalación. El estudio de Medellín *et al.* (2013) señala que estas medidas pueden llegar a contrarrestar las fuertes caídas de disponibilidad de recursos hídricos como

consecuencia del cambio climático y las sequías. Los resultados de simulación de su modelo hidroeconómico muestran que la optimización de la asignación, almacenamiento y transporte del agua en el tiempo y en el espacio permite alcanzar una reducción muy significativa de los impactos de las sequías y el cambio climático.

Las estimaciones de este modelo indican que el coste de las sequías en el Valle Central de California alcanza los 1.000 millones de dólares. El modelo también se utiliza para simular los costes de escasez de agua como consecuencia del cambio climático en el futuro, y los resultados muestran que estos mecanismos de asignación pueden reducir los costes de escasez desde 1.600 a solo 120 millones de dólares. Pero este tipo de solución basado en el comercio del agua es difícil de implementar en California como muestra el fracaso del banco de agua en la sequía de 2009, bloqueado por las regiones exportadoras de agua. Los incentivos económicos de los mercados de agua y los procesos judiciales vigentes no son suficientes para garantizar el logro de esta solución óptima, que requiere de instituciones fuertes donde se consiga la cooperación de los grupos de interés.

El caso de España es un ejemplo del segundo tipo de enfoque basado en instrumentos institucionales. La escasez de agua se ha convertido en un problema serio en la mayoría de las cuencas, agravado durante los periodos de sequía. La escasez de agua supone que los impactos potenciales de las sequías y el cambio climático pueden ser mucho más negativos en términos económicos y medioambientales. La respuesta de las autoridades de cuenca ha consistido en una elaboración más sofisticada y compleja de las medidas de respuesta y adaptación.

El tamaño de la agricultura de regadío en España es similar al de California. En España se cultivan 3,4 millones ha con 25.000 hm^3 de agua, para generar unos ingresos de los cultivos de 23.000 millones de euros, mientras que en California se cultivan 3,7 millones ha con 41.000 hm^3 de agua, para generar unos ingresos de los cultivos de 29.000 millones de euros. Estas grandes extracciones de agua están presionando fuertemente los recursos y provocan daños medioambientales significativos. Las amenazas que se derivan para la seguridad humana de aprovisionamiento de agua se han compensado tanto en España como en California con inversiones que suman miles de millones en tecnologías del agua, en forma de trasvases, almacenamiento de agua y conservación, sistemas de riego avanzados, plantas de tratamiento de aguas residuales, desalación marina, y reutilización. A pesar de estas similitu-

des sobre el tamaño de la agricultura de regadío y de las grandes inversiones en tecnologías de agua, el enfoque de la gestión del agua en España es muy distinto al de California.

La gestión del agua en España se apoya en instrumentos institucionales, mientras que California y Australia se apoyan en el proceso judicial y en instrumentos económicos. La legislación española se modificó para favorecer el desarrollo de los mercados del agua, pero sin mucho éxito por el momento. Las principales organizaciones institucionales en España son las autoridades de cuenca, que gestionan el agua y resuelven los problemas de escasez del agua y las sequías. El aspecto distintivo de esta estructura institucional es la función clave de los grupos de interés dentro de las autoridades de cuenca, con los usuarios involucrados en todos sus organismos de gobierno y gestión. Existen planes de sequía en funcionamiento en todas las cuencas, formados por un sistema de indicadores, un conjunto de reglas de gestión de las sequías especifico por junta de explotación en el interior de cada cuenca, y planes de gestión de contingencias en los centros urbanos.

En Australia y California, los mercados de agua se utilizan para reasignar agua hacia usos de mayor rentabilidad económica. Los mercados de agua en Australia han reducido considerablemente las pérdidas económicas derivadas de la fuerte sequía que hubo en los últimos años, y la mitad del agua disponible se llegó a intercambiar en el mercado. En California, el porcentaje de agua intercambiada sobre el total es mucho menor, aunque los resultados de modelización indican el potencial de los mercados para la adaptación de los recursos hídricos al cambio climático y las sequías. En España, la respuesta a las sequías es institucional, con las autoridades de cuenca organizando la acción colectiva de los usuarios en los periodos de fuerte escasez y sequía. La respuesta a la escasez de agua a más largo plazo se planifica mediante políticas de agua que suponen grandes inversiones en tecnologías del agua para garantizar la seguridad del suministro.

Las experiencias de Australia, California y España muestran la existencia de distintos enfoques para la gestión de la escasez de agua y las sequías, y también para la adaptación al cambio climático. Un enfoque es utilizar los mercados de agua y supone manejar el agua como un bien privado, y otro enfoque es la acción colectiva considerando el agua bien comunal. Se pueden conseguir beneficios tanto privados como sociales bajo ambos enfoques, mercados del agua y acción colectiva, y en ambos casos las ganancias de bienestar son consistentes con la teoría económica.

Pero ambos enfoques están también interrelacionados, porque los casos de Australia y California muestran que el buen funcionamiento de los mercados de agua es imposible sin la cooperación de los usuarios a través de un marco institucional apropiado. Las externalidades de los efectos sobre terceros, en especial los impactos medioambientales, hacen necesario un marco institucional que sirva además para reducir los costes de transacción de los mercados del agua. De forma análoga, el enfoque institucional en España puede funcionar mejor utilizando instrumentos económicos bien diseñados, con incentivos que introduzcan mayor flexibilidad en el proceso institucional de toma de decisiones e implementación (Schwabe *et al.*, 2013).

En todo caso, estas experiencias de gestión muestran que tanto el enfoque de mercados de agua como el institucional requieren esfuerzos importantes a través de políticas para que surja la cooperación de los grupos de interés. Sin esta cooperación es imposible alcanzar una gestión más sostenible de los recursos hídricos para resolver los problemas de escasez y sequías, y preparar la adaptación de los recursos hídricos al cambio climático.

6. Conclusiones

El cambio climático es uno de los problemas medioambientales importantes con los que se va a enfrentar la sociedad en las próximas décadas. Los estudios científicos predicen fuertes impactos sobre las actividades humanas y los ecosistemas en las distintas regiones del mundo. El sector agrario es un sector clave en el análisis del cambio climático, porque es la principal fuente de la alimentación humana y por su interdependencia con la conservación del medio ambiente y la protección de los ecosistemas naturales. Las proyecciones de cambio climático para final de siglo indican que en las zonas áridas y semiáridas del sur de Europa como España, habrá impactos negativos sobre los cultivos y la ganadería, una reducción importante de disponibilidad de agua, y daños significativos sobre los ecosistemas.

El aumento de temperaturas y la modificación de las precipitaciones reducirán los rendimientos de los cultivos, mientras que los cambios prolongados o extremos de temperatura provocarán pérdidas de productividad y aumentos de costes en la ganadería. El cambio climático también agudizará los factores de estrés biótico sobre la producción, como crecimiento de las malas hierbas, enfermedades de las plantas y animales, plagas de insectos, y modificación de

los periodos de crecimiento. Pero hay una gran incertidumbre sobre el impacto productivo que tendrán estos factores de estrés en el futuro, porque no se conoce bien la complejidad de sus procesos e interacciones.

La estrategia de cambio climático de la Unión Europea plantea reducir las emisiones de los sectores difusos como el sector agrario en el horizonte 2020, e iniciar la adaptación de la agricultura al cambio climático. Para ello se están introduciendo medidas de mitigación y adaptación en las políticas agrarias y medioambientales europeas, como la Política Agraria Común, la Directiva de Nitratos y la Directiva Marco del Agua.

Conviene señalar que el diseño y la evaluación de estas medidas de control de la contaminación agraria es un proceso complejo, que requiere generar información biofísica y económica fiable sobre las características físicas y estructurales de las explotaciones agrarias, y sobre el manejo agronómico y las tecnologías de producción utilizadas. También es importante tener información detallada sobre los procesos de contaminación, el daño medioambiental de la carga contaminante, el coste del daño, y la dinámica de nutrientes en el suelo (Esteban y Albiac, 2012).

En la contaminación difusa, las medidas diseñadas por las administraciones centrales europea o nacional fracasarán cuando no incorporen los conocimientos específicos de la zona, o cuando carezcan de legitimidad y apoyo locales. La clave es diseñar medidas con mecanismos de implementación y cumplimiento políticamente viables, para que sus costes de transacción sean razonables. La viabilidad política solo se puede conseguir con una organización institucional que favorezca el surgimiento de la acción colectiva mediante la cooperación de los agricultores (Albiac, 2009).

Dos ejemplos de enfoque equivocado en las políticas medioambientales son la Directiva de Nitratos y la Directiva Marco del Agua. La Directiva de Nitratos se inspira en el principio de que quien contamina paga, y en consecuencia establece penalizaciones individuales de incumplimiento. Los resultados de este mecanismo son muy pobres, porque es imposible que el puro instrumento económico (penalización) haga surgir la acción colectiva de los agricultores. La Directiva Marco del Agua establece los precios del agua para conseguir la gestión sostenible del agua, pero ignora que el agua es un bien comunal en regadío y medioambiente, por lo que el instrumento económico (precios del agua) tampoco puede hacer surgir la acción colectiva de los agricultores. El resultado es que la política de precios en regadío tiene serios problemas de costes de transacción y de viabilidad política. Estos problemas

no se han analizado con detalle, pero afectan claramente el funcionamiento de las políticas medioambientales de cambio climático.

Los resultados del análisis de distintas medidas de reducción de emisiones GEI en el Valle del Ebro parecen generalizables al conjunto de la agricultura española. Estos resultados muestran que los impuestos sobre el agua y sobre los fertilizantes tienen un coste desproporcionado, y la mejor medida consiste en establecer límites a la fertilización y sustituir además el abonado mineral por el abonado orgánico. En relación a la gestión del estiércol de la ganadería, las medidas dirigidas a transportar el estiércol para abonado y construir plantas de tratamiento no tienen rentabilidad de mercado y requieren subvenciones, aunque estas subvenciones son mucho menores y más razonables en el caso del transporte de estiércol para abonado.

Una crítica importante a las políticas de cambio climático implementadas hasta la fecha es que se centran únicamente en los sectores regulados industriales y de generación de energía, que son más fáciles de controlar porque sus emisiones son puntuales, mientras que las emisiones del resto de los sectores son difusas. Otra crítica es la poca efectividad de las medidas de mitigación y adaptación al cambio climático implementadas en el sector agrario, basadas en modificaciones *ad hoc* de políticas anteriores como la PAC y la Directiva de Nitratos. Las políticas actuales también son cuestionables porque no son capaces de potenciar la acción colectiva de los agricultores necesaria para cualquier medida de mitigación o adaptación. Pero este es un problema de difícil solución, como muestra la falta de cooperación de los países para enfrentar el desafío del cambio climático.

Las políticas de agua europeas adolecen del mismo problema, en especial con el agua de riego y los caudales ecológicos, que no son bienes privados sino comunales. El enfoque de los precios del agua es ineficaz para conseguir una mayor sostenibilidad en la gestión del agua, que solo puede alcanzarse mediante un enfoque institucional.

El impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos en España va a ser muy significativo, y en algunas cuencas puede haber caídas del 20 % en las precipitaciones y del 40 % en el caudal de los ríos. La progresiva escasez de agua que está afectando a la mayoría de las cuencas españolas en los últimos decenios es un factor preocupante ante las perspectivas de cambio climático. El cambio climático agudizará la frecuencia e intensidad de las sequías, y sus impactos negativos tenderán a aumentar en términos económicos y medioambientales.

España posee experiencia en la respuesta institucional a las sequías bajo estas condiciones de mayor escasez de los recursos hídricos. A lo largo del tiempo se ha logrado alcanzar una elaboración cada vez más sofisticada y compleja de soluciones y medidas de adaptación, plasmadas en los planes de sequía. Los planes de sequía se basan en un sistema de indicadores hidrológicos, reglas de gestión para cada sistema de explotación, y planes de emergencia que garantizan el abastecimiento urbano.

Pueden distinguirse dos enfoques alternativos en el diseño de las políticas de adaptación de los recursos hídricos al cambio climático. Estos enfoques responden a la organización y las políticas de gestión del agua que predominan en los distintos países, y se basan en dar primacía a los instrumentos económicos, o en dar primacía a los instrumentos institucionales. La gestión del agua en Australia y California sigue el enfoque de los instrumentos económicos utilizando los mercados del agua y apoyándose en el sistema judicial para la resolución de conflictos. La gestión del agua en España sigue el enfoque de los instrumentos institucionales, con los grupos de interés involucrados en los organismos de gobierno y gestión de las autoridades de cuenca, de forma que los usuarios forman parte del proceso de toma de decisiones y de su cumplimiento.

El enfoque de los mercados de agua supone convertir el agua en un bien privado, con la desventaja de que se ignoran las externalidades de los mercados, en particular los impactos negativos medioambientales. Para que los mercados puedan funcionar mejor es imprescindible un marco institucional que permita integrar las externalidades medioambientales y reducir los conflictos jurídicos entre usuarios. El enfoque institucional en España también puede funcionar mejor con la ayuda de instrumentos económicos bien diseñados, que contribuyan a flexibilizar los procesos institucionales de gestión de los recursos hídricos.

Tanto el agua de riego como la contaminación difusa de la agricultura son bienes comunales cuya gestión sostenible requiere de la acción colectiva a través de la cooperación de los agricultores. Esta cuestión afecta claramente al funcionamiento de las políticas medioambientales de cambio climático en la agricultura española. Los responsables de la toma de decisiones han de aprovechar la potente tradición institucional en España, para conseguir que el sector agrario disponga de unas buenas políticas de mitigación y adaptación al cambio climático.

Referencias bibliográficas

Albiac, J. (2009). «Nutrient imbalances: Pollution remains». *Science,* 326(5953): 665b.

CEDEX, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (2010). *Estudio del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Ficha 1: Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural*. CEDEX. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Connor, J. (2013). «Principles for economically efficient and environmentally sustainable water markets: The Australian experience». En Schwabe K., Albiac, J., Connor, J., Hassan, R. y Meza, L. (Eds.): *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer, Dordrecht: 357-374.

De Cara, S., Houzé, M. y Jayet, P. (2005). «Methane and nitrous oxide emissions from agriculture in the EU: A spatial assessment of sources and abatement costs». *Environmental and Resource Economics,* 32: 551-583.

Esteban, E. y Albiac, J. (2012). «Assessment of nonpoint pollution instruments: The case of Spanish agriculture». *Water Resources Development,* 28(1): 73-88.

EC, European Commission. (2007). *Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union* (COM[2007]414). European Commission, Bruselas.

EC, European Commission. (2009). *The role of European agriculture in climate change mitigation.* Commission Staff Working Document Nº 1093. European Commission, Bruselas.

EC, European Commission. (2010). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future*. European Commission, Bruselas.

EEA, European Environment Agency. (2010). *Tracking progress towards Kyoto and 2020 targets in Europe.* EEA Report Nº 7/2010. EEA, Copenhague.

EEA, European Environment Agency. (2012). *Greenhouse emissions trends and projections in Europe 2012. Tracking progress towards Kyoto and 2020 targets*. EEA Report Nº 6/2012. EEA, Copenhague.

FAO, Food and Agriculture Organization. (2011). *Climate Change, Water and Food Security*. FAO Water Reports No. 36. FAO, Roma.

FEMA, Federal Emergency Management Agency. (1995). *National Mitigation Strategy: Partnerships for Building Safer Communities.* FEMA, Washington D.C.

Gobierno de Aragón. (2008). *Informe final del estudio sobre la funcionalidad de la vegetación leñosa de Aragón como sumidero de CO_2*. Unidad de Recursos Forestales. CITA. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Houghton, J. (2001). «The science of global warming». *Interdisciplinary Science Reviews,* 26(4): 247-257.

Iglesias, A. (2009). «Policy issues related to climate change in Spain». En Dinar A. y Albiac, J. (Eds.): *Policy and strategic behavior in water resource management*. Earthscan, Londres: 225-250.

Iguacel, F., Yagüe, M., Orús, F. y Quílez, D. (2007). *Estimación de costes de sistemas y equipos de aplicación de purín*. Informaciones Técnicas 178. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Departamento de Agricultura y Alimentación. DGA, Zaragoza.

INE, Instituto Nacional de Estadística. (2010). *Cuentas satélite del agua en España*. INE, Madrid.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (1996). *Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. IPCC, Londres.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007a). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Ginebra.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007b). *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Summary for Policymakers*. IPCC, Ginebra.

Kahil, M. y Albiac, J. (2012). «Instrumentos de política de cambio climático en la agricultura de Aragón». *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros,* 233: 13-42.

Kahil, M., Tapia, J., Notivol, E. y Albiac, J. (2013). «GHG mitigation measures in the agriculture and forestry sectors of Aragon». Comunicación presentada al Segundo Workshop sobre Mitigación de Emisión de Gases de Efecto Invernadero Provenientes del Sector Agroforestal, Zaragoza.

Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, H. y Kaspar, F. (2005). «Estimating the impacts of global change on food and drought risks in Europe: a continental integrated assessment». *Climatic Change,* 75: 273-299.

MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. (2012). *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero. Edición 2012 (serie 1990-2010). Sumario de resultados*. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. MAGRAMA, Madrid.

MIMAM, Ministerio de Medio Ambiente. (2000). *Libro blanco del agua en España*. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Secretaría de Estado de Aguas y Costas. MIMAM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2007). *Estrategia Española de cambio climático y energía limpia horizonte 2007-2012-2020*. MARM, Madrid.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2011). *Balance del nitrógeno en la agricultura Española 2009*. Dirección General de Recursos Agrícolas y Ganaderos. MARM, Madrid.

Medellín, J., Howitt, R. y Lund, J. (2013). «Modeling Economic-Engineering Responses to Drought: The California Case». En Schwabe K., J. Albiac, J. Connor, R. Hassan y L. Meza (Eds.): *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer, Dordrecht: 341-356.

MOPT, Ministerio de Obras Públicas y Transportes. (1993). *Plan Hidrológico Nacional*. Memoria y Anteproyecto de Ley. MOPT, Madrid.

NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2008). *Summary of National Hazard Statistics for 2008 in the United States*. NOAA – National Weather Service, Washington D.C.

Nordhaus, W. (2008). *A Question of Balance. Weighing the Options on Global Warming Policies*. Yale University Press, New Haven.

Orús, F. (2006). *Fertilización Nitrogenada: Guía de Actualización*. Informaciones Técnicas Nº Extraordinario. Centro de Transferencia Agroalimentaria. Dirección General de Desarrollo Rural. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Schwabe, K., Albiac, J., Connor, J., Hassan, R. y Meza, L. (2013). *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective.* Springer, Dordrecht.

Schneider, U., McCarl, B. y Schmid, E. (2007). «Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry». *Agricultural Systems,* 94: 128-140.

Smith, P. (2004). «Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context». *European Journal of Agronomy,* 20: 229-236.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. y Smith, J. (2007). «Greenhouse gas mitigation in agriculture». *Philosophical Transactions of the Royal Society B,* 363: 789-813.

Stern, N. (2007). *The economics of climate change. The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge.

Terceiro, J. (2008). «Economía del cambio climático». *Anales de la Real Academia de Ciencias Morales y Políticas,* 85: 547-582.

Tiwari, V., Wahr, J. y Swenson, S. (2009). «Dwindling groundwater resources in northern India, from satellite gravity observations». *Geophysical Research Letters,* 36(18).

USDA, United States Department of Agriculture. (2012). *Climate Change and Agriculture in the United States: Effects and Adaptation*. Agricultural Research Service. USDA Technical Bulletin 1935. USDA, Washington D.C.

Voss, K., Famiglietti, J., Lo, M., de Linage, C., Rodell, M. y Swenson, S. (2013). «Groundwater depletion in the middle east from GRACE with implications for transboundary water management in the Tigris-Euphrates-western Iran region». *Water Resources Research,* 49(2): 904-914.

Cultivos modificados genéticamente y sostenibilidad agraria

Laura Riesgo Álvarez[(a)] *y Francisco J. Areal*[(b)]
[(a)]Universidad Pablo de Olavide y [(b)]Universidad de Reading

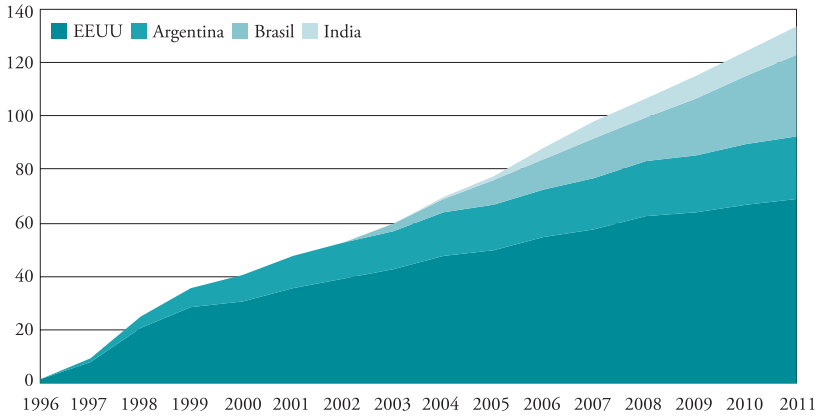
1. Introducción: evolución de los cultivos modificados genéticamente

Los cultivos modificados genéticamente han experimentado una fuerte expansión en los últimos años. Así, habiendo iniciado su comercialización en 1996, estos cultivos habían pasado a ocupar en el año 2011 una superficie total de 160 millones de hectáreas (James, 2012). Cabe destacar especialmente la superficie de cultivo registrada en Estados Unidos, alcanzando los 69 millones de hectáreas, seguido por Brasil (30,3 millones de hectáreas), Argentina (23,7 millones de hectáreas), India (10,6 millones de hectáreas) y Canadá (10,4 millones de hectáreas). La evolución de la superficie total cultivada con variedades modificadas genéticamente en estos países puede observarse en el Gráfico 1a.

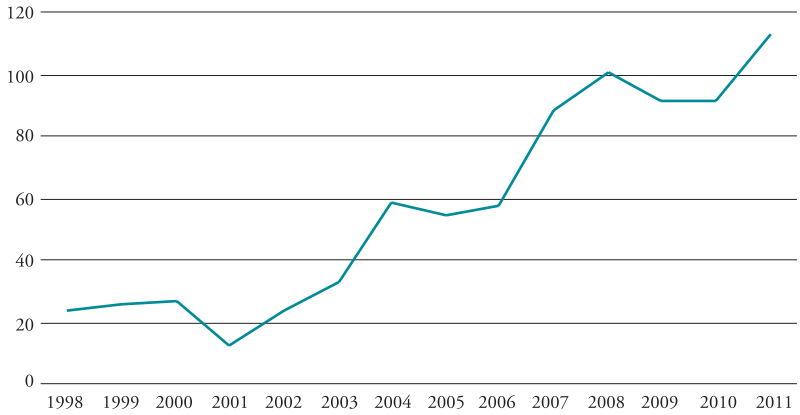
En el caso europeo, llama la atención la baja superficie destinada a cultivos modificados genéticamente, con un total de 114.507 hectáreas en 2011 (ver Gráfico 1b). Esto se debe en parte a que solo hay dos cultivos modificados genéticamente aprobados para su cultivo en la Unión Europea (UE): el maíz Bt (maíz resistente a la plaga del taladro) y la patata Amflora (cultivo aprobado para su cultivo y comercialización en 2010 por las autoridades europeas). De los dos cultivos, el mayoritario es el maíz Bt con 114.490 hectáreas en 2011. Destaca el hecho de que la superficie de maíz Bt se concentra mayoritariamente en España, suponiendo el 85 % de su superficie de la UE. A pesar de la reducida presencia de cultivos modificados genéticamente en la UE, puede verse que la superficie de estos sigue una tendencia claramente creciente, similar a la de otros países.

Gráfico 1. Evolución de la superficie de variedades modificadas genéticamente

1a. Evolución por países. En millones de hectáreas



1b. Evolución en la UE-25. En miles de hectáreas



Fuente: Elaboración propia a partir de James (1997-2012).

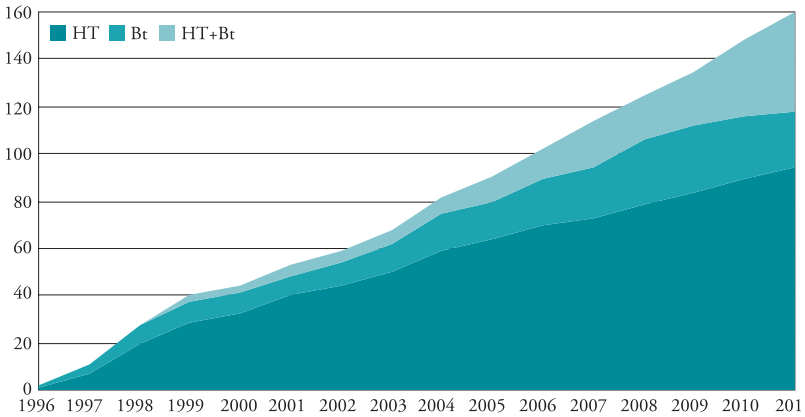
Dentro de los cultivos modificados genéticamente que se comercializan actualmente destacan especialmente dos tecnologías: los cultivos resistentes a determinados herbicidas (herbicide-tolerant, HT) y los cultivos resistentes a determinadas plagas (*insect-resistant*, Bt[1]). Los cultivos HT han sido desde su comercialización los más demandados por los agricultores, ocupando en 2011 el 59 % de la superficie destinada a cultivos modificados genéticamente (93,9 mi-

[1] Los cultivos Bt son cultivos modificados genéticamente a los que se les han introducido genes de la bacteria *Bacillus thuringiensis*, que está presente naturalmente en el suelo. Esta bacteria tiene una función insecticida al ser tóxica para ciertos insectos lepidópteros presentes en los cultivos.

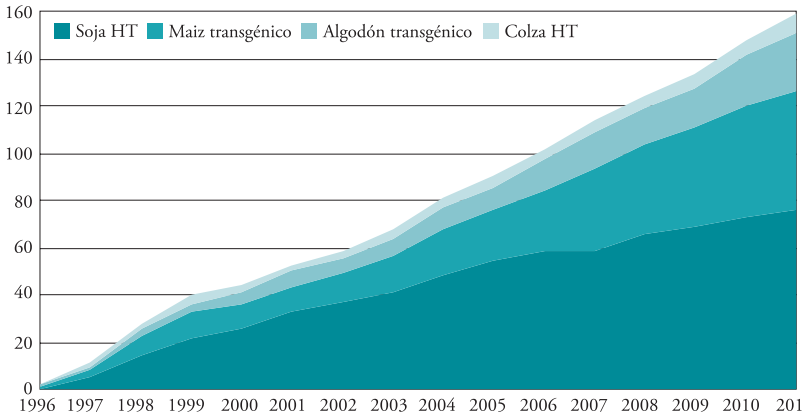
llones de hectáreas), mientras que los cultivos Bt han supuesto el 15 % del total (23,9 millones de hectáreas). Cabe destacar asimismo el rápido crecimiento experimentado por aquellos cultivos que combinan ambas tecnologías (HT+Bt), suponiendo el 26 % de la superficie total de cultivos modificados genéticamente (42,2 millones de hectáreas) (James, 2012). El Gráfico 2a muestra cómo ha ido evolucionando el cultivo de estas tecnologías desde el comienzo de su comercialización en 1996.

Gráfico 2. Evolución del cultivo de variedades modificadas genéticamente

2a. Evolución por tecnología. En millones de hectáreas



2b. Evolución por cultivos. En millones de hectáreas



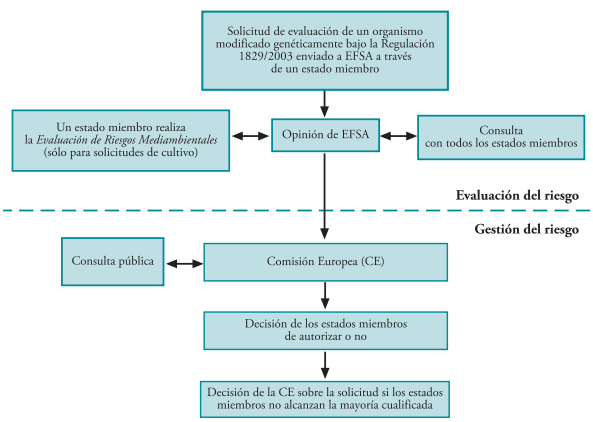
Fuente: Elaboración propia a partir de James (1997-2012).

Los principales cultivos modificados genéticamente, por orden de importancia en 2011, son la soja HT, con un total de 75,4 millones de hectáreas, el maíz transgénico (HT, Bt y HT+Bt) con 51 millones de hectáreas, el algodón transgénico (HT, Bt y HT+Bt) con una superficie de 24,7 millones de hectáreas y la colza HT con 8,2 millones de hectáreas (James, 2012). La evolución de la superficie de estos cultivos puede verse en el Gráfico 2b.

2. Los cultivos modificados genéticamente en la UE: entre la polémica y las limitaciones legales

Tal y como se ha apuntado en el apartado anterior, en la UE solo existen dos cultivos modificados genéticamente aprobados para su cultivo. La aprobación por parte de la Comisión Europea de una variedad modificada genéticamente para su cultivo y/o importación requiere una evaluación previa de riesgos sobre la salud humana, animal y el medio ambiente. Esta evaluación se realiza por parte de la Agencia Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) siguiendo el procedimiento mostrado en el Gráfico 3, de acuerdo a la normativa europea vigente (Regulación 1829/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de septiembre de 2003, sobre alimentos y piensos modificados genéticamente y Directiva 2001/18/CE, de 12 de marzo de 2001, sobre la liberación intencional en el medio ambiente de organismos modificados genéticamente).

Gráfico 3. Procedimiento de aprobación de organismos modificados genéticamente



Fuente: EFSA (http://www.efsa.europa.eu).

De acuerdo con el procedimiento mostrado en el Gráfico 3 las solicitudes de aprobación de un organismo modificado genéticamente deben enviarse por el solicitante a EFSA a través de un Estado Miembro (EM) de la UE. EFSA debe emitir una opinión en 6 meses desde la recepción de la solicitud. Todas las solicitudes de autorización se analizan por parte de EFSA en cuatro aspectos básicos: (i) caracterización molecular del producto modificado genéticamente, teniendo en cuenta las características del organismo donante y del receptor; (ii) características composicionales, nutricionales y agronómicas del producto modificado genéticamente; (iii) potencial toxicidad y efectos alérgenos del producto modificado genéticamente y (iv) potencial impacto medioambiental de la comercialización del producto modificado genéticamente teniendo en cuenta sus potenciales usos para su importación, procesamiento o cultivo. Todos los EM tienen acceso a la documentación presentada por el solicitante vía EFSA, así como la posibilidad de incluir objeciones o comentarios a la solicitud, datos y estudios presentados por el solicitante. Si la solicitud incluye el cultivo de una variedad modificada genéticamente, uno de los EM será el encargado de llevar a cabo una evaluación del riesgo ambiental. EFSA finalizará la evaluación científica del riesgo del organismo modificado genéticamente dentro de los 6 meses previstos, siempre que no se requiera más información al solicitante en cuyo caso el proceso se prolongaría en el tiempo (Regulación 1829/2003). En la práctica, en más del 95 % de las solicitudes recibidas por EFSA se ha exigido al solicitante que aportase información adicional a la incluida en la solicitud, alargando así el período inicial de 6 meses. Así, el período total de tiempo para llevar a cabo la evaluación de riesgos por parte de EFSA es variable dependiendo del tiempo que necesite el solicitante para enviar la información adicional requerida. Además de estas cuestiones, el período legal de tiempo de 6 meses para que EFSA emita una opinión también se puede alargar si se necesita más información por parte del Centro de Investigación Conjunta (*Joint Research Centre*) de la Comisión Europea (CE), que es el encargado de validar el método de detección utilizado por el solicitante de la autorización. Tras la evaluación científica, EFSA remite su opinión a la CE junto con toda la información requerida en la Regulación 1829/2003. La decisión se somete entonces a consulta pública durante un período de 30 días. Basándose en toda la información recibida, la CE tiene un período de 3 meses desde la recepción de opinión de EFSA para emitir una decisión provisional al Comité Permanente de la Cadena Alimentaria y de Sanidad Animal. Este Comité está formado por representantes de todos los

EM de la UE, y son los responsables de votar en relación a la autorización o no del organismo modificado genéticamente solicitado. La autorización para un producto modificado genéticamente tiene un período de validez de 10 años, tras el cual el solicitante de la autorización deberá iniciar un proceso de renovación de la autorización.

A pesar de la posible aprobación de una variedad modificada genéticamente por parte de la CE, es necesario mencionar que la normativa europea permite que cualquier EM pueda acogerse a la clausula de salvaguardia según la cual se puede prohibir provisionalmente el cultivo o uso de una variedad modificada genéticamente en su territorio. En la actualidad existen seis EM (Alemania, Austria, Francia, Grecia, Hungría y Luxemburgo) que se han acogido a la clausula de salvaguardia y que han bloqueado el cultivo de variedades modificadas genéticamente en su territorio.

Una de las críticas al sistema europeo de aprobación de organismos modificados genéticamente está relacionada con la larga duración que suponen los procesos de evaluación del riesgo. Así, por ejemplo, en agosto del año 2005 EFSA recibió por parte de Monsanto la solicitud de evaluación para cultivo de una variedad de maíz HT, conocida como NK603. EFSA emitió su informe el 11 de junio de 2009, pero todavía no se ha votado la posición de la CE. Según un estudio de EuropaBio (2011) la evaluación de un producto modificado genéticamente para su importación requiere una media de 45 meses. Este retraso en las solicitudes supone no solo trabas al cultivo de variedades modificadas genéticamente sino también a su importación, generando así problemas en el comercio internacional[2] (Nowicki *et al.*, 2010). La situación podría incluso empeorar en un futuro cercano dado el incremento en el desarrollo de nuevos productos modificados genéticamente (Stein y Rodríguez-Cerezo, 2010).

3. La sostenibilidad de los cultivos modificados genéticamente

La rápida adopción de las variedades modificadas genéticamente puede explicarse por algunos beneficios que hacen que su cultivo sea más sostenible en relación a los cultivos convencionales. A la hora de analizar esta sosteni-

[2] Las diferencias temporales entre el desarrollo de un producto modificado genéticamente y su aprobación en la UE genera deficiencias en el comercio internacional. Por ejemplo, puede ocurrir que un barco que llegue a un puerto europeo con un producto aprobado por la UE pero que tenga alguna traza de productos no aprobados (por ejemplo, un cultivo modificado genéticamente todavía no aprobado por la UE). En este caso, podría ocurrir que el producto sea rechazado y el barco tenga que volver con la carga a su país de origen. Este hecho supone un incremento de la incertidumbre legal y, por tanto, un aumento de los costes para los importadores europeos.

bilidad se van a tener en cuenta tres dimensiones: económica, ambiental y social (Douglass, 1984; Yunlog y Smit, 1994). La sostenibilidad económica se analizará a través de una evaluación de objetivos económicos como es el crecimiento de la renta agraria; la sostenibilidad ambiental se analizará a través de la protección del medio ambiente y la sostenibilidad social puede aproximarse a través de cuestiones como la generación de empleo o la equidad.

Por un lado, la *sostenibilidad económica* asociada a los cultivos modificados genéticamente es superior a la de las variedades convencionales debido a una combinación de mayores rendimientos y menores costes de producción. Este hecho es particularmente cierto para la tecnología Bt, ya que se ha evidenciado en numerosos estudios su mayor rendimiento frente a cultivos convencionales (Carpenter, 2010; Demont y Tollens, 2004; Gianessi *et al.*, 2002; Gómez-Barbero *et al.*, 2008; Riesgo *et al.*, 2012). Esta superioridad agronómica se debe fundamentalmente a su resistencia frente a determinadas plagas. Asimismo, y dada la resistencia a las plagas incorporada al cultivo a través de la modificación genética, se produce un menor uso de insecticidas, reduciendo así los costes de producción frente a las variedades convencionales (Ervin *et al.*, 2010; Qaim, 2009). Por su parte la adopción de la tecnología HT no supone incrementos considerables del rendimiento, aunque su uso permite a los agricultores ser más eficaces en el control de las malas hierbas[3] y, por tanto, reducir costes en el uso de herbicidas, en la mano de obra necesaria en la explotación, en las horas de maquinaria y en el combustible requerido (Bernard *et al.*, 2004; Bullock y Nitsi, 2001; Ervin *et al.*, 2010; Fernandez-Cornejo *et al.*, 2002; Phillips, 2003; Qaim, 2009).

Esta mayor sostenibilidad económica de los cultivos modificados genéticamente varía considerablemente entre regiones, en función de los niveles de infestación de las plagas y del coste de adquirir la tecnología (compra de semillas). Así, por ejemplo, en lugares donde no existan problemas importantes de plagas, los cultivos Bt no registrarán diferencias importantes de rendimiento en relación a los cultivos convencionales.

Esta supuesta superioridad económica de los cultivos modificados genéticamente se analizará posteriormente a través de datos publicados en trabajos científicos que comparan la rentabilidad económica de cultivos modificados genéticamente y cultivos convencionales bajo condiciones agronómicas similares.

[3] Los herbicidas de amplio espectro, como el glifosato o el glufosinato, se caracterizan por eliminar casi todas las plantas excepto aquellas resistentes a herbicidas (cultivos HT), debido a que estas últimas contienen genes de bacterias del suelo que no son afectadas por el glifosato o el glufosinato. El uso de cultivos HT simplifica así las operaciones de control de malas hierbas a través del uso de un solo herbicida y con un lapso de aplicación más flexible que en el caso de los herbicidas específicos que se aplican con los cultivos convencionales (Madsen y Streibig, 2004).

Según numerosos autores, esta mayor sostenibilidad económica atribuida a los cultivos modificados genéticamente no suele venir acompañada de una mayor *sostenibilidad ambiental*. Entre los potenciales riesgos ambientales asociados a los cultivos modificados genéticamente cabe mencionar el impacto de estos cultivos sobre la biodiversidad, la aparición de malas hierbas resistentes a los herbicidas de amplio espectro[4] o la polinización («contaminación») de cultivos convencionales o ecológicos con polen de cultivos modificados genéticamente (Bannert, 2006; Bonny, 2008; Devos *et al.*, 2005 y 2009; Graef *et al.*, 2007; Hayes *et al.*, 2004; Riesgo *et al.*, 2010). A pesar de estos efectos negativos, otros autores también citan potenciales beneficios derivados de la adopción de cultivos modificados genéticamente como la reducción del uso de insecticidas, la sustitución de herbicidas selectivos (normalmente más perjudiciales para el medio ambiente) por herbicidas de amplio espectro que suelen ser menos tóxicos, ahorros de combustible asociados al menor número de tratamientos, la posibilidad de emplear técnicas de mínimo laboreo o siembra directa asociadas a la tecnología HT o el efecto *halo* provocado por la tecnología Bt[5] (Devos *et al.*, 2008; Deward *et al.*, 2003; Ervin *et al.*, 2000; Frisvold y Reeves, 2008; Nelson y Bullock, 2003; Qaim, 2009; Sydorovych y Marra, 2007; Tabashnik, 2010; Wan *et al.*, 2012; Wolfenbarger y Phifer, 2000).

A pesar de los mencionados efectos negativos que pueden generar los cultivos modificados genéticamente en relación a los convencionales, la falta de datos en relación a la biodiversidad o a la aparición de malas hierbas resistentes a herbicidas de amplio espectro, ha provocado que únicamente se analicen en este trabajo datos de uso de insecticidas y herbicidas (pesticidas) para ambas variedades de cultivo. En este sentido, este trabajo aborda el análisis de uno de los potenciales beneficios de los cultivos modificados genéticamente como es la potencial reducción del uso de insecticidas que supone la adopción de estos cultivos.

Para abordar la sostenibilidad agraria se han de tener en cuenta no solo la sostenibilidad económica y ambiental, sino también la *sostenibilidad social*. A este respecto cabe señalar que una de las características más valoradas por los agricultores a la hora de optar por cultivos modificados genéticamente es

[4] En los cultivos HT, el control óptimo de las malas hierbas a menudo requiere aplicaciones reiteradas de herbicidas de amplio espectro, lo cual puede originar a largo plazo cambios en la composición de las malas hierbas hacia otras especies que naturalmente toleren dichos herbicidas (Madsen y Streibig, 2004; Shaner, 2000). En estos casos puede ser necesario el uso de herbicidas específicos para un control adecuado de las malas hierbas (Shaner, 2000), disminuyendo así uno de los potenciales beneficios de los cultivos HT como es el menor uso de pesticidas selectivos, más dañinos para el medio ambiente por su efecto residual.

[5] El efecto *halo* hace referencia a la disminución de los daños que originan las plagas en cultivos convencionales en zonas donde se cultivan cultivos Bt.

su facilidad de uso (Areal *et al.*, 2011). En concreto, aquellos agricultores que optan por tecnologías Bt afirman que una de sus principales ventajas es su eficacia en la lucha contra insectos lepidópteros, permitiéndoles no solo reducir el tiempo empleado en inspeccionar la explotación, sino también reducir el número de tratamientos de insecticidas empleados contra esta plaga. Las plagas de lepidópteros son bastante complicadas de controlar en los cultivos convencionales ya que el uso de insecticidas solo es efectivo si se utilizan en un período concreto desde la aparición de la plaga (Agustí *et al.*, 2005; Farinós *et al.*, 2004). De igual manera, la tecnología HT permite un control más sencillo de las malas hierbas, ya que esta tecnología se caracteriza por su resistencia a herbicidas de amplio espectro como es el glifosato. De este modo, y al igual que en el caso de la tecnología Bt, los agricultores pueden reducir el tiempo que emplean en inspeccionar y tratar sus explotaciones contra los problemas de malas hierbas (Bullock y Nitsi, 2001; Carpenter y Gianessi, 1999; Ervin *et al.*, 2010; Marra y Piggott, 2006). Asimismo, la adopción de cultivos HT y el uso de herbicidas de amplio espectro facilitan el uso de técnicas de mínimo laboreo o siembra directa, requiriendo así menos mano de obra para desarrollar las tareas agrarias (Carpenter, 2011). En términos de sostenibilidad social, el efecto de la adopción de cultivos modificados genéticamente no está claro. Así, en los países desarrollados, la mayor facilidad de uso que permiten los cultivos modificados genéticamente frente a los cultivos convencionales puede derivar en una menor demanda de trabajo por parte de la explotación agraria y, por tanto, en una menor sostenibilidad social. Por su parte, en el caso de los países en desarrollo, la adopción de cultivos modificados genéticamente, como los cultivos Bt, permitiría que agricultores afectados por determinadas plagas pudiesen aumentar su productividad agraria, contribuyendo así al mantenimiento de las poblaciones rurales y mejorando su sostenibilidad social.

En relación al acceso a la tecnología, el coste superior de las semillas modificadas genéticamente impide el acceso a determinados agricultores, normalmente situados en zonas menos favorecidas, reduciendo así la equidad en el acceso al cultivo y, por tanto, su sostenibilidad social. Prácticamente no existen datos públicos sobre las horas de trabajo requeridas por los dos tipos de cultivos analizados en este trabajo así como de los costes de adquisición de la semilla, de ahí que no haya sido posible realizar un análisis más pormenorizado de esta dimensión de la sostenibilidad agraria.

Respecto al uso de pesticidas, y tal como se ha señalado anteriormente, los cultivos HT permiten el uso de herbicidas de amplio espectro, como

el glifosato. El glifosato está clasificado en la categoría de menor toxicidad (Categoría IV) según la Organización Mundial de la Salud y la FAO (2004). Una de las ventajas del glifosato es su rápida absorción por el suelo, presentando así un riesgo mínimo de dejar efectos residuales sobre otros cultivos o plantas (OECD, 1999). De este modo, se reduce el uso de otros herbicidas residuales utilizados en las variedades convencionales, como son el imazetapir, clorimuron, pendimetalin, atracina o trifluralina, clasificados en las Categorías II y III de toxicidad (Trigo y Cap, 2003). En el caso de los cultivos Bt muchos de los insecticidas evitados para combatir las plagas pertenecen a las Categorías I y II, que son los de mayor toxicidad (Qaim y de Janvry, 2005). Esta sustitución o reducción en el uso de pesticidas puede tener asimismo un efecto positivo en la salud de los agricultores debido a su menor exposición a productos tóxicos (Hossain *et al.*, 2004; Huang *et al.*, 2002 y 2005), contribuyendo así a una mayor sostenibilidad social de los cultivos modificados genéticamente.

Debido a las mencionadas limitaciones de información, a la hora de abordar el análisis de la sostenibilidad de los cultivos modificados genéticamente frente a las variedades convencionales, se van a tener en cuenta únicamente dos dimensiones de la sostenibilidad: económica y medioambiental (esta última de manera parcial y en cierta manera relacionada con la sostenibilidad social, en el sentido que un menor uso de pesticidas puede tener efectos positivos sobre la salud de los agricultores). De este modo, y a través de la información publicada en revistas de reconocido prestigio, este trabajo pretende aportar más luz al debate en relación a la sostenibilidad de los cultivos modificados genéticamente.

4. Datos del estudio y metodología

Los datos utilizados en este trabajo para analizar la *sostenibilidad económica* proceden de artículos que proporcionan datos de ensayos de campo donde se comparan, a nivel de explotación, la rentabilidad económica, el rendimiento y los costes productivos de los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales. Así se han recopilado datos de margen bruto, rendimiento y costes de un total de 56 artículos científicos. La base de datos de artículos utilizados puede consultarse en Areal *et al.* (2013).

Para poder comparar la rentabilidad de ambos tipos de cultivo se han calculado diferencias absolutas entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales, para cada una de las variables consideradas. En total, de los artículos consultados se han obtenido 97 observaciones de diferencias de margen bruto, 133 datos de diferencias de rendimientos y 104 observaciones de diferencias de costes. Para poder comparar estas observaciones, los datos se han normalizado a euros/ha y se han deflactado tomando como base el año 2000, para los datos de margen bruto y costes. En el caso de los rendimientos todos los datos se han normalizado a toneladas/ha. Los datos recopilados se refieren a distintos cultivos y tecnologías como son algodón Bt, colza HT, soja HT, maíz Bt y maíz HT durante diferentes años (1996-2007) y en 16 países.

Los datos para analizar la *sostenibilidad ambiental* proceden igualmente de datos de campo publicados en 18 artículos científicos (ver Tabla 1). Los datos recopilados se centran en el uso de pesticidas (insecticidas y herbicidas) en cultivos modificados genéticamente y cultivos convencionales. Para poder comparar el uso de pesticidas en ambos tipos de cultivo se han calculado diferencias absolutas de uso de pesticidas entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales (número de tratamientos/ha). En total, se han obtenido 39 observaciones de distintos cultivos y tecnologías (algodón Bt, colza HT, soja HT, remolacha HT, arroz Bt, maíz Bt y maíz HT) durante diferentes años (1996-2008) y en 9 países.

Una vez construida la base de datos con las diferencias absolutas de margen bruto, rendimientos, costes y uso de pesticidas, se han ponderado las observaciones de modo que se asigna un mayor peso a aquellas observaciones medias procedentes de estudios con elevadas muestras y un menor peso a aquellos datos procedentes de muestras pequeñas.

Para el caso del análisis de la *sostenibilidad económica* se han utilizado métodos bayesianos que han permitido realizar inferencias sobre la sostenibilidad económica y agronómica de los cultivos modificados genéticamente en comparación con los cultivos convencionales. En concreto, se han obtenido valores medios de las diferencias absolutas de margen bruto, rendimientos y costes. Frente a un análisis convencional de inferencia, la inferencia bayesiana permite tratar los parámetros a estimar (la media de las diferencias absolutas de margen bruto, rendimientos y costes) como variables aleatorias.

Tabla 1. Número de observaciones de uso de pesticidas por artículo científico

Referencia del artículo	Año del estudio	País del estudio	Cultivo modificado genéticamente	Número de observaciones
Barbawale *et al.* (2004)	2003	India	Algodón Bt	1
Bennet *et al.* (2003)	2002	Sudáfrica	Algodón Bt	1
Sisterson *et al.* (2007)	2004	EEUU	Algodón Bt	2
Cattaneo *et al.* (2006)	2002, 2003	EEUU	Algodón Bt	2
Fitt (2003)	1997-2002	Australia	Algodón Bt	6
Huang *et al.* (2002)	1999	China	Algodón Bt	1
Hofs *et al.* (2006)	2003-2004	Sudáfrica	Algodón Bt	2
Pemsl *et al.* (2004)	2003, 2004	India	Algodón Bt	2
Pray *et al.* (2002)	2000, 2001	China	Algodón Bt	2
Qaim *et al.* (2006)	2005-2008	India	Algodón Bt	1
Qaim y Zilberman (2003)	2001	India	Algodón Bt	1
Traxler *et al* (2003)	1997, 1998	México	Algodón Bt	2
Zhao *et al.* (2011)	2002	China	Algodón Bt	4
Gómez-Barbero *et al.* (2008)	2004	España	Maíz Bt	3
Qaim y de Janvry (2005)	2000	Argentina	Maíz Bt	2
Cattaneo *et al.* (2006)	2002, 2003	EEUU	Algodón Bt+HT	2
Qaim y Traxler (2005)	2001	Argentina	Soja HT	1
Champion *et al.* (2003)	2001	Reino Unido	Remolacha HT	1
Champion *et al.* (2003)	2001	Reino Unido	Maíz HT	1
Champion *et al.* (2003)	2001	Reino Unido	Colza HT	1
Huang *et al.* (2005)	2003	China	Arroz Bt	1

Fuente: Elaboración propia.

El método bayesiano permite así obtener información sobre la distribución del parámetro estudiado, la media de las diferencias absolutas entre cultivos genéticamente modificados y convencionales de margen bruto, rendimientos, y costes, e incorporar información a priori (prior) sobre el parámetro analizado. En este caso se ha decidido incorporar información a priori difusa o no informativa (se asume desconocimiento total a priori sobre las diferencias absolutas de margen bruto, rendimientos y costes. Bajo este enfoque se ha obtenido la distribución condicional posterior de la media de las diferencias absolutas, permitiendo obtener inferencias sobre la media de las diferencias

absolutas entre cultivos genéticamente modificados y convencionales de margen bruto, rendimientos, y costes. Pueden así compararse dichas medias entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales entre distintas regiones del mundo (países desarrollados *vs.* países en desarrollo). Esta metodología puede consultarse en detalle en Areal *et al.* (2013).

Para el caso del análisis de la *sostenibilidad ambiental* se ha utilizado el método no-paramétrico de muestreo de residuos con reemplazamiento (Efron y Tibshirani, 1993). Este método fue seleccionado debido a que la distribución de la diferencia absoluta de uso de pesticidas contiene sesgo y, por tanto, no se consideró adecuado asumir que la función de verosimilitud seguía una distribución Normal o *t-Student*. Así pues, se ha optado por un método que no asume ninguna información sobre la distribución de los errores ni de los parámetros a estimar. El muestreo de residuos consiste en calcular los errores utilizando el método de mínimos cuadrados ordinarios y extraer aleatoriamente 5.000 veces con reemplazamiento los errores, utilizándolos posteriormente para generar una nueva variable, que es de la que se estima la media por el método de mínimos cuadrados ordinarios.

Asimismo, cabe destacar que ambos análisis se han realizado no solo para el total de países analizados, sino que también se han realizado agrupando los datos en países desarrollados y países en vías de desarrollo. Para realizar esta agrupación se ha seguido el criterio establecido por el Fondo Monetario Internacional, de manera que se entienden por países desarrollados: Australia, Canadá, Estados Unidos, España, Francia, Portugal, Reino Unido y República Checa; y por países en desarrollo: Argentina, Chile, China, Filipinas, India, México, Mozambique, Rumania y Sudáfrica.

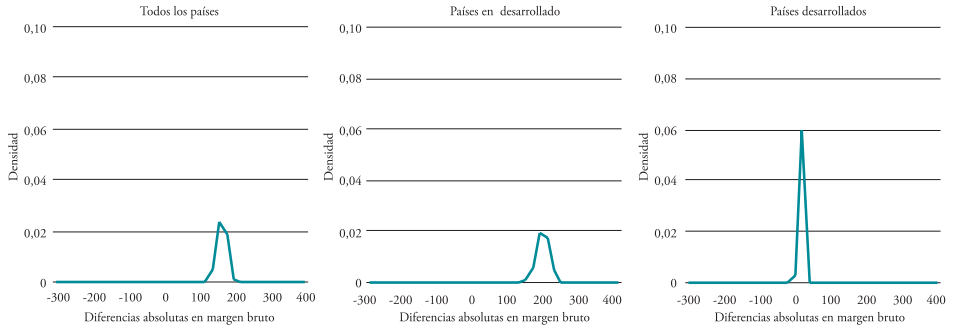
5. Resultados

5.1. Sostenibilidad económica

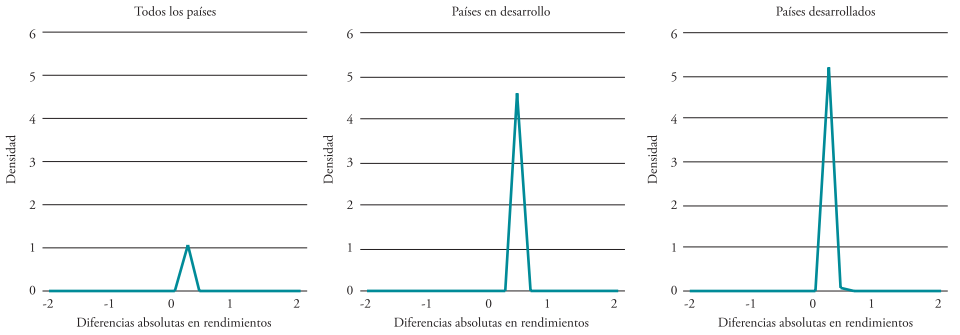
Los resultados obtenidos del análisis bayesiano en relación a las diferencias de margen bruto, rendimientos y costes productivos entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales pueden consultarse en el Gráfico 4.

Gráfico 4. Distribución de la media de las diferencias de margen bruto, rendimientos y costes entre cultivos modificados genéticamente y cultivos convencionales por nivel de desarrollo del país

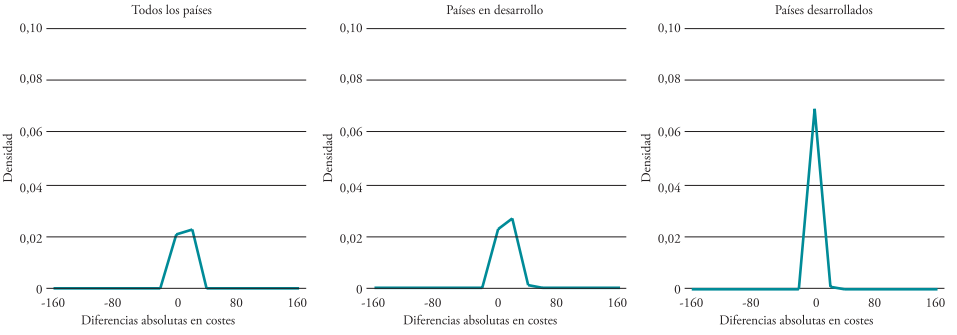
Margen bruto (euros/ha)



Rendimientos (toneladas/ha)



Costes (euros/ha)



Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 2 muestra la media y la desviación típica de las distribuciones posteriores condicionales de la media de las diferencias de *margen bruto* entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales. La probabilidad de que los cultivos modificados genéticamente obtengan rentabilidades económicas superiores a los cultivos convencionales se ha calculado para ver si la distribución posterior de las diferencias absolutas de margen bruto entre los dos tipos de cultivos está por encima de cero.

Tabla 2. Media de la diferencia absoluta del margen bruto (euros/ha) entre cultivos modificados genéticamente y cultivos convencionales por nivel de desarrollo

	Media	Desviación típica	Probabilidad (diferencia de margen bruto > 0)
Todos los países	166	15,4	1,00
Países desarrollados	16	5,7	0,99
Países en desarrollo	188	17,6	1,00

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados muestran que, en términos medios, los cultivos modificados genéticamente son más sostenibles económicamente que los cultivos convencionales, en términos de margen bruto. Esta superioridad de los cultivos modificados genéticamente se debe principalmente a los mayores *rendimientos* obtenidos por los cultivos modificados genéticamente[6] y a pesar de los mayores costes de producción que suponen estos cultivos en relación a los cultivos convencionales (ver Tabla 3). Así, en relación al rendimiento, los cultivos modificados genéticamente presentan valores superiores de rendimiento, con diferencias medias que alcanzan las 0,35 toneladas/ha para países en desarrollo y 0,25 toneladas/ha para países desarrollados.

[6] En relación al mayor rendimiento generado por los cultivos modificados genéticamente, Areal *et al.* (2013) muestran que esta superioridad agronómica puede afirmarse sin dudas para el caso de los cultivos Bt frente a los cultivos convencionales, aunque no en el caso de los cultivos HT.

Tabla 3. Media de la diferencia absoluta del rendimiento y los costes entre cultivos modificados genéticamente y cultivos convencionales por nivel de desarrollo

	Media	Desviación típica	Probabilidad (variable* > 0)
Rendimientos (t/ha)			
Todos los países	0,28	0,032	1,00
Países desarrollados	0,25	0,050	1,00
Países en desarrollo	0,35	0,047	1,00
Costes (euros/ha)			
Todos los países	11	7,6	0,95
Países desarrollados	4	4,9	0,76
Países en desarrollo	12	9,4	0,93

**Variable hace referencia a la diferencia de los rendimientos o costes de producción, según sea el caso.*

Fuente*:* Elaboración propia.

En relación a los *costes*, debe tenerse en cuenta que la adopción de cultivos modificados genéticamente tiene dos efectos contrarios en los costes. Por un lado el cultivo de variedades modificadas genéticamente puede reducir los costes de producción debido al menor uso de pesticidas, aunque por otro lado los costes podrían aumentar debido al mayor precio de adquisición de las semillas. La Tabla 3 muestra que el coste de adopción de cultivos modificados genéticamente es superior al coste de los cultivos convencionales, con diferencias medias que oscilan alrededor de 11 euros/ha para todos los países analizados. De este modo se aprecia que, como promedio, el coste de adquisición de la semilla es superior al ahorro en costes de pesticidas.

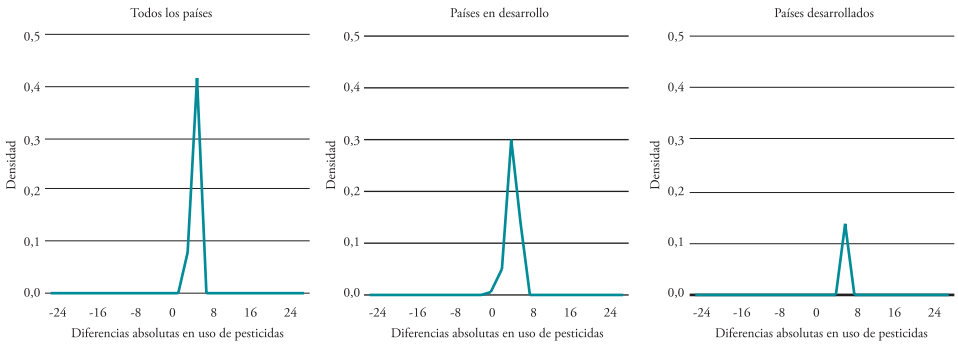
Las Tablas 2 y 3 muestran que esta tendencia en el margen bruto, rendimiento y costes se mantiene igualmente cuando se analizan por separado los países en desarrollo y los países en vías de desarrollo. No obstante, cabe señalar que la diferencia media entre el margen bruto de ambos tipos de cultivo es superior en los países en desarrollo (188 euros/ha para países en desarrollo *vs.* 16 euros/ha para países desarrollados). Este hecho se debe principalmente a que se están analizando diferencias medias de margen bruto entre los cultivos modificados genéticamente y los cultivos convencionales. Así, en muchos casos existen diferencias importantes en la calidad de los cultivos que se reflejan en los precios percibidos por los agricultores por cada variedad de cultivo. Estas diferencias se evidencian principalmente en el caso de la tecnología Bt. De manera concreta, la adopción de cultivos Bt en los países en desarrollo

garantiza una mayor calidad del producto (productos libres de micotoxinas) mientras que los cultivos convencionales en ocasiones no presentan el nivel de calidad deseado, debido a la dificultad de controlar las plagas que generan dichas micotoxinas (Huesing y English, 2004; Qaim *et al.*, 2008; Wu, 2006). Estas diferencias de calidad implican en muchos casos que los precios percibidos por los agricultores por las variedades modificadas genéticamente sean sensiblemente superiores a los precios percibidos por los cultivos convencionales.

5.2. Sostenibilidad ambiental

El Gráfico 5 muestra los resultados derivados del método no-paramétrico de muestreo de residuos con reemplazamiento.

Gráfico 5. Distribución de la media de la diferencia en el número de tratamientos entre cultivos convencionales y cultivos modificados genéticamente por nivel de desarrollo del país



Fuente: Elaboración propia.

En la Tabla 4 pueden observarse la media y la desviación típica de las distribuciones de la media de las diferencias de uso de pesticidas entre los cultivos convencionales y los cultivos modificados genéticamente. Como promedio, los cultivos convencionales se tratan 3,4 veces más por hectárea que los cultivos modificados genéticamente. Asimismo, se ha calculado la probabilidad de que los cultivos convencionales utilicen más tratamientos que los cultivos modificados genéticamente para ver si la distribución de las diferencias de uso de pesticidas entre los dos cultivos es superior a cero.

Tabla 4. Media de la diferencia absoluta del número de tratamientos por hectárea entre cultivos convencionales y cultivos modificados genéticamente por nivel de desarrollo

	Media	Desviación típica	Probabilidad (diferencia en el uso de pesticidas > 0)
Todos los países	3,4	0,7	1,00
Países desarrollados	4,7	0,3	1,00
Países en desarrollo	2,4	1,2	0,97

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 4 muestra que el mayor uso de tratamientos pesticidas se mantiene cuando se analizan por separado los países desarrollados y en vías de desarrollo. De hecho puede verse que la diferencia media en el número de tratamientos es superior en los países desarrollados (4,7 tratamientos/ha para países desarrollados *vs.* 2,4 tratamientos/ha para países en desarrollo). Este hecho puede deberse a que los agricultores de países en desarrollo tienen un acceso más difícil al uso de productos agroquímicos, bien debido a que no exista el producto o bien porque su elevado precio impida que sea un producto accesible para todos los agricultores.

Cabe señalar que la mayoría de los datos de campo correspondientes a cultivos modificados genéticamente son cultivos Bt. Este hecho tiene relevancia en los resultados obtenidos ya que, tal y como mencionan algunos autores, los cultivos Bt sí originan disminuciones en el número de tratamientos insecticidas realizados en la explotación (Barwale *et al.*, 2004; Bennett *et al.*, 2004; Carpenter, 2010; Gandhi *et al.*, 2006; Qaim *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2008). No obstante, en el caso de los cultivos HT este hecho no está tan claro, puesto que hay autores que sugieren que más que una reducción en el número de tratamientos, los cultivos HT originan un cambio en los herbicidas utilizados, de herbicidas selectivos hacia otros de amplio espectro, y por tanto menos perjudiciales para el medio ambiente (Bonny, 2011; Brimmer *et al.*, 2005; Carpenter, 2011; Devos *et al.*, 2008; Kleter *et al.*, 2007; Knox *et al.*, 2006).

6. Discusión y conclusiones

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, podemos concluir que los cultivos modificados genéticamente presentan una mayor sostenibilidad económica frente a los cultivos convencionales. En relación a la sostenibilidad

ambiental los resultados de este trabajo muestran que los cultivos modificados genéticamente tienen efectos positivos sobre el medio ambiente en el sentido que reducen el número de tratamientos de pesticidas frente a las variedades convencionales. Por último, si tenemos en cuenta la sostenibilidad social, podemos concluir que existen potenciales efectos sociales positivos de la adopción, ya que al reducirse el número de tratamientos pesticidas pueden generarse efectos positivos sobre la salud del agricultor.

Tal y como se ha mencionado en la introducción, el análisis de la sostenibilidad ambiental que se presenta en este trabajo está limitado por la falta de datos. Un análisis más completo debería incluir otros criterios referentes a la biodiversidad, la aparición de hierbas resistentes a los herbicidas de amplio espectro, el uso de prácticas de laboreo poco intensivas o la polinización de cultivos convencionales con polen procedente de cultivos modificados genéticamente. Así pues, para poder concluir si los cultivos modificados genéticamente son más sostenibles que los cultivos convencionales sería deseable ampliar las investigaciones existentes en campos relacionados con el medio ambiente y con los aspectos sociales de la agricultura.

En relación a la biodiversidad hay distintos aspectos a tener en cuenta. A nivel de sistema agrario la adopción de cultivos modificados genéticamente puede originar modificaciones en la presencia de determinados microrganismos, insectos y plantas (Kramarz *et al.*, 2007; Kruger *et al.*, 2009; Wolfenbarger *et al.*, 2008). Asimismo, si tenemos en cuenta la biodiversidad a nivel global ha de tenerse en cuenta que la adopción de cultivos modificados genéticamente ha contribuido a reducir la presión sobre la tierra no agrícola. El aumento de la productividad derivado de la adopción de cultivos modificados genéticamente hace menos necesaria la expansión de la superficie cultivada. El aumento de los rendimientos que originan estos cultivos en comparación con variedades convencionales en lugares afectados por plagas contribuye así a disminuir el impacto sobre la biodiversidad a nivel global (Brookes *et al.*, 2010).

Respecto a la polinización cruzada entre cultivos modificados genéticamente y convencionales, cabe destacar que es un problema apuntado por numerosos autores y que puede originar una disminución de la biodiversidad, entendida como número de variedades de cultivos (Piñeyro-Nelson *et al.*, 2009; Quist y Chapela, 2001). Desde la Unión Europea se ha establecido una normativa que pretende asegurar la coexistencia de cultivos convencionales, cultivos ecológicos y cultivos modificados genéticamente, reduciendo así los efectos negativos de estos últimos (Consejo Europeo, 2006). En esta norma-

tiva aparecen distintas medidas de coexistencia necesarias para garantizar la pureza genética de los cultivos convencionales y ecológicos, de manera que se asegure que la presencia accidental de material modificado genéticamente esté por debajo del 0,9 %. Entre dichas medidas, que debe implementar el agricultor de cultivos modificados genéticamente, destaca el establecimiento de distancias de separación con explotaciones de cultivos convencionales y/o ecológicos, la notificación a las autoridades públicas y a terceras partes (explotaciones vecinas) de la intención de cultivar variedades modificadas genéticamente, medidas de separación durante el transporte de las cosechas, manejo de maquinaria y/o almacenaje (Comisión Europea, 2010). A pesar que dichas medidas pretenden mejorar la sostenibilidad ambiental de los cultivos modificados genéticamente, suponen no obstante una serie de costes que tendrán que afrontar los propios agricultores, y que en consecuencia irían en perjuicio de su sostenibilidad económica (Areal *et al.*, 2012).

Un efecto medioambientalmente positivo que originan los cultivos modificados genéticamente es la posibilidad que ofrecen las variedades HT para la implementación de técnicas de mínimo laboreo o siembra directa[7]. Estas técnicas se asocian a determinados beneficios como la reducción del riesgo de erosión del suelo, el aumento del nivel de materia orgánica en el suelo, la reducción de la escorrentía o la reducción de la percolación de pesticidas, entre otros (Carpenter, 2011).

La sostenibilidad agraria, tal y como se ha definido, se compone de las tres dimensiones mencionadas: económica, social y ambiental. Los cultivos modificados genéticamente son más sostenibles desde el punto de vista económico, desde ciertos aspectos medioambientales como el uso de pesticidas o la posibilidad de aplicación de técnicas de laboreo de conservación y desde ciertos aspectos sociales como su contribución al mantenimiento de determinadas poblaciones rurales o la potencial mejora de la salud de los agricultores. Por el contrario, parecen ser más insostenibles desde el punto de vista de la equidad en el acceso al cultivo (compra de semillas) y en ciertos aspectos medioambientales como la pérdida de biodiversidad o el riesgo de polinización de cultivos no modificados genéticamente. En consecuencia, no existe un resultado claro sobre cuál de las dos variedades de cultivos es más sostenible.

[7] En la agricultura convencional la lucha contra las malas hierbas suele realizarse empleando técnicas de laboreo intensivas (técnicas de laboreo convencional) y aplicando herbicidas de amplio espectro durante la presiembra. De este modo se previene que el cultivo sea dañado por las malas hierbas antes de su germinación. Posteriormente, durante el período de crecimiento de la planta, las malas hierbas se controlan utilizando herbicidas selectivos. En el caso de los cultivos HT, el control de las malas hierbas se puede realizar con herbicidas de amplio espectro no solo en presiembra sino también en cualquier momento de la fase de crecimiento del cultivo, facilitando así la aplicación de técnicas de laboreo menos intensivas.

Para poder alcanzar alguna conclusión en este sentido sería deseable abordar dos cuestiones principales. Por un lado es necesario solventar la falta de datos existentes en relación a los indicadores sociales y ambientales mencionados en este trabajo, permitiendo así realizar análisis cuantitativos para analizar distintos componentes o indicadores de la sostenibilidad social y ambiental de los cultivos modificados genéticamente. En este sentido cabe mencionar que sería deseable no solo contar con una batería de indicadores sino también que fuese la propia sociedad la que seleccionase aquellos indicadores que considere más adecuados para medir o evaluar cada una de las dimensiones de la sostenibilidad agraria. Por otro lado, una vez seleccionados los indicadores y cuantificados sería conveniente conocer qué dimensión considera más importante la sociedad para evaluar la sostenibilidad agraria. Distintas ponderaciones de la sociedad ante la sostenibilidad agraria y distintas ponderaciones de los indicadores en cada dimensión se han aplicado ya por algunos autores en el campo de los cultivos extensivos y el olivar con el objetivo de cuantificar la sostenibilidad agraria de dichos sistemas agrarios (Arriaza y Gómez-Limón, 2011; Gómez-Limón y Riesgo, 2009 y 2012; Gómez-Limón y Sánchez-Fernández, 2010). En el caso de los cultivos modificados genéticamente sería deseable disponer de estudios que mostrasen las preferencias de la sociedad tanto en la selección de indicadores como en la ponderación de las distintas dimensiones para poder evaluar así su sostenibilidad agraria.

Referencias bibliográficas

Agustí, N., Bourquet, D., Spataro, T., Delos, M., Eychenne, N., Folcher, L. y Arditi, R. (2005). «Detection, identification and geographical distribution of European corn borer larval parasitoids using molecular markers». *Molecular Ecology*, 14: 3267-3274.

Areal, F.J., Riesgo, L. y Rodríguez-Cerezo, E. (2011). «Attitudes of European farmers towards GM crops adoption». *Plant Biotechnology Journal*, 9: 945-957.

Areal, F.J., Riesgo, L., Gómez-Barbero, M. y Rodríguez-Cerezo, E. (2012). «Consequences of a coexistence policy on the adoption of GMHT crops in the European Union». *Food Policy*, 37: 401-411.

Areal, F.J., Riesgo, L. y Rodríguez-Cerezo, E. (2013). «Economic and agronomic impact of commercialized GM crops: a meta-analysis». *Journal of Agricultural Science*, 151: 7-33.

Arriaza, M. y Gómez-Limón, J.A. (2011). «Valoración social del carácter multifuncional de la agricultura andaluza». *Revista ITEA. Información Técnica Económica Agraria*, 107: 102-125.

Bannert, M. (2006). *Simulation of transgenic pollen dispersal by use of different grain colour maize*. Ph.D. thesis, Swiss Federal Institute of Technology Zürich, Suiza. http://www.agrisite.de/doc/ge_img/pollen-swiss.pdf.

Barwale, R.B., Gadwal, V.R., Zehr, U. y Zehr, B. (2004). «Prospects for Bt cotton technology in India». *AgBioForum*, 7: 23-26.

Bennet, R., Morse, S. e Ismael, Y. (2003). «The benefits of Bt cotton to small-scale producers in developing countries – the case of South Africa». Comunicación presentada al *VII ICABR Conference on public goods and public policy for agricultural biotechnology*. Ravello (Italia).

Bennett, R., Ismael, Y., Morse, S. y Shankar, B. (2004). «Reductions in insecticide use from adoption of Bt cotton in South Africa: impacts on economic performance and toxic load to the environment». *Journal of Agricultural Science*, 142: 665-674.

Bernard, J.C., Pesek, J.D. y Fan, C. (2004). «Performance results and characteristics of adopters of genetically engineered soybeans in Delaware». *Agricultural and Resource Economics Review*, 33: 282-292.

Bonny, S. (2008). «Genetically modified glyphosate-tolerant soybean in the USA: adoption actors, impacts and prospects. A review». *Agronomy and Sustainable Development*, 28: 21-32.

Bonny, S. (2011). «Herbicide-tolerant soybean over 15 years of cultivation: pesticide use, weed resistance, and some economic issues. The case of the USA». *Sustainability*, 3: 1302-1322.

Brimmer, T.A., Gallivan, G.J. y Stephenson, G.R. (2005). «Influence of herbicide-resistant canola on the environmental impact of weed management». *Pest Management Science*, 61: 47-52.

Brookes, G., Yu, T.H., Tokgoz, S. y Elobeid, A. (2010). «The production and price impact of biotech corn, canola and soybean crops». *AgBioForum*, 13: 25-52.

Bullock, D.S. y Nitsi, E.I. (2001). «Roundup Ready soybean technology and farm production costs: measuring the incentive to adopt genetically modified seeds». *American Behavioural Scientist*, 44: 1283-1301.

Carpenter, J.E. (2010). «Peer-reviewed surveys indicate positive impact of commercialized GM crops». *Nature Biotechnology*, 28: 319-321.

Carpenter, J.E. (2011). «Impact of GM crops on biodiversity». *GM Crops and Food*, 2: 7-23.

Carpenter, J.E. y Gianessi, L. (1999). «Herbicide tolerant soybeans: why growers are adopting Roundup Ready varieties». *AgBioForum*, 2: 65-72.

Cattaneo, M.G., Yafuso, C., Schmidt, C., Huang, C., Rahman, M., Olson, C. *et al.* (2006). «Farm-scale evaluation of the impacts of transgenic cotton on biodiversity, pesticide use and yield». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103: 7571-7576.

Champion, G.T., May, M.J., Bennett, S., Brooks, D.R., Clark, S.J., Daniels, R.E. *et al.* (2003). «Crop management and agronomic context of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B Biological Sciences*, 358: 1801-1818.

Comisión Europea (2010). *Commission Recommendation of 13 July 2010 on guidelines for the development of national co-existence measures to avoid the unintended presence of GMOs in conventional and organic crops*. 210/C 200/01.

Consejo Europeo (2006). *Coexistence of genetically modified, conventional and organic crops – freedom of choice*. 9810/06.

Demont, M. y Tollens, E. (2004). «First impact of biotechnology in the EU: Bt maize adoption in Spain». *Annals of Applied Biology*, 145: 197-207.

Devos, Y., Cougnon, M., Vergucht, S., Bulcke, R., Haesaert, G., Steurbaut, W. y Reheul, D. (2008). «Environmental impact of herbicide regimes used with genetically modified herbicide-resistant maize». *Transgenic Research*, 17: 1059-1077.

Devos, Y., Demont, M., Dillen, D., Reheul, M., Kaiser, M. y Sanvido, O. (2009). «Coexistence of genetically modified (GM) and non-GM crops in the European Union. A review». *Agronomy for Sustainable Development*, 29: 11-30.

Devos, Y., Reheul, D. y Schrijver, A. (2005). «The co-existence between transgenic and non-transgenic maize in the European Union: a focus on pollen flow and cross-fertilization». *Environmental Biosafety Research*, 4: 71-87.

Deward, A., May, M., Woiwod, I.P., Haylock, L.A., Champion, G.T., Garner, B.H., Sands, R.J.N., Qi, A. y Pidgeon, J.D. (2003). «A novel approach to the use of genetically modified herbicide tolerant crops for environmental benefit». *Proceedings of the Royal Society B, Biological Science*, 270: 335-340.

Douglas, G.K. (1984). «The meanings of agricultural sustainability». En Dougalss, G.K. (Ed.): *Agricultural Sustainability in a changing world order*. Westview Press, Boulder: 3-30.

Efron, B. y Tibshirani, R.J. (1993). *An introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hal/CRC, New York.

Ervin, D., Batie, S., Welsh, R., Carpentier, C. L., Fern, J. I., Richman, N. J. y Shulz, M. A. (2000). *Transgenic crops: an environmental assessment*. Henry A. Wallace Centre for Agricultural and Environmental Policy-Winrock International, Greenbelt (USA).

Ervin, D., Carrière, Y., Cox, W.J., Fernandez-Cornejo, J., Jussaume, R.A., Marra, M.C., Owen, M.D.K., Raven, P.H., Wolfenbarger, L.L. y Zilberman, D. (2010). *Impact of genetically engineered crops on farm sustainability in the United States*. National Academy of Press, Washington D.C.

EuropaBio (2011). *Approvals of GMOs in the European Union*. EuropaBio, Brussels.

Farinós, G.P., de la Poza, M., Hernández-Crespo, P., Ortego, H. y Castañera, P. (2004). «Resistance monitoring of field populations of the corn borers Sesamia nonagrioides and Ostrinia nubilalis after 5 years of Bt maize cultivation in Spain». *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 110: 23-30.

Fernandez-Cornejo, J., Klotz-Ingram, C. y Jans, S. (2002). «Farm-level effects of adopting herbicide-tolerant soybeans in the USA». *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 34: 149-163.

Fitt, G. (2003). «Implementation and impacts of transgenic Bt cottons in Australia». *The ICAC Recorder*, December: 14-19.

Frisvold, G.B. y Reeves, J.M. (2008). «The costs and benefits of refuge requirements: The case of Bt cotton». *Ecological Economics*, 65: 87-97.

Gandhi, V.P. y Namboodiri, N.V. (2006). *The Adoption and Economics of Bt Cotton in India*. Indian Institute of Management, Ahmedabad (India).

Gianessi, L.P., Silvers, C.S., Sankula, S. y Carpenter, J.E. (2002). *Plant biotechnology: Current and potential impact for improving pest management in U.S. agriculture. An analysis of 40 case studies*. National Center for Food and Agricultural Policy, Washington, D.C.

Gómez-Barbero, M., Berbel, J. y Rodríguez-Cerezo, E. (2008). «Bt corn in Spain – the performance of the EU's first GM crop». *Nature Biotechnology*, 26: 384-386.

Gómez-Limón, J.A. y Riesgo, L. (2009). «Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability. An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain». *Journal of Environmental Management*, 90: 3345-3362.

Gómez-Limón, J.A. y Sánchez-Fernández, G. (2010). «Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators». *Ecological Economics*, 69: 1062-1075.

Gómez-Limón, J.A. y Riesgo, L. (2012). «Sustainability assessment of olive groves in Andalusia: A methodological proposal». *New Medit. Mediterranean Journal of Economics, Agriculture and Environment*, 11: 39-49.

Graef, F., Stachow, U., Werner, A. y Schütte, G. (2007). «Agricultural practice changes with cultivating genetically modified herbicide-tolerant oilseed rape». *Agricultural Systems*, 94: 111-118.

Hayes, K.R., Cregg, P. C., Gupta, V.V.S.R., Jessop, R., Lonsdale, W.M., Sindel, B., Stanley, J. y Williams, C.K. (2004). «Identifying hazards in complex ecological systems. Part 3: Hierarchical holographic model for herbicide tolerant oilseed rape». *Environmental Biosafety Research*, 3: 109-128.

Hofs, J., Fok, M. y Vaissayre, M. (2006). «Impact of Bt cotton adoption on pesticide use by smallholders: A 2-year survey in Makhatini Flats (South Africa)». *Crop Protection*, 25: 984-988.

Hossain, F., Pray, C.E., Lu, Y., Huang, J., Fan, C. y Hu, R. (2004). «Genetically modified cotton and farmers' health in China». *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 10: 296-303.

Huang, J., Rozelle, S., Pray, C. y Wang, Q. (2002). «Plant biotechnology in China». *Science*, 295: 674-677.

Huang, J., Hu, R., Rozelle, S. y Pray, C. (2005). «Insect-resistant GM rice in farmers' fields: assessing productivity and health effects in China». *Science*, 308: 688-689.

James, C. (1997-2004). *Global Status of Transgenic crops: 1996-2003*. ISAAA, New York.

James, C. (2005-2012). *Global Status of Commercialized Biotech/GM crops*: 2004- 2011. ISAAA, New York.

Kleter, G.A., Bhula, R., Bodnaruk, K., Carazo, E., Felsot, A.S., Harris, C.A., *et al*. (2007). «Altered pesticide use on transgenic crops and the associated general impact from an environmental perspective». *Pest Management Science*, 63: 1107-1115.

Knox, O.G.G., Constable, G.A., Pyke, B. y Gupta, V.V.S.R. (2006). «Environmental impact of conventional and Bt insecticidal cotton expresing one and two Cry genes in Australia». *Australian Journal of Agricultural Research*, 57: 501-509.

Kramarz, P.E., Vaufleury, A., Zygmunt, P.M.S. y Verdun, C. (2007). «Increased response to cadmium and bacillus thuringiensis maize toxicity in the snail Helix aspersa infected by the nematode Phasmarhabditis hermaphrodita». *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 73-79.

Kruger, M., Van Rensburg, J.B.J. y Van den Berg, J. (2009). «Perspective on the development of stem borer resistance to Bt maize and refuge compliance at the Vaalharts irrigation scheme in South Africa». *Crop Protection*, 28: 684-689.

Madsen, K.H. y Streibig, J.C. (2004). «Beneficios y riesgos del uso de cultivos resistentes a herbicidas». En Labrada, R. (Ed.): *Manejo de malezas para países en desarrollo*. FAO, Roma: 315-345.

Marra, M. y Piggott, N.E. (2006). «The value of non-pecuniary characteristics of crop biotechnologies: A new look at the evidence». En Just, R.E, Alston, J.M. and Zilberman (Eds.): *Regulating Agricultural Biotechnology: Economics and Policy*. Springer, New York: 145-177.

Nelson, G.C. y Bullock, D.S. (2003). «Simulating a relative environmental effect of glyphosate-resistant soybeans». *Ecological Economics*, 45: 189-202.

Nowicki, P., Aramyan, L., Baltussen, W., Dvortsin, L., Jongeneel, R., Pérez-Domínguez, I., van Wagenberg, C., Kalaitzandonakes, N., Kaufman, J., Miller, D., Franke, L. y Meerbeek, B. (2010). *Study on the implications of asynchronous GMO approvals for EU imports of animal feed products*. Landbouw Economisch Instituut (LEI), Wageningen (The Netherlands).

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (1999). *Consensus Document on General Information Concerning the Genes and Their Enzymes That Confer Tolerance to Glyphosate Herbicide*. Series on Harmonization of Regulatory Oversight in Biotechnology, No. 10. OECD, Paris.

Organización Mundial de la Salud y FAO (2004). *Pesticides residues in food*. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group on Pesticide Residues. FAO Plant Production and Protection Paper 178. Organización Mundial de la Salud y FAO, Roma.

Pemsl, D., Waibel, H. y Orphal, J. (2004). «A methodology to assess the profitability of Bt cotton: case study results from the state of Karnataka, India». *Crop Protection*, 23: 1249-1257.

Phillips, P. (2003). «The economic impact of herbicide tolerant canola in Canada». En Kalaitzanondakes, N. (Ed.): *The economic and environmental impacts of Agbiotech: A global perspective*. Kluwer, New York: 119-140.

Piñeyro-Nelson, A., Van Heerwaarden, J., Perales, H.R., Serratos-Hernández, J.A., Rangel, A., Hufford, M.B., Gepts, P, Garay-Arroyo, A., Rivera-Bustamante, R. y Álvarez-Buylla, E.R. (2009). «Transgenes in Mexican maize: molecular evidence and methodological considerations for GMO detection in landrace populations». *Mollecular Ecology*, 18: 750-761.

Pray, C., Huang, J., Ruifa, H. y Rozelle, S. (2002). «Five years of Bt cotton in China, the benefits continue». *The Plant Journal*, 31: 423-430.

Qaim, M. y de Janvry, A. (2005). «Bt cotton and pesticide use in Argentina: economic and environmental effects». *Environment and Development Economics*, 10: 179-200.

Qaim, M. y Traxler, G. (2005). «Roundup Ready soybean in Argentina: farm level and aggregate welfare effects». *Agricultural Economics*, 32: 73-86.

Qaim, M. y Zilberman, D. (2003). «Yield effects of genetically modified crops in developing countries». *Science*, 299: 900-2.

Qaim, M. (2009). «The Economics of Genetically Modified Crops». *Annual Review of Resource Economics*, 1: 665-694.

Qaim, M., Subramanian, A., Naik, G. y Zilberman, D. (2006). «Adoption of Bt cotton and impact variability: insights from India». *Review of Agricultural Economics*, 28: 48-58.

Quist, D. y Chapela, I. (2001). «Transgenic DNA introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico». *Nature*, 414: 541-543.

Riesgo, L., Areal, F.J. y Rodríguez-Cerezo, E. (2012). «How can specific market demand for non-GM maize affect the profitability of Bt and conventional maize? A case study for the middle Ebro Valley, Spain». *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10: 867-876.

Riesgo, L., Areal, F.J., Sanvido, O. y Rodríguez-Cerezo, E. (2010). «Distances needed to limit cross-fertilization between GM and conventional maize in Europe». *Nature Biotechnology*, 28: 780-782.

Shaner, D.L. (2000). «The impact of glyphosate-tolerant crops on the use of other herbicides and on resistance management». *Pest Management Science*, 56: 320-326.

Sisterson, M.S., Carriére, Y., Dennehy, T.J. y Tabashnik, B.E. (2007). «Nontarget Effects of Transgenic Insecticidal Crops: Implications of Source-Sink Population Dynamics». *Environmental Entomology*, 36: 121-127.

Stein, A.J. y Rodríguez-Cerezo, E. (2010). «International trade and the global pipeline of new GM crops». *Nature Biotechnology*, 28: 23-25.

Sydorovych, O. y Marra, M.C. (2007). «A genetically engineered crop's impact on pesticide use: a revealed-preference index approach». *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 32: 476-491.

Tabashnik, B.E. (2010). «Communal benefits of transgenic corn». *Science*, 330: 189-190.

Traxler, G., Godoy-Avila, S., Falck-Zepeda, J. y Espinoza-Arellano, J. (2003). «Transgenic Cotton in Mexico: Economic and Environmental Impacts». En Kalaitzanondakes, N. (Ed.): *The economic and environmental impacts of Agbiotech: A global perspective*. Kluwer-Plenum, New York: 183-202.

Wan, P., Huang, Y., Tabashnik, B.E., Huang, M. y Wu, K. (2012). «The Halo Effect: Suppression of Pink Bollworm on Non-Bt Cotton by Bt Cotton in China». *PLoS One,* 7: e42004.

Wang, S., Just, D.R. y Pinstrup-Andersen, P. (2008). «Bt-cotton and secondary pests». *International Journal of Biotechnology*, 10: 113-121.

Wolfenbarger, L.L. y Phifer, P.R. (2000). «The ecological risks and benefits of genetically engineered plants». *Science*, 290: 2088-2093.

Wu, F. (2006). «Mycotoxin reduction in Bt corn: potential economic, health and regulatory issues». *Transgenic Research*, 15: 277-289.

Yunlog, C. y Smit, B. (1994). «Sustainability in agriculture: a general review». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 49: 299-307.

Zhao, J.H., Ho, P. y Azadi, H. (2011). «Benefits of Bt cotton counterbalanced by secondary pests? Perceptions of ecological change in China». *Environmental Monitoring and Assessment*, 173: 985-994.

IV. Nuevos métodos cuantitativos para el análisis de la sostenibilidad

Evaluación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores e índices
El caso de las estepas cerealistas de Castilla y León

José A. Gómez-Limón[a] *y Ernest Reig Martínez*[b]
[a]Universidad de Córdoba y [b]Universitat de València

1. Introducción

Si bien existen multitud de definiciones y enfoques alternativos, existe cierto consenso en definir la *agricultura sostenible* como aquella que es capaz de satisfacer un conjunto de necesidades de forma continuada en el tiempo (Hansen, 1996). Estas necesidades se relacionan con el carácter multidimensional inherente al concepto de desarrollo sostenible, que requiere que esta actividad sea sostenible desde una triple perspectiva *económica* (actividad rentable), *social* (reparto «justo» y «equitativo» de la riqueza generada) y *medioambiental* (compatible con el mantenimiento de los ecosistemas naturales). En este sentido, y desde una perspectiva eminentemente pragmática, se ha ido consolidando la idea de que la evaluación empírica de la sostenibilidad agraria debe fundamentarse en la triple dimensión del concepto, utilizando para ello sistemas de *indicadores* que analicen el desempeño de cada una de las mencionadas dimensiones (Bell y Morse, 2008).

La cuantificación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores sigue, sin embargo, planteando hoy en día ciertas dificultades. La mayor de ellas es la de interpretar conjuntamente los múltiples indicadores que requiere este tipo de análisis, circunstancia que obstaculiza su utilización como herramienta práctica de apoyo a la toma de decisiones públicas. Este problema ha tratado de superarse a través de la aplicación de métodos de agregación de estos conjuntos multidimensionales de indicadores en *índices* o *indicadores sintéticos*. Esta opción ya ha sido empleada, entre otros, por Andreoli y Tellarini (2000), Sands y Podmore (2000), Rigby *et al.* (2001), van Calker *et al.* (2006) o Qiu *et al.* (2007). La agregación de indicadores, no obstante, ha sido criticada por el carácter «subjetivo» de los métodos empleados en lo relativo a la elección de las formas funcionales para la agregación y a las ponderaciones de los diferentes indicadores individuales, tal y como comentan Morse *et al.* (2001), Ebert y Welsch (2004), Hueting y Reijnders (2004) o Böhringer y Jochem (2007).

Dentro de este contexto general, el presente capítulo se ha planteado con una doble finalidad. En primer lugar se pretende explicar cómo se pueden emplear los indicadores e índices de sostenibilidad agraria para la evaluación del desempeño de las explotaciones agrarias. La segunda finalidad del mismo es de carácter aplicado, consistente en la presentación de los resultados de dos trabajos empíricos (Gómez-Limón y Sánchez-Fernández, 2010 y Reig-Martínez *et al.*, 2011) que han empleado este enfoque metodológico para la cuantificación de la sostenibilidad global de las explotaciones agrarias que operan dentro de las estepas cerealistas de Castilla y León. La exposición de ambas aplicaciones permitirá analizar las posibilidades reales de emplear el criterio de sostenibilidad como elemento de apoyo para la mejora de la «gobernanza» del sector.

Al objeto de cumplir con estos objetivos, el presente capítulo se estructura como sigue. Tras esta sección introductoria, el segundo apartado presenta los sistemas agrarios considerados como caso de estudio. La tercera sección se centra en explicar el marco teórico empleado para la selección de indicadores de sostenibilidad a analizar, mientras que la cuarta expone las metodologías utilizadas para la construcción de indicadores sintéticos que permitan evaluar la sostenibilidad global de las explotaciones agrarias. El quinto apartado presenta los resultados más importantes de las aplicaciones empíricas realizadas. Finalmente, el sexto apartado destaca las conclusiones más relevantes alcanzadas.

2. El caso de estudio: las estepas cerealistas de Castilla y León

Al conceptualizar la sostenibilidad de la actividad agraria, el aspecto más relevante a determinar es la escala espacial del análisis. Los dos trabajos empíricos comentados en este capítulo proponen la utilización de la *explotación agraria* como unidad básica para el análisis, en la medida que es la unidad de gestión, sobre la cual pueden incidir directamente las políticas públicas orientadas a la «gobernanza» del sector (van der Werf y Petit, 2002; Andersen *et al.*, 2007; van Passel *et al.*, 2007). En cualquier caso, el estudio de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias debe enmarcarse dentro de una escala mayor, como es el *sistema agrario*. Efectivamente, el análisis propuesto requiere la consideración de las particularidades ecosistémicas sobre las que se desarrolla la actividad agraria (Niemeijer, 2002). Este tratamiento diferenciado por sistema agrario posibilita introducir variantes metodológicas (p. ej., disparidades en

la selección de indicadores) para la evaluación empírica de la sostenibilidad en cada caso de estudio, así como el tratamiento particularizado de los resultados.

La investigación que se expone en este capítulo se ha centrado en los dos sistemas agrarios característicos de las estepas cerealistas de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, tal y como señala la tipología de espacios agrarios establecida en el Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural (MAPA, 2004):

- *Secanos de las campiñas medias-bajas*. Constituyen la parte central y más extensa de la Meseta Norte, caracterizada por un clima continental y una orografía de grandes llanuras abiertas. Su orientación productiva está dominada por el cultivo de cereales de invierno.
- *Regadíos del Duero*. La transformación en regadío de las tierras de secano antes referidas permite un cambio en el paisaje agrario, gracias a la posibilidad de introducir cultivos de primavera (maíz, remolacha, girasol, patata, etc.) en las alternativas.

La elección de estos sistemas agrarios como casos de estudio se justifica en primer lugar por criterios de interés práctico, al tratarse de casos representativos de zonas de agricultura extensiva con un carácter marcadamente multifuncional (Kallas *et al.*, 2007). La adecuación de ambos casos a efectos de nuestro análisis viene dada, además, por sus propias características técnicas, derivadas de su homogeneidad ecológica, política, social y económica, y por la disponibilidad para el acceso a la información.

3. Análisis de la sostenibilidad agraria a través de indicadores

Los indicadores son variables que informan sobre el estado de funcionamiento de un sistema, sea este una máquina, un ser vivo, un ecosistema o una explotación agraria, como ocurre en nuestro caso. Así pues, los *indicadores de sostenibilidad* son atributos cuantificables de un sistema que puede evaluarse en relación a su sostenibilidad. Así, este enfoque metodológico se basa en la cuantificación del desempeño de cada una de las dimensiones mencionadas –económica, social y ambiental–, a través de una batería de indicadores definidos con este propósito, y su posterior análisis conjunto al objeto de realizar una valoración integral de la información suministrada por la totalidad de los indicadores considerados (Bell y Morse, 2008).

3.1. Marcos teóricos para el análisis de la sostenibilidad agraria a través de indicadores

Para gestionar la gran cantidad de información suministrada por los métodos basados en indicadores de sostenibilidad se han desarrollado diferentes marcos teóricos. Estos marcos teóricos han sido construidos al objeto de orientar la implementación de este enfoque metodológico, especialmente durante las primeras etapas, encaminadas al desarrollo del sistema de indicadores. Así, su objetivo último es conseguir que el conjunto de indicadores calculados permita ofrecer una visión integrada y coherente del fenómeno de la sostenibilidad.

Entre los marcos teóricos aplicados hasta la fecha para la evaluación de la sostenibilidad agraria a través de indicadores cabe destacar los dos siguientes:

- *El marco PSR* (*Pressure-State-Response*) propuesto por la OCDE (OECD, 1993) para temas relacionados con la sostenibilidad ambiental, y que ha dado lugar a un sistema de indicadores ambientales para la agricultura ampliamente difundido (OECD, 1999a; 1999b y 2001a).
- *El marco DPSIR* (*Driving Forces-Pressure-State-Impact-Response*), que representa una evolución del anterior, y que ha sido desarrollado por la Unión Europea a través de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 1999). Entre otras aplicaciones, se ha utilizado para analizar la integración de los aspectos ambientales dentro de la Política Agraria Común (EEA, 2005 y 2006).

Una limitación importante de los esfuerzos realizados en el marco de la OCDE y de la Unión Europea es que la mayor parte de la información disponible ha sido recopilada a escala nacional, al objeto de facilitar la comparación internacional de la sostenibilidad agraria. Sin embargo, dado el sesgo «macro» de ambos marcos teóricos, resulta difícil su traslación a escalas territoriales menores (Rigby *et al.*, 2001; Rao y Rogers, 2006), como las aplicadas en los trabajos presentados en este capítulo, orientados a cuantificar la sostenibilidad de las explotaciones agrarias, unidades básicas sobre las que actúan las políticas agrarias.

Más adecuado para una orientación «micro» resulta ser el marco teórico FESLM (*Framework for the Evaluation of Sustainable Land Management*), desarrollado por el Banco Mundial y la FAO con el propósito de analizar la soste-

nibilidad agraria a escala local (Smyth y Dumanski, 1994; Tisdell, 1996). Está basado en cinco pilares básicos objeto de análisis: a) el mantenimiento y mejora de la producción («productividad»), b) la reducción de los riesgos productivos («seguridad»), c) la protección de los recursos naturales y la prevención de la degradación del suelo y del agua («protección»), d) la viabilidad económica («viabilidad») y e) la aceptación social («aceptabilidad»). Para la aplicación de este marco, y para cada uno de sus pilares, se emplea un conjunto de criterios de diagnóstico basados en indicadores y valores límite. En cualquier caso, este marco teórico tampoco está exento de críticas, entre las cuales cabe destacar el ser un enfoque estrictamente centrado en la propia actividad productiva de las explotaciones agrarias, ignorando en buena medida los efectos de esta actividad sobre los ecosistemas que rodean a dichas explotaciones (Lefroy *et al.*, 2000).

En este mismo sentido cabe resaltar igualmente los trabajos de diferentes grupos de investigadores que han ido reflejando sus distintas propuestas de marcos teóricos en la literatura. Entre ellos cabe destacar el marco metodológico de evaluación de la sostenibilidad propuesto por van Cauwenbergh *et al.* (2007), denominado SAFE (*Sustainability Assessment of Farming and the Environment Framework*). Dicho marco propone evaluar la sostenibilidad de la actividad agraria mediante el empleo de una estructura jerárquica que cuenta, por orden decreciente, con los siguientes niveles: a) principios, b) criterios, y c) indicadores, tal y como aparece representada en el Gráfico 1.

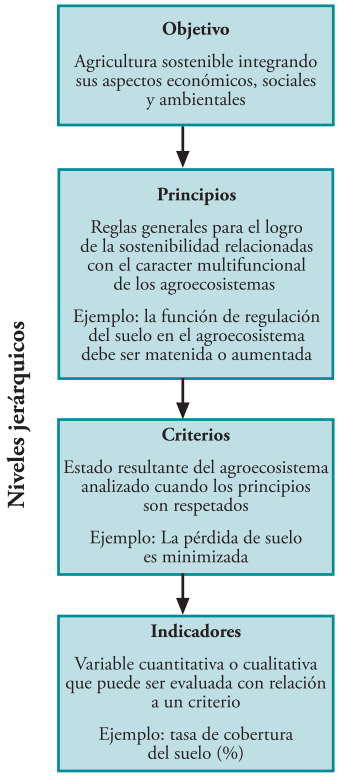
La definición de cada uno de los niveles jerárquicos es la que a continuación se describe:

- *Principios*. Este primer nivel jerárquico está relacionado con las múltiples funciones que desempeñan los agroecosistemas, que pueden asociarse a los tres pilares fundamentales de la sostenibilidad: económico, social y ambiental. Así, un «principio» es una ley o regla fundamental que sirve de base para el análisis y la acción a favor de la sostenibilidad. Estos principios están relacionados con el desempeño multifuncional de los sistemas agrarios, siendo de carácter general y aplicables a escala internacional.
- *Criterios*. Son los estados resultantes de los sistemas agrarios cuando los diferentes principios son respetados. Los criterios trasladan los principios generales a los agroecosistemas particulares objeto de estudio (las estepas cerealistas en nuestro caso), por lo que son más concretos que los primeros y, por tanto, más fáciles de relacionar con los indicadores.

- *Indicadores*. Constituyen variables de diversa índole que pueden ser evaluadas para medir el grado de cumplimiento de un criterio. Los indicadores seleccionados deben de conformar un conjunto representativo de la sostenibilidad agraria de los sistemas agrarios objeto de estudio en todos sus aspectos (económicos, sociales y ambientales).

El marco teórico SAFE así definido ha sido el considerado para la realización de los dos trabajos empíricos en que se basa este capítulo. En este sentido a continuación se presentan, de manera ilustrativa, los principios y criterios relacionados con la sostenibilidad agraria de las estepas cerealistas de Castilla y León, así como la selección de los indicadores de sostenibilidad correspondientes.

Gráfico 1. Estructura jerárquica del Marco SAFE



Fuente: Adaptado de van Cauwenbergh *et al.* (2007).

3.2. Selección de indicadores para las estepas cerealistas

La primera etapa para el desarrollo del análisis empírico ha consistido en la selección de un plan de indicadores para la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias que cubra las tres facetas ya aludidas –económica, social y ambiental–, mediante la aplicación del marco SAFE. Este parte de los bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas agrarios al conjunto de la sociedad, derivándose así el primer nivel de la jerarquía, los «principios», que se correlacionan con las tres dimensiones de la sostenibilidad antes comentadas. De estos principios se desglosan los «criterios», que constituyen el segundo orden de la jerarquía, a partir de los cuales se desprenden finalmente los «indicadores».

Para la aplicación de este marco teórico al caso de estudio considerado se ha comenzado construyendo un catálogo general de «criterios» e «indicadores» de sostenibilidad agraria para cada una de las dimensiones o «principios» de la sostenibilidad. Dicho catálogo se ha obtenido a partir de una exhaustiva revisión de literatura.

Teniendo en cuenta el actual estado de conocimiento, este catálogo general ha sido adaptado para el análisis de las explotaciones de estepas cerealistas de Castilla y León, seleccionando para ello los «criterios» e «indicadores» más relevantes para el caso de estudio. La realización de esta selección se ha basado en dos reglas básicas. La primera de ellas es la *fiabilidad* del método, que se ha perseguido mediante una adecuada selección de indicadores, adaptada a las condiciones particulares de los sistemas agrarios considerados (secano y regadío), y un diseño razonable de la captura de información primaria a nivel de explotación para el cálculo preciso de dichos indicadores. La segunda de las reglas seguida ha sido la *aplicabilidad* del método de evaluación, posibilitando su uso de forma fácil, rápida y económica. Con ello se ha pretendido que la metodología de análisis sea aplicable al mundo real de una forma extensa (en nuestro caso a una muestra representativa de explotaciones de los dos sistemas de estepas cerealistas considerados).

A través de este proceso de selección se ha obtenido finalmente una jerarquía compuesta por 7 «principios», 13 «criterios» y 16 «indicadores», tal y como se refleja en la Tabla 1. Una explicación sintética del significado de cada uno de los indicadores de sostenibilidad seleccionados puede encontrarse igualmente en la Tabla 2. Si se desea obtener una información más detallada al respecto, puede consultarse en el trabajo de Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010).

Tabla 1. Principios, criterios e indicadores de sostenibilidad seleccionados

Dimensiones sostenibilidad	Principios	Criterios	Indicadores
Económica	Función económica	Garantía de renta de los agricultores	Renta de los productores agrarios (RENTAPROD)
		Minimización de la dependencia de los subsidios	Contribución de la agricultura al PIB (CONAGPIB)
		Minimización del impacto de riesgos	Superficie asegurada (SUPASEG)
Social	Función social	Ocupación laboral de los habitantes del medio rural	Empleo agrario (EMPLAGRA)
		Fijación de población agraria en el medio rural	Estacionalidad de la mano de obra (ESTACIMO)
		Continuidad intergeneracional en la actividad	Riesgo de abandono de la actividad agraria (RIESAGRA)
		Adecuada dependencia de la actividad agraria	Dependencia económica de la actividad agraria (DECONAGR)
Ambiental	Función de oferta de recursos bióticos	Mantenimiento de la biodiversidad	Especialización (ESPECIAZ)
			Superficie media por parcela (SUPEMPAR)
	Función de calidad del suelo	Minimización de la pérdida de suelo	Cobertura del suelo (COBESUEL)
		Mantenimiento de la calidad química del suelo	Balance de nitrógeno (BALNITRO)
			Balance de fósforo (BALFOSFO)
			Riesgo de pesticidas (RIESPEST)
	Función de cantidad del agua	Minimización de la detracción de agua	Uso del agua de riego (USOAGUAR)*
	Función de ahorro de energía	Optimización del balance de energía	Balance energético (BALENERG)
	Función de oferta de hábitats	Mantenimiento de la diversidad de hábitats	Superficie acogida a ayudas agroambientales (SUCUAGRO)**

** Criterio e indicador solo aplicables al sistema agrario de regadío.*
*** Criterio e indicador solo aplicables al sistema agrario de secano.*

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Indicadores de sostenibilidad: definición y significado

Dimensión	Indicadores de sostenibilidad	Definición y significado
Económica	Renta de los productores agrarias (***RENTAPROD***)	La renta de los agricultores puede aproximarse en un análisis de corto plazo a través del margen bruto de la explotación, entendiéndose este como la diferencia entre los ingresos y los costes variables. Este indicador se mide en euros/ha.
	Contribución de la agricultura al PIB (***CONAGPIB***)	Este indicador mide la riqueza generada por la actividad agraria para el conjunto de la sociedad, equivalente a la renta agraria obtenida menos las subvenciones. Se cuantifica igualmente en euros/ha.
	Superficie asegurada (***SUPASEG***)	Este indicador refleja la estabilidad en la rentabilidad del agricultor ante hipotéticas pérdidas derivadas de sucesos exógenos inesperados. Se cuantifica como el porcentaje de superficie de la explotación que se encuentra acogida al seguro agrario.
Social	Empleo agrario (***EMPLAGRA***)	El empleo agrario es un indicador de las implicaciones sociales que tiene la agricultura en la provisión y distribución de rentas. Este indicador se cuantifica en horas de trabajo/ha.
	Estacionalidad mano de obra (***ESTACIMO***)	El carácter estacional del factor trabajo se ha cuantificado como el porcentaje de mano de obra demandada en los meses de mayor ocupación. Cuanto mayor sea el valor alcanzado por este indicador, menor grado de fijación de la población en el medio rural.
	Riesgo de abandono de la actividad (***RIESAGRA***)	La continuidad de la actividad agraria depende de: a) la edad del agricultor y b) la rentabilidad de la explotación. Así, se ha construido este índice que varía entre un máximo de 1 (agricultor menor de 55 años y cuya renta es superior a la media), y un mínimo de 0 (agricultor con más de 70 años y cuya renta es inferior al 50 % de la media).
	Dependencia económica (***DECONAGR***)	Este indicador cuantifica el porcentaje total de la renta de los agricultores que depende de la actividad agraria. A medida que aumenta la dependencia económica de esta actividad, se incrementa la fijación de población en el ámbito rural.
Ambiental	Especialización (***ESPECIAZ***)	Se mide como el porcentaje de la superficie de la explotación cubierta por el cultivo principal, cuantificando la tendencia de la explotación hacia el monocultivo. Una excesiva especialización es negativa, en la medida que provoca pérdida de biodiversidad.
	Superficie media por parcela (***SUPEMPAR***)	El tamaño medio de las parcelas que componen la explotación está íntimamente relacionado con el grado de discontinuidad en el paisaje agrario. A medida que el tamaño de parcela es menor se beneficia tanto a la flora como a la fauna silvestre.
	Cobertura del suelo (***COBESUEL***)	El indicador de cobertura del suelo representa el porcentaje de días al año durante los cuales la vegetación recubre el suelo. Cuanto mayor sea el valor de este indicador, mayor protección del suelo frente a la erosión.
	Balance de nitrógeno (***BALNITRO***)	Se calcula la diferencia física entre el nitrógeno contenido en los insumos (fertilizantes) y en los productos (cosecha), medida en kg de N/ha. La diferencia entre ambas cantidades proporciona la cantidad de nitrógeno que cada año es liberado al medio.
	Balance de fósforo (***BALFOSFO***)	El correspondiente balance (fósforo en insumos – fósforo en productos), medido en kg de P/ha, permite cuantificar el fósforo vertido al entorno.
	Riesgo de pesticidas (***RIESPEST***)	Este indicador proporciona información sobre la toxicidad liberada al medioambiente por el uso de pesticidas, cuantificada como la potencial mortandad de biomasa medida en kg.
	Uso del agua de riego (***USOAGUAR***)*	Se cuantifica como el volumen de agua de riego utilizada en términos absolutos por hectárea cultivada (m^3/ha). Representa la cantidad de agua detraída de los ecosistemas hídricos.
	Balance energético (***BALENERG***)	El balance energético de una explotación, medido en kcal/ha, puede calcularse utilizando el enfoque *input-output* comentado con anterioridad. Cuanto menor resulta el valor numérico de este indicador, la explotación es más sostenible desde una perspectiva ambiental.
	Superficie acogida a agroambientales (***SUCUAGRO***)**	Este indicador representa el porcentaje de la superficie de la explotación que está acogida a este tipo de programas y que, por tanto, está sometida a exigencias ambientales más estrictas que el código de buenas prácticas agrarias.

** Criterio e indicador solo aplicables al sistema agrario de regadío.*
*** Criterio e indicador solo aplicables al sistema agrario de secano.*

Fuente: Elaboración propia.

3.3. Cálculo de los indicadores de sostenibilidad

Una vez establecida la selección de los indicadores de sostenibilidad más apropiados para los casos de estudio considerados, la investigación ha requerido de información primaria y secundaria para su estimación empírica a nivel de explotación. Con el propósito de alimentar el cálculo de los indicadores de sostenibilidad definidos para la zona de estudio a nivel de explotación, los dos trabajos empíricos aquí sintetizados se han apoyado en una *encuesta* a agricultores como principal fuente de información primaria. Con este propósito se diseñó un cuestionario específico que contó con 4 bloques de preguntas: a) características del titular, b) características estructurales de la explotación, c) características productivas de la explotación y d) tecnología y prácticas de producción para cada uno de los cultivos desarrollados en la misma.

El universo de la encuesta ha estado constituido por el conjunto de explotaciones localizadas en la zona de estudio, a partir de la cual se seleccionó una muestra representativa mediante un muestreo por cuotas en función de la comarca agraria y de su tamaño. Siguiendo el procedimiento antes descrito se obtuvieron finalmente 349 cuestionarios válidos.

La información primaria derivada de la encuesta a agricultores ha requerido un tratamiento específico e información secundaria adicional para obtener el valor de cada uno de los indicadores de sostenibilidad seleccionados para cada explotación. Este tipo de información secundaria ha sido obtenida de diferentes fuentes (bibliografía técnica, información estadística oficial, legislación en vigor y comunicaciones personales de técnicos locales).

Los detalles sobre la forma operativa de calcular los indicadores seleccionados para cada una de las explotaciones de la muestra pueden consultarse igualmente en los trabajos de Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010) y Reig-Martínez *et al.* (2011).

4. Análisis de la sostenibilidad agraria a través de índices

4.1. Etapas para la construcción de un indicador sintético

Al objeto de dotar el proceso de construcción de índices de sostenibilidad de una secuencia lógica y coherente que facilite su posterior comprensión y replicabilidad, en OECD-JRC (2008) se sugiere la implementación de las siguientes etapas de forma sucesiva:

1. Desarrollo del marco teórico.
2. Selección de indicadores básicos.
3. Normalización de datos.
4. Asignación de pesos y agregación.
5. Análisis de robustez y sensibilidad.
6. Análisis de la relación de los índices calculados con otras variables.

El desarrollo de las dos primeras etapas (*desarrollo del marco teórico* y *selección de indicadores básicos*) ya ha sido comentado en los apartados 3.1 y 3.2.

La *normalización* (etapa 3) es una necesidad previa a cualquier agregación de indicadores, dado que estos están cuantificados normalmente en diferentes unidades de medida. Por este motivo se hace necesario expresarlos en unidades homogéneas, para así poder compararlos y realizar operaciones aritméticas entre ellos. En nuestro caso, entre las diferentes técnicas de normalización existentes, 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).

La etapa 4 (*asignación de pesos y agregación*) es la que presenta mayor importancia dentro del proceso de construcción de indicadores sintéticos, por lo que será tratada en detalle en los subapartados siguientes.

La etapa 5 (*análisis de robustez y sensibilidad*) pretende verificar la fiabilidad de los indicadores sintéticos elaborados y su dependencia de las elecciones metodológicas consideradas. Finalmente, la etapa 6 (*análisis de la relación de los índices calculados con otras variables*) pretende explicar la influencia relativa

de otras variables sobre los índices calculados. Estas dos últimas etapas se han implementado en los dos trabajos aquí reportados mediante la aplicación de diferentes técnicas estadísticas multivariantes, tal y como se detallará en el apartado de resultados.

4.2. La ponderación de los indicadores de base

Tras la etapa de normalización debe desarrollarse la etapa relativa a la *asignación de pesos y agregación* (etapa 4), a través de la cual se calculan realmente los indicadores sintéticos; en nuestro caso los *Indicadores Sintéticos de Sostenibilidad Agraria* (ISSA).

Dentro de esta etapa, la ponderación o asignación de pesos permite distinguir la importancia relativa de los distintos indicadores de base considerados. El método de asignación de pesos constituye habitualmente un tema controvertido, en la medida que existen múltiples procedimientos válidos para ello, pero que proporcionan resultados dispares. Por este motivo, muchos estudios empíricos realizados hasta la fecha han sido criticados por la asignación «arbitraria» de dichos pesos.

Las técnicas de ponderación para la construcción de índices pueden dividirse entre «positivas» y «normativas» (OECD-JRC, 2008). Las *técnicas positivas* o *endógenas* son aquellas que permiten la obtención de los pesos de los indicadores de base mediante procedimientos estadísticos, sin que sea necesario incorporar ningún juicio de valor sobre la importancia relativa de los mismos. Entre estas técnicas cabe destacar aquellas basadas en el análisis de componentes principales (ACP) y el análisis de la envolvente de datos (DEA). Por su parte, las técnicas *normativas* o *exógenas* pretenden asignar pesos diferenciados a los indicadores en función de la opinión de expertos o decisores externos. Utilizando este tipo de ponderaciones es como pueden introducirse en el análisis las preferencias sociales en relación a las diferentes dimensiones de la sostenibilidad, entendiendo esta como una construcción social. En esta línea se han desarrollado diversas formas de establecer tales ponderaciones: el proceso analítico jerárquico (AHP), la asignación directa de puntos, la ponderación *swing*, el método SMART, etc. (Stewart, 1992; Weber y Borcherding, 1993).

Como demuestran Gómez-Limón y Riesgo (2009), en función del método de ponderación que se elija durante la elaboración de estos índices, los resultados y las conclusiones que se alcance a derivar de los mismos pueden diferir en unos casos de otros. Por este motivo, siguiendo las sugerencias de estos mismos autores, en este capítulo se pretende analizar conjuntamente los resultados de diferentes técnicas alternativas de ponderación. En concreto, en este capítulo se sintetizan los resultados obtenidos mediante tres métodos de ponderación, contemplando métodos representativos de cada uno de los dos enfoques mencionados anteriormente: a) el Análisis de Componentes Principales (ACP) y el Análisis Envolvente de Datos (DEA), como métodos de ponderación representativos del enfoque positivo, y b) el Proceso Analítico Jerárquico (AHP), como método representativo del enfoque normativo. La versión aplicada del método DEA no es estrictamente la convencional, ya que se combina con un enfoque de decisión multicriterio.

La técnica de ponderación basada en el *ACP* permite definir los pesos de los indicadores sobre la base de las correlaciones identificadas entre los mismos en la matriz *indicadores* × *explotaciones*. Una descripción más detallada sobre esta técnica de ponderación puede consultarse en OECD-JRC (2008).

La tercera de las alternativas de ponderación elegidas para la construcción de los ISSA es el *AHP*. Esta técnica fue desarrollada inicialmente como herramienta de soporte en la toma de decisiones complejas (Saaty, 1980), pero puede adaptarse perfectamente para la construcción de índices. Este método se basa en los juicios de valor emitidos por un centro decisor externo. Siguiendo la propuesta de Gómez-Limón y Riesgo (2009), en la presente investigación este decisor externo ha estado conformado, en primer lugar, por el conjunto de la sociedad de Castilla y León, representada a través de una muestra de 321 individuos (véase Gómez-Limón y Atance, 2004). Los resultados de esta encuesta han permitido la ponderación de los diferentes «principios» o dimensiones de la sostenibilidad (económica, social y ambiental). En segundo lugar, el papel de decisor externo ha corrido también a cargo de un panel de 16 técnicos expertos, cuyas opiniones han permitido ponderar los indicadores considerados dentro de cada una de las dimensiones de la sostenibilidad antes aludidas.

Los resultados de la ponderación obtenida por los métodos ACP y AHP son los que aparecen reflejados en la Tabla 3.

Tabla 3. Ponderaciones de los indicadores a través de las técnicas del ACP y AHP

Indicador	Método ACP		Método AHP	
	Secano (%)	Regadío (%)	Secano (%)	Regadío (%)
RENTAPROD	8,8	8,4	17,0	17,0
CONAGPIB	8,4	8,2	7,2	7,2
SUPASEG	6,2	3,2	4,3	4,3
EMPLAGRA	7,3	8,4	13,1	13,1
ESTACIMO	5,9	6,6	4,6	4,6
RIESAGRA	6,5	6,1	13,7	13,7
DECONAGR	6,6	6,5	8,4	8,4
ESPECIAZ	7,3	7,3	1,9	2,0
SUPEMPAR	6,0	7,3	2,2	2,3
COBESUEL	6,8	6,2	3,9	4,0
BALNITRO	5,0	7,2	4,3	4,4
BALFOSFO	7,1	3,9	2,3	2,4
RIESPEST	4,4	6,0	5,2	5,4
USOAGUA		7,5		4,8
BALENERG	7,6	7,1	6,1	6,3
SUCUAGRO	6,4		5,8	
Total	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**

Fuente: Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010).

La implementación del *DEA*, segunda alternativa de ponderación de las mencionadas para la obtención de indicadores sintéticos, no es tan directa, y requiere de una explicación algo más detenida para su comprensión.

DEA es una técnica inicialmente diseñada para permitir el cálculo no paramétrico de índices de eficiencia correspondientes a distintas unidades de decisión (Cooper *et al.*, 2007). El tema que tradicionalmente se aborda con DEA, a través de la programación matemática, consiste en comparar el comportamiento de un conjunto de «unidades de decisión» (UD) en lo referente a la transformación de factores productivos o *inputs* en productos o *outputs*, partiendo de las cantidades observadas de ambos tipos de magnitudes y tomando como referencia una «frontera» o «envolvente» constituida por las mejores prácticas productivas observadas en ese conjunto. El comportamiento de cada unidad productiva observada o, más genéricamente, de cada «unidad de

decisión», es analizado a través de las características de sus vectores específicos de *inputs* y *outputs*, y es comparado con el comportamiento productivo de otras UD «eficientes» situadas en la frontera. Estas UD eficientes que sirven de referencia, y que representan una relación más favorable entre *inputs* y *outputs*, pueden ser algunas de las otras unidades observadas, o bien puede también tratarse de UD virtuales formadas por una mezcla de los perfiles en términos de *inputs* y *outputs* de varias UD eficientes.

DEA define la eficiencia de una unidad de decisión UD_0 por medio del valor máximo de un ratio que transforma sus *inputs* en *outputs*:

$$Max \frac{\sum_{r=1}^{s} u_r y_{r0}}{\sum_{i=1}^{m} v_i x_{io}} \qquad [1]$$

La expresión anterior plantea un ejercicio de optimización para una unidad de decisión determinada (UD_0), que forma parte de un conjunto de j unidades analizadas, para cada una de las cuales se ha observado un vector y de s *outputs*, y un vector x de m *inputs*. Los vectores de coeficientes u y v, o «multiplicadores», representan los pesos específicos no negativos que se aplican a cada uno de los y_r *outputs* y x_i *inputs*, y se escogen para cada UD de modo que su ratio específico tome el valor más elevado posible cuando se compare con los de las demás. Se trata de obtener, mediante la resolución del ejercicio mencionado, los pesos específicos que maximizan la eficiencia de la unidad UD_0, es decir el ratio de la expresión [1], bajo la condición de que empleando esos mismos pesos los ratios de eficiencia de todas y cada una de las unidades de la muestra queden restringidos a valores comprendidos entre cero y la unidad. Este mismo procedimiento de búsqueda y obtención de los pesos más favorables se repite para cada una de las UD analizadas.

El método DEA permite establecer comparaciones entre cada UD y unas referencias de comportamiento eficiente que son específicas para dicha UD, empleando para ello un conjunto de pesos que son también específicos de cada entidad y que están dirigidos a hacerla aparecer bajo la luz más favorable posible (Cherchye *et al.*, 2007). La adopción de un sistema de ponderación individualizado para cada UD permite presentar la situación global de cada UD –obtenida a través de un indicador compuesto representado por la expresión [1]– bajo su mejor perfil en relación al conjunto de indicadores parciales

manejados, ya que automáticamente se concede un peso más elevado a aquellos indicadores parciales concretos en que la entidad (UD) destaca más favorablemente. Ello no elimina sin embargo la posibilidad de que otra unidad de decisión ofrezca, bajo esos mismos pesos, un comportamiento todavía mejor que la propia UD_0, y pueda servir por tanto como referencia para calcular la posición relativa de esta última respecto a la frontera eficiente. La fuerza de DEA estriba por tanto en que proporciona un método razonable de detectar ineficiencia, o, en términos más genéricos, de detectar un comportamiento *inferior*. Una unidad de decisión se considerará ineficiente cuando funcione peor que sus pares, *incluso* cuando la comparación se lleve a cabo empleando el conjunto de ponderaciones que le resulta más favorable.

Entre otras aplicaciones, en la literatura se ha explorado la utilidad de DEA para construir indicadores compuestos de sostenibilidad a escala empresarial (Callens y Tyteca, 1999), y para reconsiderar el procedimiento de cálculo del índice de desarrollo humano de las Naciones Unidas (Mahlberg y Obersteiner, 2001; Despotis, 2002 y 2005), así como para construir diversos índices de bienestar a escala territorial (Murias *et al.*, 2006; Reig-Martínez, 2013).

Al aplicar el método DEA al análisis de la sostenibilidad es necesario advertir que en este caso no se está planteando la comparación de unidades productivas en base a su habilidad para transformar *inputs* en *outputs*, sino que de lo que se trata es de comparar el grado en que diversas UD –aquí explotaciones agrarias– pueden ofrecer niveles elevados de determinados atributos socialmente deseables. Por lo tanto la función objetivo [1] en los modelos DEA de optimización debe modificarse, al objeto que el resultado obtenido represente un índice de sostenibilidad global (ISSA) de la explotación. Una forma de hacerlo es suponer que el ratio correspondiente se establece entre un conjunto de atributos económicos, sociales y ambientales de la explotación agraria y un *input* virtual igual a la unidad, que se interpreta teóricamente como una suerte de gestor global capaz de suministrar un conjunto de servicios (Lovell *et al.*, 1995).

En el trabajo cuyos resultados se comentan posteriormente en el apartado 5.2 se ha combinado el enfoque DEA, –empleando para ello un modelo aditivo orientado en *outputs* (Tone, 2002)–, con un enfoque multicriterio de programación compromiso, lo que ha permitido obtener índices globales de sostenibilidad para cada explotación y deducir en consecuencia una ordenación completa de las explotaciones analizadas en base a su sostenibilidad. La obtención de estos índices globales de sostenibilidad se ha desarrollado en

dos etapas. En la primera se han obtenido índices de sostenibilidad basados en la aplicación, como es habitual en DEA, de los pesos para los indicadores parciales más favorables para cada unidad de decisión. En la segunda, y a diferencia del método DEA convencional, dichos índices se han integrado en un modelo de decisión multicriterio para proceder a continuación al cálculo de un sistema de pesos comunes para los indicadores parciales que resulte aplicable a todas las explotaciones agrarias del conjunto observado (Despotis, 2002 y 2005). Ello ha permitido la elaboración de un *ranking* de sostenibilidad global de dichas explotaciones, soslayando los problemas que al respecto suelen surgir cuando simplemente se emplea el enfoque DEA convencional. En las aplicaciones empíricas de DEA estos problemas tienen que ver con la frecuente aparición de un número excesivo de UD eficientes, por razones poco justificadas, y con la aplicación de sistemas individuales de ponderación excesivamente desequilibrados, que resultan del exceso de *flexibilidad* en la construcción de pesos idiosincrásicos. Aunque existe una amplia variedad de métodos para afrontar este tipo de situaciones (Adler *et al.*, 2002), incluyendo el establecimiento de diversos tipos de restricciones sobre los valores admisibles de los pesos, aquí se ha optado por construir el *ranking* empleando pesos comunes, como anteriormente se ha indicado.

4.3. La agregación de indicadores

Como también se explica en OECD-JRC (2008), existen múltiples métodos alternativos para agregar los indicadores en índices. Por este motivo esta fase de la construcción de indicadores sintéticos es igualmente objeto de debate por la subjetividad inherente a la elección del método utilizado para ello. Efectivamente, la elección de la forma funcional para la agregación de indicadores no resulta trivial, pues esta condiciona el tipo de compensación o «tasa marginal de sustitución» entre indicadores (Munda, 2008).

En función de la expresión algebraica empleada para la agregación, se puede asumir la posibilidad de compensación *total* entre indicadores, *parcial* o *nula*. De forma resumida puede afirmarse que las *funciones lineales aditivas* asumen implícitamente una compensación total entre indicadores, dando lugar a índices que resultan adecuados para la cuantificación de la sostenibilidad en su acepción «débil» (aquella que admite que exista intercambio o sustitución de capital natural por capital tecnológico, ver Capítulo 1). Por su parte, las *funciones multiplicativas* o *geométricas* admiten una compensación parcial.

Finalmente, las *funciones multicriterio no compensatorias* impiden cualquier tipo de compensación, resultando en indicadores sintéticos adecuados para una conceptualización de la sostenibilidad en su acepción «fuerte», es decir, aquella que no admite la posibilidad de intercambio de capital natural por capital tecnológico.

Al igual que se comentaba anteriormente en relación a la forma de ponderación, la elección de una técnica concreta de agregación de indicadores puede condicionar los resultados del indicador sintético. Por este motivo, como sugieren Gómez-Limón y Riesgo (2009), en el primer trabajo empírico resumido en este capítulo (véase apartado 5.1) se ha optado igualmente por comparar los resultados de ISSA obtenidos mediante diferentes procedimientos de agregación. De manera más concreta, las formas funcionales seleccionadas para el cálculo de los ISSA han sido:

- La *suma ponderada de indicadores*, como representante de los métodos lineales aditivos basados en la compensación total entre indicadores. Desde el punto de vista matemático, se trata de una regla de agregación lineal ponderada aplicada sobre el conjunto de indicadores normalizados:

$$ISSA = \sum_{k=1}^{k=n} w_k \cdot I_k \qquad [2]$$

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

- El *producto de indicadores ponderados*, elegido entre los métodos de agregación multiplicativos o geométricos (compensación parcial). Su formulación algebraica es como sigue:

$$ISSA = \prod_{k=1}^{k=n} I_k^{\,w_k} \qquad [3]$$

- La *formulación multicriterio basada en la distancia al punto ideal* medida bajo diferentes métricas, desarrollada por Díaz-Balteiro y Romero (2004), y que viene definida por la siguiente expresión:

$$ISSA = (1-\lambda)\cdot\left[\underset{k}{Min}(w_k \cdot I_k)\right] + \lambda \cdot \sum_{k=1}^{k=n} w_k I_k \qquad [4]$$

donde el parámetro de compensación (λ) varía entre 0 y 1, condicionando el grado de compensación permitido entre los indicadores. Para la aplicación de esta metodología en nuestra investigación se han considerado en el primero de los trabajos comentados 5 valores de este parámetro de compensación (λ=0, λ=0,25, λ=0,5, λ=0,75 y λ=1), de modo que se contemplen las tres posibilidades de compensación antes reseñadas: a) compensación total (λ=1)F, b) diferentes grados de compensación parcial (0<λ<1) y c) compensación nula (λ=0).

En el segundo trabajo empírico (véase apartado 5.2) los indicadores sintéticos de sostenibilidad se han computado haciendo uso de un modelo de programación compromiso en combinación con los resultados de una fase previa obtenidos a partir de un modelo DEA. En la función objetivo del modelo de programación compromiso se emplea un parámetro similar a λ (denominado '*t*' en el trabajo), cuyos valores se ha permitido que variaran entre 0 y 1 a intervalos de 0,01 puntos, con lo que en total se han computado 101 estimaciones de los correspondientes indicadores sintéticos, procediéndose a continuación al cálculo de su integral para obtener el valor final de cada uno de los índices sintéticos de sostenibilidad. Tales indicadores sintéticos se han obtenido en primer lugar para cada una de las tres dimensiones de la sostenibilidad –económica, social y ambiental–, considerando por separado los indicadores parciales correspondientes, dando como resultados los denominados *índices dimensionales*. En segundo lugar se han considerado todos los indicadores parciales conjuntamente, resultando en un *índice global*, similar a los ISSA comentados anteriormente.

5. Resultados de los estudios empíricos basados en indicadores e índices de sostenibilidad

Para cada una de las 349 explotaciones de la muestra se calcularon los 16 indicadores parciales de sostenibilidad seleccionados. La Tabla 4 muestra los estadísticos descriptivos de estos primeros resultados, diferenciando los del sistema de secano y de regadío.

Tabla 4. Ponderaciones de los indicadores a través de las técnicas del ACP y AHP

Indicador	Secano				Regadío			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
RENTAPROD (€/ha)	-451,22	635,79	302,94	120,66	-704,28	2.173,38	870,56	433,61
CONAGPIB (€/ha)	-451,22	455,54	120,61	111,04	-132,61	2.032,32	720,82	431,81
SUPASEG (%)	0,0	100,0	63,5	44,0	0,0	100,0	28,3	39,5
EMPLAGRA (horas/ha)	4,60	15,60	7,60	1,53	1,60	30,00	14,09	4,70
ESTACIMO (%)	18,0	83,3	46,9	12,2	18,0	83,3	46,9	12,2
RIESAGRA (adimensional)	0,00	1,00	0,17	0,24	0,00	1,00	0,17	0,24
DECONAGR (%)	0,0	100,0	85,1	25,7	0,0	100,0	85,1	25,7
ESPECIAZ (%)	24,0	100,0	62,6	20,9	27,3	100,0	68,3	22,7
SUPEMPAR (ha)	0,48	32,00	3,38	2,98	0,20	20,00	3,03	2,71
COBESUEL (%)	0,0	100,0	67,9	10,1	0,0	100,0	70,8	14,6
BALNITRO (kg de N/ha)	-54,0	202,0	23,6	26,9	-207,6	328,0	-26,6	70,0
BALFOSFO (kg de P/ha)	-26,1	494,9	27,4	36,3	-107,0	291,1	19,7	53,4
RIESPEST (kg biomasa/ha)	0,00	7,70	0,70	0,73	0,00	13,35	2,13	2,26
USOAGUAR (m^3/ha)					0	15.317	7.042	2.833
BALENERG (mcal/ha)	-350	14.558	6.027	1.560	-205.107	79.311	-9.953	49.364
SUCUAGRO (%)	0,0	56,0	10,9	17,2				

Fuente: Elaboración propia.

A la luz de estos primeros resultados debe señalarse que, a pesar de que todas las explotaciones consideradas operan dentro de un mismo sistema agrario y comparten las mismas condiciones edafo-climáticas (alternativas de cultivo), tecnológicas (opciones productivas), de mercado y legales, su desempeño en términos de sostenibilidad (valores de los indicadores) es relativamente heterogéneo. Esto refleja el papel clave que juegan las decisiones productivas de los agricultores, que se revelan como uno de los factores determinantes del nivel de sostenibilidad mostrado por cada explotación individual.

El lector puede hacerse idea de la complejidad de analizar conjuntamente estos 16 indicadores al objeto de establecer el grado o nivel de sostenibilidad global de cada explotación agraria. Por este motivo, como se señaló en la introducción, conviene que el análisis global de la sostenibilidad de estas unidades de producción se realice resumiendo la información resultante del plan de indicadores en índices o indicadores sintéticos de sostenibilidad agraria

(ISSA). En esta línea, a continuación se resumen los resultados de dos trabajos realizados por los autores de este capítulo sobre explotaciones pertenecientes a estos dos sistemas agrarios.

5.1. Indicadores sintéticos calculados mediante AHP y ACP (Gómez-Limón y Sánchez-Fernández, 2010)

Combinando los pesos resultantes de los métodos ACP y AHP y las diferentes formas funcionales para la agregación (expresiones [2] a [4]), se han obtenido diferentes ISSA para cada una de las explotaciones agrarias de la muestra, tanto de secano como de regadío. Los estadísticos descriptivos básicos de estos índices en cada uno de estos sistemas agrarios pueden observarse en la Tabla 5.

Tabla 5. Estadísticos descriptivos de los diferentes indicadores sintéticos de sostenibilidad

ISSA	Secano				Regadío			
	Mínimo	Máximo	Media	Des. típ.	Mínimo	Máximo	Media	Des. típ.
$AHP_{aditivo}$	0,352	0,816	0,603	0,091	0,344	0,822	0,614	0,088
$AHP_{multipl.}$	0,000	0,798	0,147	0,263	0,000	0,780	0,178	0,273
AHP_{MC_000}	0,000	0,019	0,003	0,005	0,000	0,019	0,003	0,005
AHP_{MC_025}	0,088	0,214	0,153	0,025	0,086	0,211	0,156	0,023
AHP_{MC_050}	0,176	0,415	0,303	0,046	0,172	0,414	0,308	0,045
AHP_{MC_075}	0,264	0,615	0,453	0,069	0,258	0,618	0,461	0,067
AHP_{MC_100}	0,352	0,816	0,603	0,091	0,344	0,822	0,614	0,088
$ACP_{aditivo}$	0,364	0,816	0,613	0,079	0,353	0,808	0,625	0,071
$ACP_{multipl.}$	0,000	0,786	0,151	0,270	0,000	0,749	0,186	0,283

Fuente: Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010).

Calculados así los diferentes ISSA, la primera cuestión a plantearse es si todos ellos son realmente indicadores de una misma realidad compleja como es la sostenibilidad de las explotaciones agrarias. Con ese propósito se estudió la correlación existente entre los diferentes índices a través de la *rho* de Spear-

man. Los resultados obtenidos verifican la existencia de correlaciones positivas y significativas en todos los casos; es decir, se confirma la idea que todos los ISSA calculados cuantifican de forma similar, aunque con matices, la sostenibilidad global de las explotaciones agrarias analizadas.

Además de los valores absolutos de los ISSA, resulta igualmente de interés analizar las ordenaciones (*rankings*) de explotaciones agrarias que se pueden realizar a partir de estos índices. En este sentido la pregunta clave a responder es si existen diferencias significativas en la ordenación de las explotaciones entre las diferentes metodologías empleadas para construir estos índices. Para contrastar la hipótesis de que no existen diferencias entre las nueve ordenaciones realizadas sobre la base de los diferentes ISSA, se han aplicado pruebas de rango con signo de Wilcoxon que permiten tales ordenaciones por pares. De los resultados obtenidos se ha podido comprobar cómo en la mayoría de los casos puede aceptarse la hipótesis de igualdad en la ordenación de las explotaciones en función de sus respectivos ISSA. Tan solo cabe indicar algunas diferencias significativas cuando se comparó la ordenación de los ISSA de carácter aditivo (compensación total) con las ordenaciones basadas en funciones multicriterio con compensación nula (AHP_{MC_000}, calculado con la expresión [3] cuando λ=0) o con compensación muy limitada (AHP_{MC_025} y $AHP_{MC_050,}$ cuando λ=0,25 y λ=0,50 respectivamente). De esta manera queda patente cómo el grado de compensación permitido entre indicadores que caracteriza a cada uno de los diferentes métodos de agregación resulta ser más influyente para la cuantificación de la sostenibilidad que el tipo de ponderación utilizada.

En cualquier caso debe quedar de manifiesto que todas estas aplicaciones encaminadas a cuantificar el grado de sostenibilidad de las explotaciones no son un fin en sí mismas, sino tan solo un medio que posibilita tomar las decisiones más adecuadas a favor de una producción agraria más sostenible, tanto en la esfera privada (gestión de empresas agrarias) como pública (diseño e implementación de políticas). En esta línea resulta relevante analizar los *factores determinantes de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias*. Con este propósito, en el trabajo que se resume en este subapartado se realizaron para cada sistema agrario (secano y regadío) 9 regresiones tobit, una para cada ISSA calculado. En dichos modelos las variables dependientes fueron los correspondientes ISSA, mientras que como variables independientes se incluyeron variables estructurales de la explotación (dimensión física, porcentaje de la explotación en régimen de propiedad y porcentaje de riego por gravedad en las explotaciones de regadío), variables personales de los titulares

de explotaciones (sexo, edad y número de hijos), variables socioeconómicas de los mismos (porcentaje de renta procedente de la agricultura y pertenencia a cooperativas agrarias) y variables relacionadas con su nivel de formación (nivel de estudios en general y tipo de formación específicamente agraria).

Los resultados obtenidos permiten afirmar que *la sostenibilidad global de las explotaciones agrarias se incrementa a medida que…*

- *…aumenta la superficie de la explotación*. La mayor sostenibilidad de las explotaciones de gran tamaño cabe explicarla por: a) la existencia de economías de escala en la producción agrícola, que permiten una mayor eficiencia productiva y, por tanto, una mayor sostenibilidad económica, b) la generación de rentas suficientes para permitir la continuidad en la actividad agraria de sus titulares (mayor sostenibilidad social), y c) la mayor generación de externalidades ambientales positivas (mayor sostenibilidad ambiental). En esta última línea cabe señalar como las explotaciones de mayores dimensiones presentan ventajas desde una perspectiva medioambiental en la medida que: c1) están mejor adaptadas para la implementación de técnicas ahorradoras de costes y eco-compatibles, como el mínimo laboreo o la siembra directa, con lo que cuentan con capacidad para rentabilizar las elevadas inversiones que requiere la adquisición de los equipos mecánicos necesarios; c2) desarrollan una producción agraria más diversificada, que implica la necesidad de distribuir la carga de trabajo a lo largo del año, y con un mayor grado de extensificación productiva; y c3) participan en mayor medida de los programas agroambientales, ya que poseen bajos coste unitarios de transacción en la suscripción de estos contratos.
- *…aumenta el porcentaje de tierra en propiedad*. Esta circunstancia parece lógica si se tiene en cuenta que la propiedad de la tierra permite una estrategia de gestión agrícola a largo plazo, frente a la perspectiva cortoplacista que normalmente se asocia a las tierras en arrendamiento. Esta justificación se ve reforzada por el derecho que tienen los titulares de legar las tierras en propiedad a sus descendientes. Ambas circunstancias hacen que la explotación de las tierras en propiedad se realice con criterios de sostenibilidad (uso racional de los recursos tierra y agua) más estrictos que cuando es arrendada.

- *…disminuye la edad del titular*. Esta relación se explica teniendo cuenta que los titulares más jóvenes presentan una menor probabilidad de abandono de la actividad a corto plazo (mayor sostenibilidad social) y tienen una mayor sensibilización por los problemas ecológicos relacionados con la agricultura, lo que hace que incorporen nuevas tecnologías eco-compatibles, como el mínimo laboreo o la siembra directa, y que participen más activamente en los programas agroambientales (mayor sostenibilidad ambiental).
- *…aumenta el porcentaje de renta del titular procedente de la agricultura*. Esta variable es un indicador del nivel de profesionalidad y especialización de los agricultores. Así, a medida que aumenta su dedicación a la actividad agraria, cabe entender que se incrementa igualmente la sostenibilidad económica y ambiental (mejora en la eficiencia en el uso de los factores), así como la social (disminuye el riesgo de abandono).
- *…si los titulares son socios de cooperativas*. En este sentido cabe señalar el importante papel de las cooperativas en diferentes ámbitos de la gestión de las explotaciones como: a) proveedoras de insumos, b) comercializadoras de las cosechas y c) asesoras técnicas de la producción. Así, puede considerarse que la pertenencia a estas empresas de economía social permite a las explotaciones agrarias la contratación de servicios que mejoran tanto su sostenibilidad económica (mejora de los márgenes de explotación) como ambiental (optimización del uso de recursos por la asesoría de los servicios técnicos).
- *…aumenta el nivel de formación específica agraria*. Los resultados muestran que los productores que han recibido cursos de extensión agraria, han cursado formación profesional agraria o son titulados universitarios relacionados con la actividad agraria son más proclives a desarrollar prácticas sostenibles que aquellos que no tienen formación específica. En este sentido, el nivel de conocimientos técnicos adquiridos debe analizarse como otro indicador de la profesionalidad y especialización de los titulares. Así, puede asumirse que cuanto mayores son los conocimientos técnicos de los productores, mejor pueden gestionar sus explotaciones, haciéndolas más rentables y eco-compatibles.

- *…si no tienen estudios universitarios no relacionados con la agricultura*. Aunque pueda parecer contra-intuitivo, esta circunstancia se explica teniendo en cuenta que los titulados universitarios no agrarios (p. ej., médicos, abogados, etc.) normalmente no realizan una gestión adecuada de las explotaciones de las que son titulares. Los motivos para ello pueden ser muy variados, destacando la falta de vocación, el absentismo, puesto que suelen residir en núcleos de población alejados de las explotaciones para el ejercicio de su actividad profesional principal, o el simple desinterés por la actividad agraria.

5.2. Indicadores sintéticos calculados mediante DEA (Reig-Martínez et al.*, 2011)*

La metodología DEA-Multicriterio sucintamente descrita en el apartado 4.2, ha sido empleada para calcular índices sintéticos de sostenibilidad para una submuestra de 163 explotaciones del sistema de secano de las estepas cerealistas, utilizando para ello los mismos indicadores parciales de sostenibilidad reportados en la Tabla 2. En primer lugar se obtuvieron índices *dimensionales* para analizar por separado la sostenibilidad económica, social y ambiental, considerando para ello en cada caso solo los indicadores de base seleccionados para cada una de estas dimensiones. En segundo lugar se obtuvo igualmente el indicador sintético de sostenibilidad *global*, considerando todos los indicadores seleccionados para la evaluación integral de la sostenibilidad agraria.

Un resumen de los estadísticos descriptivos de los indicadores sintéticos obtenidos pueden observarse en la Tabla 6.

Tabla 6. Estadísticos descriptivos de los indicadores dimensionales y globales sostenibilidad

	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
Sostenibilidad económica	0,000	0,634	0,359	0,119
Sostenibilidad social	0,119	0,466	0,250	0,071
Sostenibilidad ambiental	0,075	0,660	0,377	0,102
Sostenibilidad global	0,373	0,973	0,561	0,098

Fuente: Reig-Martínez *et al.* (2011).

En cuanto a los valores alcanzados para el indicador sintético de sostenibilidad global, debe señalarse que los valores obtenidos se distribuyen alrededor de una media de 0,561 y una desviación estándar de 0,098. En este sentido, al igual que ocurría con los ISSA obtenidos en el trabajo descrito en el apartado 5.1, se percibe con claridad que a pesar de que todas las explotaciones consideradas operan dentro de un mismo sistema agrario, su desempeño en términos de sostenibilidad resulta ser bastante heterogéneo. Esta circunstancia evidencia que existe un importante potencial para incentivar que los productores agrarios modifiquen el modo en que gestionan sus explotaciones al objeto de mejorar su grado de sostenibilidad.

El cálculo de este conjunto de indicadores sintéticos permite establecer ordenaciones o *rankings* completos de explotaciones en función de su sostenibilidad dimensional y global. En este sentido resulta relevante analizar si estas ordenaciones de las explotaciones de la submuestra analizada son similares o no. Con este propósito se empleó el coeficiente de correlación de Spearman, que permite verificar si existe dependencia estadística de las diferentes dimensiones de la sostenibilidad, determinando si se dan relaciones de complementariedad o conflicto entre cada par de dimensiones. Los resultados muestran que los índices dimensionales económicos y ambientales están correlacionados positiva y significativamente, sugiriendo que las explotaciones más rentables son las que menores impactos ambientales negativos generan. Dado que a la vez las explotaciones más sostenibles desde la perspectiva medioambiental tienden a ser aquellas que logran reducir el uso de *inputs* por unidad de superficie, cabe deducir que la adopción de una estrategia de extensificación productiva permitiría mejorar la sostenibilidad económica y reducir simultáneamente los impactos medioambientales negativos derivados de la actividad agraria, incrementando así también la sostenibilidad ambiental de las explotaciones.

También merece la pena indicar que el índice dimensional de la sostenibilidad social está negativamente correlacionado con los de las dimensiones económicas y ambientales. Para explicar este hecho, es necesario tener en cuenta las características productivas de este sistema agrario. Como ocurre en la mayoría de sistemas extensivos (*low-input-low-output*), la zona de estudio analizada en esta investigación ha sufrido durante las últimas décadas un profundo proceso de ajuste estructural, caracterizado por el incremento en el uso del factor capital mediante el empleo de maquinaria cada vez más potente, la reducción en paralelo del empleo de trabajo por hectárea, y el incremento de

la superficie de las explotaciones. Ambos rasgos, explotaciones más mecanizadas y más grandes, han sido requisitos necesarios para posibilitar el mantenimiento en activo de las explotaciones; aquellas que no se han adaptado satisfactoriamente en este sentido han desaparecido. Dentro de este contexto, es fácil entender por qué las explotaciones que emplean más mano de obra, y son por tanto más sostenibles socialmente, suelen coincidir con las que peor desempeño muestran desde un punto de vista económico, y en consecuencia son menos sostenibles económicamente, ya que en ellas la productividad del trabajo es menor que la remuneración exigida por los trabajadores asalariados y que el coste de oportunidad del trabajo aportado por la propia familia del agricultor. Además, las explotaciones que son socialmente más sostenibles por emplear más mano de obra, son normalmente también las que cultivan cosechas más intensivas, generando mayores presiones ambientales, lo que las hace ambientalmente menos sostenibles.

Finalmente, como cabría asumir, se ha observado que todos los índices dimensionales están correlacionados positivamente con el indicador compuesto de sostenibilidad global. Sin embargo, esta correlación no es significativa para la dimensión social. Esto probablemente se debe al conflicto existente entre la sostenibilidad económica y ambiental y la sostenibilidad social.

Al igual que en el trabajo descrito en el apartado anterior, la medición de la sostenibilidad de las explotaciones a través de índices basados en un enfoque DEA-Multicriterio permite investigar cuáles son los determinantes de un desempeño sostenible por parte de las explotaciones agrarias. En este caso este análisis se realizó mediante regresiones truncadas y técnicas de *bootstrapping* . Para una explicación detallada del procedimiento seguido, véase el trabajo de Reig-Martínez *et al.* (2011).

Los resultados así obtenidos son totalmente coincidentes con los del trabajo anterior. Así, se evidenció una relación significativa entre la sostenibilidad global de las explotaciones y su *tamaño*, verificándose que aquellas con mayor dimensión física resultan ser más sostenibles. Esta relación cabe explicarla por los mismos razonamientos antes expuestos: a) la existencia de economías de escala en la producción agraria (mayor sostenibilidad económica), b) el desarrollo de un plan de cultivos más diversificado y la generación de niveles de ingreso suficientes como para permitir la continuidad de la actividad (mayor sostenibilidad social) y c) la aplicación de técnicas productivas más extensivas (mayor sostenibilidad ambiental).

En segundo lugar, se ha comprobado asimismo que la sostenibilidad global de las explotaciones mejora cuando el grado de *formación profesional* en materia agraria de su titular es intermedio o avanzado. Efectivamente, los resultados muestran que los productores que han seguido cursos de capacitación profesional o tienen un grado universitario relacionado con la actividad agraria actúan de forma considerablemente más sostenible que aquellos que no han tomado ningún curso de especialista. Se evidencia así que los agricultores con mayores conocimientos técnicos y con un mayor grado de profesionalidad y especialización son mejores gestores de sus explotaciones, haciendo que estas sean más rentables y más eco-compatibles.

En tercer lugar, se ha verificado que el indicador compuesto de sostenibilidad global también aumenta cuando el agricultor es miembro de una *cooperativa agraria*. Aquí cabe señalar el importante papel jugado por las cooperativas en la gestión sostenible de las explotaciones, tanto en el plano económico, al favorecer la comercialización de insumos y productos, como ambiental, ya que mediante el asesoramiento técnico para la optimización del empleo de factores de producción –fertilizantes o fitosanitarios–, logran minimizar la generación de impactos ambientales.

Finalmente, en este segundo trabajo también se ha detectado que la sostenibilidad global de la explotación disminuye cuando el agricultor tiene *formación universitaria no agraria*. En el ámbito rural, las personas con esta formación suelen trabajar en sectores no relacionados con el cultivo de la tierra, donde las rentas del trabajo y el prestigio social son más elevados. Dentro de esta tendencia general, existen algunos casos de personas con títulos universitarios no agrarios que son titulares de explotaciones agrarias, y se ha evidenciado que estos no gestionan sus explotaciones de la manera más adecuada, es decir, más sostenible. Las razones de ello pueden ser variadas, pero entre ellas cabe destacar: a) la falta de vocación o interés por la producción agraria, y b) el absentismo, puesto que viven relativamente apartados de sus explotaciones al objeto de practicar su profesión principal.

6. Conclusiones e implicaciones de política agraria

Las principales conclusiones que se derivan de los trabajos analizados en este capítulo pueden dividirse en metodológicas y empíricas. Dentro de las *conclusiones de carácter metodológico*, conviene destacar en primer lugar la

utilidad práctica de las metodologías que permiten calcular indicadores de sostenibilidad en el ámbito agrario, en la medida que presentan las siguientes características deseables:

1. Una visión *integral* de la sostenibilidad agraria, que contempla adecuadamente su triple dimensionalidad económica, social y ambiental.
2. Un enfoque *local*, en la medida que los indicadores seleccionados se adaptan de forma específica a cada sistema agrario y se considera la explotación agraria como unidad de análisis, dado que esta es la unidad básica de gestión sobre la cual inciden las diferentes políticas públicas.
3. Una cuidadosa selección de los indicadores, realizada sobre la base de criterios de *fiabilidad*, en el sentido de que deben estar directamente relacionados con las presiones e impactos más relevantes de la agricultura en cada caso de estudio, y de *aplicabilidad*, puesto que deben permitir su cálculo operativo a partir de información primaria directamente obtenida de los productores agrarios.
4. La agregación de los múltiples indicadores parciales de sostenibilidad en *índices o indicadores sintéticos*, a través de los cuales se facilita la comprensión de un concepto complejo como es el de la sostenibilidad agraria. Estos índices permiten que dicho concepto vea reforzada su operatividad, al transmitir un mensaje potente a la opinión pública y los decisores políticos, y posibilitar la elaboración de ordenaciones o *rankings* de explotaciones agrarias en función de su desempeño sostenible.
5. Un *análisis conjunto de diferentes índices* de sostenibilidad obtenidos usando distintas técnicas, mediante combinaciones de diferentes métodos de ponderación de los indicadores de base y de fórmulas de agregación, lo cual permite alcanzar resultados más robustos en relación al desempeño sostenible de las explotaciones.

Teniendo en cuenta todos estos requisitos recomendables, cabe señalar que la evaluación de la sostenibilidad de las explotaciones agrarias a través de las metodologías propuestas puede considerarse una herramienta potencialmente útil para los decisores públicos encargados de diseñar y aplicar la política agraria. Efectivamente, los resultados de los indicadores sintéticos así obtenidos podrían utilizarse como elementos de información clave al objeto de apoyar la toma de decisiones por parte de las autoridades encaminadas a la

mejora de la «gobernanza» del sector. Los resultados de los trabajos de investigación resumidos en este capítulo dan buena prueba de ello.

En el sentido apuntado, de los resultados obtenidos a partir de las aplicaciones empíricas realizadas pueden obtenerse interesantes *conclusiones de carácter empírico*, relacionadas con las políticas a aplicar para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrarios analizados.

De manera más concreta, en relación a la *política de rentas agrarias*, cabe señalar en primer lugar que los dos estudios arriba referenciados han evidenciado cómo en la zona de estudio el reparto entre las explotaciones de las subvenciones del primer pilar de la Política Agraria Común (PAC) europea (pago único y ayudas acopladas) no está correlacionado con su desempeño sostenible (valores de los ISSA). Este hecho debería llevar a reflexionar sobre los criterios de reparto actuales de tales subvenciones y la conveniencia de reformar este sistema. Justamente en estos momentos se está discutiendo a nivel político la próxima reforma de la PAC, que será de aplicación a partir del año 2014, y en estos debates se está extendiendo la idea de que una nueva PAC socialmente aceptable pasa ineludiblemente por la aplicación del principio de «dinero público a cambio de bienes públicos». De esta manera se pretende diseñar una nueva política de subvenciones agrarias que no determine la cuantía de estas en función del potencial productivo de las explotaciones o de las ayudas previamente recibidas por sus titulares (criterio histórico), sino sobre la base de los bienes y servicios que la actividad genere para el conjunto de la sociedad. Dentro de este nuevo marco parece razonable proponer que las ayudas agrarias se calculen en función de un conjunto multidimensional de indicadores e índices de sostenibilidad relacionados con la provisión de bienes y servicios públicos, definidos de manera específica para cada sistema agrario en función de sus potencialidades naturales. Esta alternativa consideramos que representa una buena relación entre fiabilidad, expresada a través de una alta correlación entre los valores de los indicadores sintéticos y la cuantía de bienes públicos provista, y coste de implementación (control y seguimiento) de la nueva PAC.

La aplicación de indicadores sintéticos de sostenibilidad para el cálculo de las ayudas agrarias tendría como mayor inconveniente práctico la documentación oficial que justifique su cómputo en cada explotación individual. En este sentido podría valorarse que los cálculos correspondientes fuesen parte integrante de los «informes de asesoramiento» ya establecidos por la normativa europea tras la reforma de la PAC de 2003. Estos informes hasta la fecha son voluntarios para los agricultores, pero de cara a la próxima reforma podrían

exigirse a todos los productores solicitantes de ayudas públicas con explotaciones comerciales, es decir, las que superen una dimensión mínima a establecer para cada sistema agrario. En este caso, el valor de estos índices, calculado por las empresas auditoras externas durante la elaboración de dichos informes, podría tener valor documental al objeto de poder certificar frente a la administración la cuantía de bienes públicos provista al conjunto de la sociedad.

En cuanto a la *política de estructuras agrarias*, los resultados obtenidos también han resultado especialmente útiles, evidenciando cómo las explotaciones más sostenibles son aquellas que tienen una dimensión mediana-grande y están gestionadas por agricultores profesionales, preferentemente jóvenes, socios de cooperativas y con formación agraria. Teniendo en cuenta estas características, cabe afirmar la necesidad de reforzar las políticas ya existentes de incorporación de jóvenes agricultores, de potenciar la formación continua agraria y de fomentar el cooperativismo al objeto de mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrarios analizados. Además, dentro del mismo Eje 1 de la política de desarrollo rural europea, deberían instrumentarse nuevos programas orientados a incrementar el tamaño de las explotaciones, fomentando que los agricultores objetivo –jóvenes, profesionales y formados– puedan aumentar la dimensión de sus explotaciones, al menos hasta un límite compatible con el modelo de agricultura familiar (p. ej., hasta un tamaño que requiera 2 UTAs para su aprovechamiento). En este sentido debería estudiarse la conveniencia de implementar medidas que favorezcan una mayor movilidad de la tierra, tanto a través de la compra-venta como por arrendamiento. Finalmente, dentro de la política de estructuras cabría igualmente sugerir la posibilidad de favorecer los modelos de explotación más sostenibles a través de los planes de mejora de explotaciones agrarias. En esta línea deberían reforzarse los criterios de selección de dichos planes, de manera que se priorizase la aprobación de aquellos presentados por explotaciones agrarias que demuestren que con la ejecución de tales planes incrementan su sostenibilidad, a través de una mejora de las características estructurales relacionadas con esta.

La tercera de las políticas que podría beneficiarse de la operatividad proporcionada por los indicadores sintéticos de sostenibilidad es la *política agroambiental*. Esta política se implementa por medio de los «programas agroambientales», que operan a través de contratos de suscripción voluntaria que obligan a los agricultores firmantes a cumplir con una serie de exigencias ambientales más estrictas que las que impone la condicionalidad de las ayudas del primer pilar de la PAC, a cambio de una contraprestación económi-

ca. En este sentido, cabría proponer que en la concreción del articulado de estos contratos se considerase igualmente como exigencia a los productores firmantes, el que sus explotaciones alcanzasen unos niveles mínimos de un indicador sintético de sostenibilidad socio-ambiental, considerado este como una forma aproximada de cuantificar el desempeño de las mismas en cuanto a la provisión de bienes públicos. Asimismo cabría la posibilidad de favorecer la suscripción de estos contratos por parte de las explotaciones caracterizadas por dimensiones y características de los titulares más sostenibles, a través de la aplicación de unos criterios priorizadores adecuados.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido cofinanciada por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (proyectos AGL2010-17560-C02-01/02).

Referencias bibliográficas

Adler, N., Friedman, L., Sinuany-Stern, Z. (2002). «Review of ranking methods in the data envelopment analysis context». *European Journal of Operational Research*, 140(2): 249-265.

Andersen, E., Elbersen, B., Godeschalk, F. y Verhoog, D. (2007). «Farm management indicators and farm typologies as a basis for assessments in a changing policy environment». *Journal of Environmental Management*, 82(3): 353-362.

Andreoli, M. y Tellarini, V. (2000). «Farm sustainability evaluation: methodology and practice». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77(1): 43-52.

Bell, S. y Morse, S. (2008). *Sustainability indicators. Measuring the incommensurable?* Earthscan, London.

Böhringer, C. y Jochem, P. (2007). «Measuring the immeasurable. A survey of sustainability indices». *Ecological Economics*, 63(1): 1-8.

Callens, I. y Tyteca, D. (1999). «Towards indicators of sustainable development for firms. A productive efficiency perspective». *Ecological Economics*, 28(1): 41-53.

Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N. y van Puyenbroek, T. (2007). «An introduction to 'benefit of the doubt' composite indicators». *Social Indicators Research*, 82(1): 111-145.

Cooper, W.W., Seiford, L.M. y Tone, K. (2007). *Data Envelopment Analysis. A Comprehensive Text with Models, Applications, Referentes and DEA-Solver Software*. Springer, New York.

Despotis, D.K. (2002). «Improving the discriminating power of DEA: focus on globally efficient units». *Journal of the Operational Research Society*, 53(3): 314-323.

Despotis, D.K. (2005). «A reassessment of the human development index via data envelopment analysis». *Journal of the Operational Research Society*, 56(8): 969-980.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2004). «In search of natural a systems sustainability index». *Ecological Economics*, 49(3): 401-405.

Ebert, U. y Welsch, H. (2004). «Meaningful environmental indices: a social choice approach». *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(2): 270-283.

EEA, European Environment Agency (1999). *Environmental indicators: Typology and overview*. Report No. 25/1999. EEA, Copenhagen.

EEA, European Environment Agency (2005). *Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report*. Report No. 6/2005. EEA, Copenhagen.

EEA, European Environment Agency (2006). *Integration of environment into EU agriculture policy – the IRENA indicator-based assessment report*. Report No. 2/2006. EEA, Copenhagen.

Gómez-Limón, J.A. y Atance, I. (2004). «Identification of public objectives related to agricultural sector support». *Journal of Policy Modeling*, 26(8-9): 1045-1071.

Gómez-Limón, J.A. y Riesgo, L. (2009). «Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability. An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain». *Journal of Environmental Management*, 90(11): 3345-3362.

Gómez-Limón, J.A. y Sanchez-Fernandez, G. (2010). «Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators». *Ecological Economics*, 69(5): 1062-1075.

Hansen, J.W. (1996). «Is agricultural sustainability a useful concept?». *Agricultural Systems*, 50(1): 117-143.

Hueting, R. y Reijnders, L. (2004). «Broad sustainability contra sustainability: the proper construction of sustainability indicators». *Ecological Economics*, 50(3-4): 249-260.

Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A. y Arriaza, M. (2007). «Are citizens willing to pay for agricultural multifunctionality?». *Agricultural Economics*, 36(3): 405-419.

Lefroy, R.D.B., Bechstedt, H.D. y Rais, M. (2000). «Indicators for sustainable land management based on farmer survey in Vietnam, Indonesia, and Thailand». *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 81(1): 137-146.

Lovell, C.A.K., Pastor, J.T. y Turner, J.A. (1995). «Measuring macroeconomic performance in the OECD: A comparison of European and non-European countries». *European Journal of Operational Research*, 87(3): 507-518.

Mahlberg, B. y Obersteiner, M. (2001). *Remeasuring the HDI by Data Envelopment Analysis. Interim Report IR-01-069.* International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg (Austria).

MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2004). *Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural*. MAPA, Madrid.

Morse, S., McNamara, N., Acholo, M. y Okwoli, B. (2001). «Sustainability indicators: the problem of integration». *Sustainable Development*, 9(1): 1-15.

Murias, P., Martínez, F. y de Miguel, C. (2006). «An economic wellbeing index for the Spanish provinces: a data envelopment analysis approach». *Social Indicators Research*, 77(3): 395-417.

Niemeijer, D. (2002). «Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example». *Environmental Science and Policy*, 5(1): 91-103.

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development (1993). *OECD core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment*. Environment monographs, 83. OECD, Paris.

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development (1999a). *Environmental indicators for agriculture. Volume 1. Concepts and framework*. OECD, Paris.

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development (1999b). *Environmental indicators for agriculture. Volume 2. Issues and design*. OECD, Paris.

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development (2001). *Environmental indicators for agriculture. Volume 3. Methods and Results*. OECD, Paris.

OECD, Organization for Economic Co-Operation and Development y JRC, Joint Research Centre (2008). *Handbook on constructing composite indicators. Methodology and user guide*. OECD, Paris.

Qiu, H.J., Zhu, W.B., Wang, H.B. y Cheng, X. (2007). «Analysis and Design of Agricultural Sustainability Indicators System». *Agricultural Sciences in China*, 6(4): 475-486.

Rao, N.H. y Rogers, P.P. (2006). «Assessment of agricultural sustainability». *Current Science*, 91(4): 439-448.

Reig-Martínez, E. (2013). «Social and economic wellbeing in Europe and the Mediterranean Basin: Building an enlarged human development indicator». *Social Indicators Research,* , 111(2): 527-547.

Reig-Martínez, E., Gómez-Limón, J.A. y Picazo-Tadeo, A.J. (2011). «Ranking farms with a composite indicator of sustainability». *Agricultural Economics*, 42(5): 561-575.

Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T. y Burton, M. (2001). «Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice». *Ecological Economics*, 39(3): 463-478.

Saaty, T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw, New York.

Sands, G.R. y Podmore, T.H. (2000). «A generalized environmental sustainability index for agricultural systems». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79(1): 29-41.

Smyth, A. y Dumanski, J. (1993). *FESLM: An international framework for evaluating sustainable land management*. World Soil Resources Report, 73. Land and Water Development Division. FAO, Rome.

Stewart, T.J. (1992). «A critical survey on the status of multiple criteria decision making theory and practice». *Omega*, 20(3): 569-586.

Tisdell, C. (1996). «Economic indicators to assess the sustainability of conservation farming projects: an evaluation». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 57(1): 117-131.

Tone, K. (2002). «A slack based measure of super-efficiency in data envelopment analysis». *European Journal of Operational Research*, 143(1): 32-41.

Van Calker, K.J., Berentsen, P.B.M., Romero, C., Giesen, G.W.J. y Huirne, R.B.M. (2006). «Development and application of a multi-attribute sustainability function for Dutch dairy farming systems». *Ecological Economics*, 57(3): 640-658.

Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C. (2007). «SAFE – a hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120(2-4): 229-242.

Van der Werf, H.M.G. y Petit, J. (2002). «Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1): 131-145.

Van Passel, S., Nevens, F., Mathijs, E. y van Huylenbroeck, G. (2007). «Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency». *Ecological Economics*, 62(1): 149-161.

Weber, M. y Borcherding, K. (1993). «Behavioral influences on weight judgments in multiattribute decision making». *European Journal of Operational Research*, 67(1): 1-12.

Métodos de análisis basados en el paradigma de la decisión multicriterio

Luis Díaz Balteiro y Carlos Romero López
Universidad Politécnica de Madrid

1. Introducción: sobre el concepto y medición de la sostenibilidad agraria

El concepto de actividad agraria sostenible (o sustentable como suele decirse en el entorno de los países de Latinoamérica) resulta fácil de entender intuitivamente, pero sin embargo no es en absoluto fácil de conceptualizar, medir y, en definitiva, de formalizar rigurosamente. Puede decirse que se trata de un término que en los últimos treinta años se ha utilizado de una manera ambigua, tal vez abusiva y siempre con una perspectiva de lo «políticamente correcto». Propongamos que las prácticas agrarias sean sostenibles y obtendremos la aprobación unánime de nuestros planteamientos, aunque no hayamos precisado lo que entendemos por sostenibilidad de dichas prácticas agrarias. Un buen punto de partida para un análisis riguroso del tema puede ser la definición institucional de desarrollo sostenible proporcionada en el año 1988 por la Comisión del Medio Ambiente y del Desarrollo de las Naciones Unidas. Este organismo, define el desarrollo sostenible como «un tipo de desarrollo económico que permite satisfacer las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades».

La anterior definición parece introducir importantes cambios conceptuales, sin embargo desde una perspectiva teórica esta idea de sostenibilidad, aunque indudablemente importante, encierra pocas novedades. Así, el insigne economista John Hicks en su clásico libro *Value and Capital*, definía como renta (lo que más tarde se denominó renta *hicksiana*), el consumo que puede realizar una sociedad sin empobrecerse, esto es sin reducir su *stock* de capital. Si incorporamos al *stock* de capital el capital natural, tendremos una definición rigurosa de sostenibilidad. Dos conclusiones se pueden sacar de estas últimas líneas. En primer lugar, Hicks no introdujo en su concepto de renta al capital

natural, pues en 1939, fecha de la publicación de su libro, el capital natural no se consideraba «escaso» y por tanto no era objeto del análisis económico. Cosa que indudablemente ha cambiado en los últimos 30 años, pues hoy en día nadie cuestiona la «escasez económica» de dicho tipo de capital. Por otra parte, esta pequeña reflexión inicial parece dejar claro que el concepto teórico de sostenibilidad es bastante anterior al año 1988, así como que dicho concepto conlleva una carga teórica de tipo económico importante.

El carácter económico del concepto de sostenibilidad, así como la escasez o no del capital natural requiere de algunas matizaciones. Así, Hicks dio su definición de renta en una época en la que se consideraba que el capital natural tenía una capacidad prácticamente ilimitada tanto en su función de proveer de insumos al sistema económico (*efecto fuente*), como de asimilar los residuos generados por la actividad económica (*efecto sumidero*). En la época actual, el capital natural lleva ya bastante tiempo dando claros signos de agotamiento en su doble función de fuente de insumos para el sistema de producción y de sumidero de los residuos generados por los procesos de producción y consumo. No obstante, las ideas de Hicks son perfectamente adaptables a un contexto actual, si reconocemos el carácter finito del capital natural en la comentada doble función de fuente y sumidero. Así, desde la economía podemos definir una actividad agraria sostenible como aquella en la que la capacidad del capital agregado de producir utilidad no disminuye a lo largo del tiempo. Entendiendo por capital agregado, no solo el capital hecho por el hombre (e. g., tractores, cosechadoras, etc.), sino además tanto el capital natural como el capital tecnológico o conocimiento generado por el hombre. Un tratamiento extenso y riguroso del concepto de sostenibilidad como renta hicksiana ampliada puede verse en Caparrós *et al.* (2003).

Estas interrelaciones económicas y ecológicas a la hora de conceptualizar y de medir la sostenibilidad se complican aún más en un contexto agrario. Así, hoy en día, la sostenibilidad de muchos ecosistemas agrarios hay que conectarla con la idea del uso múltiple o multifuncionalidad, lo que hace la tarea a abordar más compleja. En efecto, las sociedades avanzadas demandan en muchas ocasiones de los sistemas agrarios no solo bienes privados que se comercializan en los mercados, sino además bienes y servicios públicos para los que no existen mercados bien definidos. En este nuevo contexto, la sostenibilidad de un sistema agrario comprende no solo la persistencia del sistema como productor de bienes privados con mercado, sino, además, la persistencia en el aprovisionamiento de múltiples bienes y servicios públicos

esenciales para el bienestar de una sociedad moderna. Esta nueva orientación implica una integración de los comentados atributos, lo que hace más complejo tanto la conceptualización como la medición de la sostenibilidad de muchos sistemas agrarios.

Este capítulo pretende abordar cuestiones metodológicas relacionadas tanto con la conceptualización como con la medición de la sostenibilidad asociada a los sistemas agrarios. Así, cuando el sistema agrario se encuadra en un contexto de multifuncionalidad, si se pretende ser coherente con las dimensiones ecológicas y económicas de la sostenibilidad agraria, uno de los pocos caminos sólidos teóricamente, y a la vez operativo, consiste en caracterizar dicha sostenibilidad por medio de un conjunto de indicadores de naturaleza diferente. Una vez establecidos dichos indicadores, se plantea el problema lógico de cómo agregarlos y poder de esta manera cuantificar la sostenibilidad global asociada a un sistema agrario o a una determinada práctica de manejo.

Coherentemente con las ideas anteriores, el resto del capítulo está organizado de la siguiente manera. En el apartado siguiente se expondrá de una manera resumida algunas de las aproximaciones que se han desarrollado en la literatura para abordar este problema utilizando herramientas de naturaleza multicriterio. A continuación, se explica, de forma breve e intuitiva, la metodología propuesta para agregar diferentes indicadores de sostenibilidad en un índice sintético. Dicho índice nos permitirá tanto cuantificar el grado de la sostenibilidad de un sistema agrario, como establecer un *ranking* de sostenibilidad para un conjunto de sistemas agrarios. En las dos secciones siguientes se expondrán los resultados obtenidos al aplicar este tipo de metodología a dos casos de estudio. Finalmente, después del apartado de conclusiones se incluyen un apéndice matemático, en el que se justifica rigurosamente la metodología utilizada desde la perspectiva teórica de la optimización multicriterio (programación por metas extendida y programación compromiso).

2. Sostenibilidad agraria y métodos multicriterio

En general, han sido numerosos los estudios que se han centrado en analizar la sostenibilidad definiendo previamente un conjunto de criterios e indicadores. De hecho, hoy en día se puede hablar de la sostenibilidad tanto a escalas muy locales, como de forma mucho más agregada, como puede ser a nivel región o país. Todos estos trabajos asumen que el empleo de indicadores

presenta algunas limitaciones, pero indudables ventajas de índole práctico, ya que supone un flujo de información real que cualquier técnico puede interpretar. No obstante, es preciso resaltar que son numerosos los trabajos que se han dedicado a conceptualizar la tarea de búsqueda, medición y validación de los posibles indicadores que se pueden emplear en cada contexto. Algunos atributos que deben presentar estos indicadores se describen en Prabhu *et al.* (2001) o Rametsteiner (2001). Además, algunos autores inciden en la importancia de disponer de un lenguaje común a la hora de definir los distintos criterios e indicadores (Abee, 2007). En Hak *et al.* (2007) o Bell y Morse (2008) se pueden encontrar extensas revisiones que incluyen tanto una evaluación del uso que se está realizando en cuanto a la definición y agregación de indicadores, como de los problemas asociados al uso de los mismos. Por otro lado, en Blancas *et al.* (2010) se recoge una completa revisión de las propiedades que deben mostrar los indicadores a la hora de incorporarlos a este tipo de estudios. Por último, un paso importante que se debe incluir a la hora de trabajar con distintos criterios e indicadores de muy distinta naturaleza es la normalización de los mismos. Un ejemplo donde se muestra la importancia de esta fase, en un contexto de análisis de la sostenibilidad, se puede hallar en Phillis y Kouikoglou (2009). Por último, en Nardo *et al.* (2008) se recogen estas y otras cuestiones relativas a la hora de construir un índice sintético.

Dado el carácter multidimensional intrínseco al concepto de sostenibilidad, han sido numerosos los trabajos que han intentado caracterizar este término acudiendo a técnicas multicriterio (de ahora en adelante se asociará el acrónimo MCDM –*Multiple Criteria Decision Making*– a la palabra «multicriterio»). Por otro lado, conviene destacar que el uso de metodologías que agregan criterios e indicadores ha sido convenientemente tratado en distintos campos. Resulta materialmente imposible resumir en un espacio limitado todos los ámbitos y técnicas MCDM empleadas en el campo de la sostenibilidad agraria, por lo que se realizará una selección restringida. Comenzando por algunas aplicaciones en sistemas agrícolas, así en Gómez-Limón y Sánchez-Fernández (2010) se integra en un índice sintético diversas formas de agregar indicadores de tipo económico, social y ambiental aplicados a diferentes sistemas agrarios de la provincia de Palencia. Una de estas formas de agregar indicadores emplea una metodología MCDM. En López-Baldovín *et al.* (2006) se utilizan ocho indicadores para medir la sostenibilidad asociada a regadíos en la cuenca del río Guadalquivir. A continuación estos indicadores se agregan utilizando la programación multiobjetivo. Por otro lado, se pueden encontrar

trabajos que utilizan metodologías multicriterio discretas a la hora de agregar diversos indicadores de sostenibilidad en la agricultura. Se entiende por un problema multicriterio discreto aquel que engloba un número finito y usualmente no muy elevado de soluciones factibles (e. g., número de trazados para una nueva línea de un tren de alta velocidad). Un ejemplo en esta línea puede verse en Reig *et al.* (2010), donde se utiliza para tal fin el *Analytic Network Process* (ANP), versión ampliada del *Analytic Hierarchy Process* (AHP, Saaty, 1980). También cabe destacar el trabajo de van Calker *et al.* (2006), donde se utiliza la teoría de la utilidad multiatributo para agregar los indicadores para un caso de estudio de explotaciones lecheras en Holanda. Además, en el trabajo de Reig-Martínez *et al.* (2011) se hibridan la programación compromiso y el análisis basado en técnicas envolvente de datos (DEA) para construir un índice sintético de sostenibilidad. Finalmente, en Marta-Costa y Soares da Silva (2013) se recogen diversas aplicaciones donde se mide la sostenibilidad en ámbitos agrarios, algunas de ellas utilizando herramientas multicriterio.

En el ámbito forestal merecen comentarse los trabajos de Mendoza y Prahbu (2000a,b), Mendoza y Dalton (2005) o Babaie-Kafaky *et al.* (2009), que recomiendan el uso de métodos MCDM discretos, como el citado anteriormente AHP para evaluar la sostenibilidad. Vacik *et al.* (2007) emplean para caracterizar la sostenibilidad de posibles alternativas de manejo forestal el ya comentado ANP. Esta comparación entre AHP y ANP para abordar la sostenibilidad en la gestión forestal mediante un conjunto de indicadores se puede ver también en los trabajos de Wolfslehner *et al.* (2005) y Wolfslehner y Vacik (2008, 2011). Otros autores (Mendoza *et al.*, 2002, Mendoza y Prabhu, 2003) sugieren el empleo de métodos MCDM cualitativos para la integración de criterios e indicadores con el fin de evaluar la sostenibilidad. Asimismo, Ducey y Larson (1999) aplican una metodología que hibrida las técnicas multicriterio con aproximaciones basadas en la teoría de los números difusos (*fuzzy set theory*) para evaluar la sostenibilidad de algunas decisiones relativas al manejo forestal. En otra línea metodológica, Kangas *et al.* (1998) han recomendado el uso de técnicas multiatributo para realizar este proceso de agregación de indicadores. Otros autores combinan estas herramientas integrando una componente espacial en el análisis, como se puede apreciar en el trabajo de Store (2009). En relación con los métodos MCDM continuos, en Díaz-Balteiro y Romero (2004a,b) se propone una metodología basada en la programación por metas para agregar convenientemente los indicadores de sostenibilidad. Por otro lado, en un reciente trabajo (Giménez *et al.*,

2013) se profundiza en esta línea aplicándola a una plantación de eucaliptos. Finalmente, en Maness y Farrell (2004) se recoge una aplicación que utiliza la programación multiobjetivo, bajo una óptica difusa para agregar distintos criterios e indicadores.

Por otro lado, y continuando con metodologías MCDM continuas, en Ruiz *et al.* (2011) se emplea la programación multiobjetivo para analizar la sostenibilidad de un conjunto de municipios de Andalucía. Por último, otros trabajos que proponen la utilización de distintas herramientas MCDM para obtener distintos índices sintéticos serían los de Munda (2005, 2006), Munda y Nardo (2009), Doukas *et al.* (2010) o Murias *et al.* (2007), trabajo este último donde se emplea el análisis envolvente de datos (DEA) para agregar los indicadores. Esta aproximación también es utilizada por otros autores como Zhou *et al.* (2007) o Hatefi y Torabi (2010). Por otro lado, un trabajo que aborda un problema de sostenibilidad empleando herramientas en la línea de las analizadas en este capítulo se puede ver en el trabajo ya citado de Blancas *et al.* (2010), donde se propone agregar diversos indicadores para analizar la sostenibilidad del turismo costero en Andalucía utilizando para ello la programación por metas.

3. Hacia la cuantificación de la sostenibilidad: una aproximación metodológica

En este apartado se va a presentar de una manera sucinta y poco formalizada las ideas básicas que permiten construir una metodología válida para agregar un conjunto de indicadores que miden diferentes aspectos asociados a la sostenibilidad de una actividad agraria en un índice sintético que cuantifica dicha sostenibilidad. En el Apéndice situado al final de este capítulo se expondrán más rigurosamente los aspectos analíticos de dicha metodología. Conviene indicar desde el principio que la metodología propuesta es aplicable a problemas formulados a cualquier nivel de agregación; esto es, desde el nivel más desagregado, como puede ser la medición de la sostenibilidad de un conjunto de prácticas agrarias, hasta el nivel más agregado como puede ser la medición de la sostenibilidad de una determinada industria agraria en un conjunto de países.

Partimos de un escenario general en el que existen n actividades agrarias que van a ser evaluadas de acuerdo con m indicadores de sostenibilidad. Así, R_{ij} mide el resultado alcanzado por la actividad agraria i-ésima cuando

es evaluada de acuerdo con el indicador de sostenibilidad *j*-ésimo. De esta manera, generamos $n \times m$ elementos de información. Como resulta fácil de suponer, los indicadores de sostenibilidad vienen medidos en muchas ocasiones en distintas unidades (e. g., euros, metros cúbicos de madera, toneladas de CO_2 capturado, etc.), siendo además sus valores absolutos muy diferentes. Por estas razones, un primer paso en el desarrollo de la metodología consistirá en normalizar adecuadamente los $n \times m$ R_{ij} resultados obtenidos, consiguiendo de esta forma una información homogénea dimensionalmente y, por tanto, susceptible de agregarla por medio de diferentes operadores matemáticos.

Una vez que dispongamos del valor normalizado alcanzado por cada actividad agraria para cada indicador de sostenibilidad tenemos al menos dos opciones metodológicas a seguir. Una que entronca con la lógica simoniana «satisfaciente» y la otra que entronca con una lógica más tradicional de tipo «optimizante». Comencemos con el enfoque «satisfaciente». En este contexto, a cada indicador de sostenibilidad se le asocia un nivel de aspiración (*target*) que no se sabe si es óptimo, pero que se considera suficientemente bueno; i.e., «satisfaciente» dentro del marco teórico de la racionalidad acotada propuesto por Herbert Simon. Estos niveles de aspiración satisfacientes se pueden fijar exógenamente a través de juicios de expertos, según orientaciones recabadas en distintas fuentes bibliográficas, estadísticas, etc.

Una vez que a cada uno de los *m* indicadores de sostenibilidad se les ha asignado un target t_j «satisfaciente» se procede a formular un modelo de programación por metas extendida (*extended goal programming*) con variables binarias. Con este tipo de enfoque se minimizan las desviaciones no deseadas entre el logro de una meta y un nivel satisfactorio de realización fijado para la misma. En nuestro contexto concreto, las variables binarias se refieren a la elección o no de una determinada actividad agraria. De esta manera, y a través de variaciones en el valor de un parámetro de control que figura en la función de logro del modelo, se obtienen los siguientes resultados:

a) *Ranking* de las *n* actividades agrarias, con la cuantificación del nivel de sostenibilidad, cuando esta es medida con la óptica de la búsqueda del mejor promedio. Esta solución suele denominarse la «más eficiente», presentando el problema de que alguna actividad agraria con un «buen promedio», puede obtener un resultado muy malo para alguno de los indicadores, lo que puede imposibilitar su implementación desde una perspectiva de sostenibilidad.

b) *Ranking* de las *n* actividades agrarias, con la cuantificación del nivel de sostenibilidad, cuando esta es medida con la óptica de la búsqueda de la solución más equilibrada, o dicho con otras palabras, que muestra un mayor «balanceo» en el resultado alcanzado por los *m* indicadores. Esta solución de «máximo equilibrio» es atractiva, pero presenta el problema de que el «promedio» alcanzado puede ser muy pobre, lo que haría poco aconsejable su implementación.

c) *Rankings* en el mismo sentido, pero que representan compromisos entre el *ranking* con mejor promedio y el *ranking* más equilibrado. Con este tipo de análisis se puede establecer las tasas de intercambio (*trade-offs*) entre una mejora en el promedio a cambio de un empeoramiento en el equilibrio, y viceversa.

Pasemos ahora a establecer los rasgos básicos del enfoque «optimizante». La principal diferencia con el enfoque «satisfaciente» consiste en cómo se fija el punto de referencia o nivel deseado para cado uno de los *m* indicadores de sostenibilidad. Con esta nueva orientación, dichos niveles se fijan de una manera prácticamente automática, asociando a cada indicador el mejor valor dentro de los *m* posibles valores. Así, dicho valor será el máximo de todos los valores posibles cuando el indicador es del tipo «más mejor», o el mínimo de dicho conjunto de valores cuando el indicador es del tipo «menos mejor». En definitiva, utilizando un lenguaje más técnico, a cada indicador se le asocia su valor «ideal».

El paso siguiente en el desarrollo de esta metodología «optimizante» consiste en introducir una familia topológica de funciones de distancia, basadas en la métrica *p* que permite ordenar las *n* actividades agrarias en función de su proximidad al vector de valores ideales. Además del *ranking* u ordenación, la sostenibilidad asociada a cada actividad queda perfectamente cuantificada. Esta tarea se aborda por medio de la formulación de un modelo de programación compromiso extendido (*composite programming model*) en el que las variables del modelo, tienen un carácter binario jugando un papel similar al que jugaban dentro del enfoque satisfaciente anteriormente expuesto. Nuevamente, a través de variaciones en el valor de un determinado parámetro de control, se obtienen los *rankings* óptimos desde el punto de vista del «máximo promedio», del «máximo equilibrio o balanceo», así como compromisos entre estas dos soluciones. Igual que sucedía con el enfoque «satisfaciente», con la aproximación optimizante también podemos obtener las tasas de intercambio

(*trade-offs*) entre una mejora en el promedio a cambio de un empeoramiento en el equilibrio, y viceversa.

Como se ha indicado al comienzo de esta sección, los materiales expuestos representan unas pinceladas de la metodología que proponemos para cuantificar la sostenibilidad de un conjunto de actividades agrarias. En el Apéndice situado al final de este capítulo se expondrá rigurosamente dicha metodología, lo que requerirá el uso de herramientas matemáticas relativamente sofisticadas. Asimismo, en dicho Apéndice se incluirán las referencias bibliográficas básicas que sirven de apoyo teórico a estos enfoques de optimización multicriterio.

4. Caso I. Agregación de indicadores utilizando la programación por metas extendida: monte «El Pinar»

Este primer caso pretende desarrollar un procedimiento analítico que permita agregar en un índice que mida la sostenibilidad global o agregada del sistema diferentes indicadores de sostenibilidad de un sistema forestal (montes, plantaciones, etc.). Esta metodología se puede aplicar a la hora de evaluar la sostenibilidad de un conjunto de sistemas forestales, o bien para evaluar posibles alternativas de manejo que se pueden aplicar a un sistema forestal. Esta última idea es la que se va exponer a continuación. Además del aparato metodológico incluido en el Apéndice, en Díaz-Balteiro y Romero (2004a, 2004b) se explican con más detalle los aspectos analíticos y prácticos que subyacen a este tipo de enfoque.

El caso elegido se refiere al monte el «El Pinar». Dicho sistema forestal se incluye en el Grupo de Montes de Pinilla de los Barruecos, situándose en el Sistema Ibérico, dentro de la provincia de Burgos. Presenta una altitud media de 1100m, y está incluido en el catálogo de montes de utilidad pública. Se encuentra poblado principalmente por coníferas. Como especies principales aparecen el pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), el pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) y la sabina albar (*Juniperus thurifera* L.). Estas tres especies se presentan en rodales dominados por una especie o en mezclas más o menos íntimas de pino silvestre (especie más abundante) con pino negral o de pino silvestre con sabina. El monte comprende 55 rodales, estimándose la edad de cada uno de los rodales oscila entre los 50 y los 90 años. En total, la superficie estudiada abarca 1.156 hectáreas. Hace relativamente pocos años se ha puesto en práctica un plan de gestión forestal utilizando el método de ordenación del tramo

único[1], desechando el inicialmente propuesto (método de tramos periódicos), debido fundamentalmente a no haberse cumplido el seguimiento previsto en el Proyecto de ordenación.

A partir de los datos del inventario que figuran recogidos en el Plan General, se ha construido un modelo de optimización que permite diseñar el plan estratégico. En concreto, se recurrió al bien conocido Modelo I (Johnson y Scheurman, 1977). Con tal fin se consideró un horizonte de planificación de 100 años, divididos en períodos de 10 años. El turno varía entre un mínimo de 80 y un máximo de 140 años. Recurriendo a dicho Modelo I se generaron 14 alternativas de manejo. Así, se incluyeron en primer lugar las funciones objetivo usualmente utilizadas en la gestión forestal, como la maximización del valor actual neto de la inversión subyacente o la maximización del volumen de chapa. Seguidamente, se realizó el mismo proceso de maximización sujeto a las restricciones exógenas usualmente aplicadas en la planificación forestal, como son el control de volumen, la restricción de regulación y la condición de inventario final. La restricción de control de volumen se refiere a que los volúmenes o flujos de madera obtenidos en cada período de tiempo (normalmente en cada década) sean iguales o, si esto no es factible, lo más homogéneos posibles. Obviamente, se trata de una condición deseable, muchas veces vinculada a las necesidades de abastecer de una manera continua a una determinada industria forestal, y muy ligada a la idea de sostenibilidad a corto plazo. La condición de regulación persigue que al final del período de planificación la superficie asociada a cada clase de edad sea la misma. Con esta condición se busca conseguir un bosque regulado, que permitiría teóricamente una constancia en la renta futura, considerando únicamente como *output* la producción de madera. La última restricción, la del inventario final, pretende garantizar un inventario final (volumen de madera para cada calidad de estación al final del horizonte de actuación) que garantice la persistencia del bosque. Esta condición tiene por objeto asegurar que al final del horizonte de planificación el volumen de madera por calidad de estación sea lo más parecido posible a la situación inicial (siempre que esta fuera un punto de partida aceptable). Este tipo de condición es equivalente al objetivo clásico de la persistencia, y claramente constituye una condición necesaria, aunque no suficiente, para que se cum-

[1] Los métodos de tramo único y tramos periódicos son dos métodos de gestión forestal recogidos en distintas Instrucciones de Ordenación publicadas a lo largo de varias décadas y de ámbito estatal y, más recientemente, autonómico. Básicamente estos métodos tratan de organizar la producción forestal siguiendo unos modelos empíricos, de origen centroeuropeo, que persiguen la meta de «monte normal», es decir, una situación donde se garantiza la persistencia de la masa, las producciones son homogéneas y se obtiene el máximo de utilidades del sistema forestal.

pla el concepto *hicksiano* de sostenibilidad. Por último, conviene recordar que estas tres restricciones intentan replicar el ideal de «monte normal», piedra angular sobre la que se ha vertebrado la gestión forestal en España y muchos países de Europa desde el siglo XIX.

También se tuvieron en cuenta otras alternativas basadas en la optimización, como el carbono neto capturado a lo largo del horizonte de planificación. Finalmente, se consideraron igualmente alternativas de manejo adecuadas desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad. Con ese propósito el turno forestal o vida de la masa se aumentó hasta los 150 años. Por otra parte, y por los mismos motivos, se impuso la condición de dejar sin cortar superficies de especies mezcladas (pino silvestre y pino negral). Por último, en la Tabla 1 figura la lista completa de las 14 alternativas de manejo o sistemas forestales a evaluar en términos de sostenibilidad. Esta lista, aunque amplia, no es exhaustiva. En todo caso, proporciona una idea bastante precisa de las diferentes alternativas de manejo que se pueden aplicar en un bosque de las características de «El Pinar».

El problema que se presenta en la práctica a la hora de hacer operativo este concepto de sostenibilidad a un determinado monte, es que los tres conjuntos de condiciones exógenas anteriormente presentados son bastante exigentes, por lo que en muchas ocasiones no existe ningún plan de producción de madera factible; es decir, que cumpla los tres conjuntos de condiciones o restricciones. Cuando se produce este tipo de situación un camino razonable es convertir dichas restricciones clásicas o rígidas en metas flexibles y proceder a una determinada minimización de las correspondientes variables de desviación. El valor óptimo (mínimo) de dichas variables de desviación proporcionará un valor indicativo del grado de sostenibilidad asociado a dicho proceso de producción de madera. En el caso que nos ocupa eso ha ocurrido en algunas de las alternativas presentadas, donde la función objetivo está sujeta a solo una de las tres restricciones, porque si se introducían simultáneamente todas ellas, el problema no producía una solución factible. Propuestas metodológicas y aplicaciones reales en este sentido pueden verse, entre otros, en Díaz-Balteiro y Romero (1998, 2003).

Tabla 1. Alternativas de manejo para el monte «El Pinar»

Alternativa	Descripción
S_1	Maximización sin restricciones del Valor Actual Neto (VAN).
S_2	Maximización sin restricciones de la producción de chapa.
S_3	Maximización conjunta sin restricciones del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen.
S_4	Maximización del VAN sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.
S_5	Maximización de la producción de chapa sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.
S_6	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a las restricciones anteriores.
S_7	Maximización del VAN sujeto a la restricción de alargamiento del turno.
S_8	Maximización de la producción de chapa sujeto a las restricciones de alargamiento del turno y de inventario final.
S_9	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a la restricción de alargamiento del turno.
S_{10}	Maximización del VAN sujeto a una restricción de dejar sin cortar una determinada superficie de especies mezcladas.
S_{11}	Maximización la producción de chapa sujeto a una restricción de dejar sin cortar zonas con mezcla de especies.
S_{12}	Maximización conjunta del VAN, producción de chapa e igualdad de volumen sujeto a una restricción de dejar sin cortar zonas con mezcla de especies.
S_{13}	Maximización del carbono neto capturado.
S_{14}	Maximización del carbono neto capturado sujeto a las restricciones de control de volumen, regulación e inventario final.

Fuente: Elaboración propia.

Se propone a continuación una lista de once indicadores que bajo nuestro punto de vista deberían de considerarse para poder medir con una precisión mínima la sostenibilidad global de un sistema forestal. Por otra parte, esta lista de indicadores debería de completarse con indicadores *ad hoc* que recogieran las posibles especificidades del sistema forestal que se esté estudiando. La lista propuesta, con un indudable carácter tentativo, y sin que el orden presente un sentido que indique su importancia, es la siguiente:

1. *Valor Actual Neto (VAN)*. Este indicador, de naturaleza económica, mide la rentabilidad absoluta asociada a cada alternativa de manejo. Su inclusión no denota el cumplimiento de un requerimiento de tipo financiero, sino que se justifica debido a la necesidad de comparar

homogéneamente los flujos de caja asociados a cada alternativa. Se trata de un indicador de naturaleza económica del tipo «más mejor».

2. *Volumen de chapa*. Si el monte está orientado a la producción, sobre todo en ciertas masas de crecimiento lento, este indicador representa la parte del fuste con un mayor valor comercial. Se trata de un indicador de naturaleza económica del tipo «más mejor».

3. *Inventario final*. El *stock* de madera al final del horizonte de planificación es un buen indicador de las garantías reales de poder alcanzar uno de los objetivos clásicos en la gestión forestal: la persistencia. Es razonable suponer que, en general, conforme sea mayor el inventario final mayores son las posibilidades de que el vuelo se perpetúe. Si se cumple esta condición, se trata de un indicador de naturaleza selvícola del tipo «más mejor».

4. *Igualdad de los flujos de volumen de madera*. Un objetivo usualmente perseguido por los métodos de manejo forestal es el de alcanzar un rendimiento de madera sostenible a largo plazo. Este objetivo, que se acerca al objetivo clásico del rendimiento sostenido, también se puede formular, como propone el servicio forestal estadounidense, imponiendo un rendimiento de madera no decreciente (*non-declining timber yield*). En nuestro contexto de caracterización de la sostenibilidad, ambos enfoques conducen al mismo resultado. En definitiva, se trata de un indicador de naturaleza económica que requiere alcanzar con la mayor exactitud posible un nivel determinado de aspiración (la igualdad de los flujos de volumen a largo plazo).

5. *Regulación*. La sostenibilidad forestal tradicionalmente se ha relacionado con la idea de alcanzar un bosque con una distribución equilibrada de edades al final del horizonte de planificación, entendiendo como tal a un bosque en el que cada grupo de edad cubre la misma superficie. Tal como se indicó en la sección anterior, este indicador, junto con los dos anteriores, implica la consecución del ideal, tan abundante en la literatura forestal española, del monte «normal». La complicación surge a la hora de hacer operativo este indicador, ya que es preciso desagregarlo para cada clase de edad. Esta circunstancia implica valorar del mismo modo un déficit que un superávit en árboles pertenecientes a una clase de edad madura, cuando desde un punto de vista ecológico pudiera tener más valor esta última. Se trata, por

tanto, de un indicador de naturaleza selvícola que requiere alcanzar con la mayor exactitud posible un determinado nivel de aspiración (la superficie alícuota cubierta por cada clase de edad).

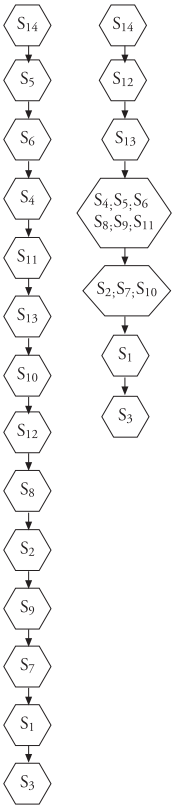
6. *Superficie sin cortas*. Se ha estimado que cuanto menor sea la superficie afectada por las cortas de regeneración, más fácilmente se desarrollarán distintas funciones ecológicas propias de estos ecosistemas. Es preciso señalar que si se admiten como plausibles los indicadores recogidos en los sistemas de certificación forestal más extendidos, en ellos se incluye dejar un número de árboles extracortables uniformemente repartidos, así como mantener un porcentaje de la superficie del monte sin intervenir, con el fin de mantener la evolución natural del monte. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «más mejor».
7. *Superficie mezclada que se corta*. En algunos casos, cuando en el sistema forestal del cual estamos midiendo su sostenibilidad existe una mezcla más o menos íntima de especies arbóreas, puede ser aceptable no perder esta masa mezclada en el futuro, por lo que se valora positivamente la permanencia de este tipo de estructuras. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «menos mejor».
8. *Ratio superficie cortada / crecimiento de la masa*. Parece razonable exigir, desde un punto de vista de sostenibilidad, que el esfuerzo de gestión asociado a las cortas finales sea menor que el crecimiento de la masa en ese período. Es decir, que las cortas finales no superen el crecimiento de la masa en ese año. Este tipo de indicador se utiliza profusamente en los sistemas de certificación forestal. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «menos mejor».
9. *Turno forestal promedio*. Desde un punto de vista de sostenibilidad forestal, interesa que los turnos forestales sean mayores que los que corresponden a una política financiera óptima (esto es, el conocido turno de Faustmann). Por ello, se asume que turnos más dilatados, iguales o superiores a los turnos técnicamente óptimos, son preferidos desde la perspectiva de la sostenibilidad. Se trata de un indicador de naturaleza selvícola del tipo «más mejor».

10. *Carbono neto capturado*. Este indicador intenta medir la captura de carbono neta, es decir, la que se realiza de forma sostenible por parte de la masa. Se podría elegir el Carbono bruto, pero este solo está vinculado al crecimiento de la masa y no al tiempo que tarda en retornar ese carbono a la atmósfera al no incluir las emisiones de los productos obtenidos de la madera. Se trata de un indicador de naturaleza ecológica del tipo «más mejor».
11. *Superficie media de corta*. Aunque pudiera considerarse como un indicador de fragmentación de la masa, aquí se vincula a un índice de bondad paisajística. Desde el punto de vista social, el impacto visual será más reducido cuanto menor sea la superficie de corta. Por ello, este indicador es del tipo «menos mejor».

Es preciso reiterar que la lista de indicadores de sostenibilidad propuesta, aunque razonable, tiene tan solo un carácter tentativo. En efecto, dependiendo de las características de las alternativas de manejo consideradas puede resultar necesario incluir indicadores adicionales específicos. No obstante, la lista propuesta puede considerarse un común denominador para el análisis de la sostenibilidad de la mayor parte de los sistemas forestales españoles en un contexto de uso múltiple.

Si aplicamos a las citadas 14 alternativas los 11 indicadores de sostenibilidad que acabamos de definir, de acuerdo con la metodología presentada en la sección anterior, y considerando un sistema de pesos iguales para cada indicador, se pueden obtener las clasificaciones (*rankings*) de los 14 sistemas en términos de sostenibilidad agregada. Sin ser exhaustivos, el Gráfico 1 muestra dos de los *rankings* obtenidos. Así, dicho Gráfico recoge, en la parte de la izquierda, el *ranking* que proporciona la máxima sostenibilidad agregada desde el punto de vista del promedio, o solución «más eficiente», mientras que en la parte derecha del Gráfico se muestra el *ranking* que proporciona la sostenibilidad más equilibrada o con mejor balanceo.

Gráfico 1. Alternativas de manejo para el monte «El Pinar»



Fuente: Elaboración propia.

5. Caso II. Agregación de indicadores utilizando la programación compromiso extendida: la industria del papel en la Unión Europea

En este segundo caso se expondrán los resultados obtenidos al aplicar la metodología propuesta en la Sección 2 y en el Apéndice (programación compromiso extendida) a un estudio de la sostenibilidad a nivel sectorial y en un ámbito supranacional. Así, el caso de estudio será la industria del papel en diversos países de la Unión Europea. En concreto, siguiendo la antigua clasificación *Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté*

européenne (NACE), se correspondería a la división 21. Esta división incorpora las industrias de celulosa, papel y productos derivados del papel. Es preciso tener en cuenta que habitualmente este tipo de industrias están agrupadas, constituyendo un claro ejemplo de integración vertical. En Díaz-Balteiro *et al.* (2011) se recoge una información más pormenorizada de este caso de estudio.

Tal como se indicó anteriormente, el primer paso a la hora de abordar un problema de estas características consiste en la elección de un conjunto de indicadores que nos permita caracterizar la sostenibilidad de este sector industrial. Aunque se ha pretendido que estos indicadores recojan los tres ámbitos esenciales en este tipo de estudios (económico, social y ambiental), la naturaleza industrial de las actividades analizadas hace que predominen los indicadores de tipo económico. Por otro lado, cabe destacar otras limitaciones iniciales, como pueden ser la notable disparidad existente en la información estadística proporcionada por los diferentes países analizados, así como el escaso nivel de desagregación de la información ambiental, que nos ha impedido incorporar datos ambientales importantes como la emisión de gases de efecto invernadero u otras sustancias contaminantes, el tratamiento de residuos, o el personal empleado en labores de protección ambiental. En suma, la disponibilidad de información a nivel europeo ha supuesto una restricción crucial tanto para el conjunto de indicadores seleccionados, como para la elección de los países a incluir en nuestro estudio. A continuación, pasaremos a analizar los indicadores. Para su elaboración, las fuentes utilizadas han sido principalmente de carácter internacional, como las bases de datos de Eurostat sobre industria, comercio y servicios, sobre ciencia y tecnología, o sobre medio ambiente y energía. En la Tabla 2 se recoge la lista completa de estos indicadores.

Una vez descritos sucintamente los indicadores, el siguiente paso consistirá en elegir los países donde se va a aplicar esta metodología. Conviene recordar que los datos disponibles a nivel europeo no solo han condicionado la elección de indicadores, sino también el grupo de países a los cuales se puede extender este estudio. De esta forma, el ámbito de partida considerado es el de la Unión Europea con 27 estados miembros. Sin embargo, debido a que no se han obtenido datos sobre todos los indicadores, para los tres sectores que componen la industria forestal, en los 27 países inicialmente analizados, el alcance de este trabajo se limitará a 17 de estos países, que son los siguientes: Austria, Chipre, República Checa, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Hungría, Italia, Letonia, Lituania, Portugal, Rumanía, Eslovaquia, España,

Suecia y Reino Unido. El número de países obtenido se considera relevante, pues la facturación de los mismos supera el 88 % de la facturación total de los 27 países europeos considerados inicialmente.

Tabla 2. Indicadores analizados en la industria del papel en la Unión Europea

Indicador	Descripción	Unidades
I_1	Valor añadido bruto de la industria del papel con respecto al de la industria manufacturera	%
I_2	Coste de la energía necesaria para obtener una unidad métrica de producto	[10^6 €]
I_3	Cociente entre las importaciones de madera con destino celulosa en relación al consumo de este tipo de madera	índice
I_4	Salario unitario medio	€
I_5	Valor añadido bruto entre el número de empleados	[1.000 €/empleado]
I_6	Porcentaje que suponen los costes laborales en el valor de la producción	%
I_7	Tasa de inversión en el sector en relación al valor añadido bruto	índice
I_8	Inversión en maquinaria y equipamiento	€
I_9	Número de empresas innovadoras en relación al número total de empresas del sector	índice
I_{10}	Porcentaje de la facturación total del sector debido a las empresas innovadoras	%
I_{11}	Número de patentes del sector en el año considerado (2004)	
I_{12}	Competitividad externa (Índice de Balassa)	índice
I_{13}	Contaminantes producidos por el sector en relación al valor añadido bruto	t/€
I_{14}	Gastos en protección ambiental por trabajador	[1.000 €/empleado]

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de: EUROSTAT, 4th Innovation Survey, Patent Statistics, UNECE, UN Comtra de Database, así como de diversas oficinas estadísticas europeas.

Una vez fijados los países y los indicadores, se han calculado los pesos preferenciales que se han introducido en el modelo de programación compromiso. Dichos pesos preferenciales han sido obtenidos a partir de una encuesta por correo electrónico realizada desde mayo hasta octubre de 2008, y enviada a 104 expertos de 22 países distintos. Los expertos han sido elegidos por sus relaciones con este sector y por sus publicaciones científicas. De forma resumida, estos expertos han tenido que comparar, siguiendo un modelo basado en la comparación por pares la importancia relativa de los distintos indicadores utilizados en este caso, empleando para ello la escala definida por Saaty

para el desarrollo del método AHP (Saaty, 1980). De esta forma se obtienen las respuestas de cada uno de los expertos (eliminando aquellas que no alcanzan un nivel mínimo de consistencia). De acuerdo con algunos estudios (por ejemplo, Forman y Peniwati, 1998) se ha obtenido el peso agregado para cada indicador a través de la media geométrica obtenida a través de las distintas respuestas consideradas. Estos pesos preferenciales se muestran en la Tabla 3, siendo la suma total igual a la unidad, al tratarse de pesos normalizados.

Tabla 3. Pesos obtenidos para cada indicador

Indicador	Peso
I_1	0,105
I_2	0,113
I_3	0,057
I_4	0,045
I_5	0,093
I_6	0,049
I_7	0,064
I_8	0,043
I_9	0,069
I_{10}	0,069
I_{11}	0,046
I_{12}	0,102
I_{13}	0,065
I_{14}	0,079

Fuente: Elaboración propia.

Una vez obtenidos los indicadores y los pesos preferenciales, el primer paso consiste en normalizar los valores de cada indicador obtenidos para cada país. Es decir, dado que cada indicador presenta una dimensión distinta, es preciso normalizarlos para poder agregarlos convenientemente. A continuación, se evalúa la industria del papel en los 17 países considerados a través de los 14 indicadores propuestos (Tabla 4). Nótese que los resultados ya están normalizados y se han señalado para cada indicador los valores ideales (en negrita) y anti-ideales (en cursiva).

Tabla 4. Valores normalizados para cada país y cada indicador*

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	Austria	0,258	0,597	0,404	0,834	0,872	0,345	0,169	0,894	**1,000**	0,604	0,082	0,198	0,843	0,905
2	Chipre	0,118	0,933	0,842	0,345	0,252	*0,000*	0,271	0,022	0,630	0,598	*0,000*	0,024	0,952	0,120
3	R. Checa	0,085	0,531	*0,000*	0,088	0,174	0,831	0,171	0,031	0,415	0,512	0,005	0,061	0,693	*0,000*
4	Estonia	0,056	0,577	0,608	0,141	0,091	0,590	0,739	0,005	0,826	*0,000*	*0,000*	0,049	*0,000*	0,186
5	Finlandia	**1,000**	0,643	0,477	**1,000**	**1,000**	0,581	0,011	**1,000**	0,652	**1,000**	0,068	**1,000**	0,618	**1,000**
6	Francia	0,098	0,735	0,034	0,704	0,505	0,223	0,047	0,158	0,487	0,676	0,341	0,070	0,833	0,617
7	Alemania	0,100	0,638	0,459	0,822	0,604	0,129	0,139	0,510	0,964	0,856	**1,000**	0,073	0,965	0,969
8	Hungría	0,054	**1,000**	**1,000**	0,128	0,082	0,420	0,343	0,034	0,252	0,631	0,004	0,029	0,766	0,117
9	Italia	0,099	0,702	0,545	0,559	0,567	0,558	0,014	0,038	0,432	0,544	0,258	0,055	0,893	0,082
10	Letonia	0,003	0,783	0,902	0,054	0,032	0,654	0,895	0,021	*0,000*	0,128	*0,000*	0,049	**1,000**	0,021
11	Lituania	*0,000*	0,480	0,397	0,093	0,060	0,657	0,335	0,003	0,300	0,553	0,001	0,011	0,807	0,066
12	Portugal	0,216	0,373	0,064	0,556	0,490	0,677	0,286	0,170	0,514	0,811	0,002	0,188	0,225	0,569
13	Rumanía	0,014	0,097	0,584	*0,000*	*0,000*	0,879	0,567	*0,000*	0,265	0,445	0,001	*0,000*	0,223	0,044
14	Eslovaquia	0,179	*0,000*	0,485	0,153	0,162	**1,000**	**1,000**	0,540	0,181	0,745	*0,000*	0,131	0,439	0,352
15	España	0,143	0,776	0,596	0,645	0,552	0,447	0,122	0,100	0,512	0,491	0,056	0,072	0,865	0,426
16	Suecia	0,549	0,451	0,014	0,714	0,919	0,446	0,110	0,572	0,911	0,887	0,108	0,460	0,599	0,877
17	R. Unido	0,102	0,796	0,629	0,738	0,557	0,247	*0,000*	0,094	0,436	0,518	0,248	0,030	0,761	0,580

** Los valores ideales se muestran en negrita y los valores anti-ideales en cursiva.*

Fuente: Elaboración propia.

A partir de los resultados incluidos en la citado Tabla 4, se ha aplicado la metodología basada en la programación compromiso extendida, expuesta en el Apéndice. Los resultados se muestran en la Tabla 5, donde se puede observar el *ranking* de la industria forestal para los países europeos analizados para los distintos valores considerados del parámetro λ (véase nuevamente el Apéndice para interpretar correctamente el papel y significado del parámetro de control λ). En dicha Tabla se puede apreciar cómo Finlandia es el país cuya industria del papel es más sostenible, excepto cuando se considere la solución más equilibrada (λ=0). En ese caso, Suecia pasa a ser el país donde esta industria presenta una sostenibilidad mayor.

Tabla 5. Resultados obtenidos para distintos valores de λ

Ranking	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	1
1	Suecia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia	Finlandia
2	Finlandia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia	Suecia
3	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria	Austria
4	Portugal	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania	Alemania
5	Alemania	Portugal	Portugal	España	España	España	España	España	España
6	España	España	España	Portugal	R. Unido	R. Unido	R. Unido	R. Unido	R. Unido
7	Francia	Francia	Francia	R. Unido	Portugal	Francia	Francia	Francia	Francia
8	R. Checa	R. Unido	R. Unido	Francia	Francia	Portugal	Portugal	Portugal	Portugal
9	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Italia	Chipre	Chipre
10	R. Unido	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Chipre	Italia	Italia
11	Estonia	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría	Hungría
12	Hungría	Estonia	Estonia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia	Eslovaquia
13	Chipre	R. Checa	Eslovaquia	Estonia	Letonia	Letonia	Letonia	Letonia	Letonia
14	Rumanía	Letonia	Letonia	Letonia	Estonia	Estonia	Estonia	Estonia	Estonia
15	Letonia	Eslovaquia	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa	R. Checa
16	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania	Lituania
17	Eslovaquia	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía	Rumanía

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, es preciso destacar que salvo para esta última solución, los resultados son iguales en lo que hace referencia a los cuatro primeros países (Finlandia, Suecia, Austria y Alemania) y a los dos países que ocupan las últimas plazas (Lituania y Rumanía). Finalmente, cabría preguntarse por la influencia que en la solución final presentan los pesos preferenciales anteriormente calculados. En Díaz-Balteiro *et al.* (2011) se responde a esta cuestión, mostrándose como la solución más equilibrada presenta un *ranking* bastante distinto al presentado en la Tabla 5, mientras que para el resto de soluciones, Finlandia sigue siendo el país cuya industria del papel presenta una mayor sostenibilidad.

6. Discusión y conclusiones

Desde el punto de vista metodológico, los modelos aquí planteados se pueden calificar como sólidos, ya que permiten responder al desafío de agregar un conjunto de indicadores en un índice multidimensional que mide la sostenibilidad de una determinada actividad agraria, definida dicha actividad a cualquier nivel de agregación. Aunque las formas de proceder para abordar de una manera racional este tipo de problema, pueden ser muy variadas, la metodología multicriterio aquí planteada permite realizar una comparación entre distintos tipos de soluciones, que van desde la más eficiente a la más equilibrada, así como a compromisos entre ambos tipos de soluciones. Asimismo, es interesante destacar que el enfoque propuesto permite cuantificar de una manera relativamente sencilla las tasas de intercambio (*trade-offs*) entre la «eficiencia» (promedio óptimo) y el «equilibrio» (balanceo óptimo). En definitiva, esta formulación proporciona un buen compromiso entre dos formas muy diferenciadas de analizar la sostenibilidad, bien sea optimizando la eficiencia, o bien la equidad con respecto a los valores de referencia asociados a los diferentes indicadores previamente definidos.

La metodología presentada y aplicada a dos casos de estudio es susceptible de diferentes mejoras y extensiones. Entre ellas al menos, se pueden citar las siguientes:

a) Una vez obtenido el *ranking* de actividades agrarias en términos de sostenibilidad, cabe preguntarse por qué unas actividades son más sostenible que otras. Por ejemplo, en caso de estudio presentado en la sección 5 podríamos preguntarnos las causas que explican la mayor sostenibilidad de las prácticas productivas en la industria de la madera en un determinado país, con respecto a otros países de la Unión Europea. Obviamente, responder satisfactoriamente a esta pregunta representaría obtener una información de gran utilidad a la hora de diseñar juiciosas políticas ambientales que incentiven el uso sostenible de los recursos agrarios. Un posible camino para abordar este interesante problema consiste en formular modelos econométricos, en los que la variable endógena o independiente representa la cuantificación de la sostenibilidad de una determinada actividad y las variables dependientes o exógenas intentan explicar dicho valor. En Voces *et al.* (2012) se aborda este tipo de problema.

b) El centro decisor bien sea un individuo o un conjunto de *stakeholders*, puede asignar pesos o importancias relativas distintas a los diferentes indicadores de sostenibilidad. La consideración de pesos preferenciales diferentes puede abordarse de diferentes maneras. Una, tal vez la más sencilla analíticamente, consiste en implementar un análisis de sensibilidad con los valores asignados a dichos pesos y de esa manera comprobar la robustez de los *rankings* obtenidos a posibles variaciones en las preferencias del centro decisor. Otro enfoque, relativamente alternativo al anterior, consiste en recurrir a métodos interactivos, para obtener de esa manera pesos preferenciales compatibles con la información proporcionada por el centro decisor. Este enfoque, especialmente cuando existen varios *stakeholders*, es analíticamente más complicado, pero también mucho más interesante tanto desde un punto de vista teórico como aplicado. Un trabajo en esa dirección, utilizando técnicas de decisión en grupo, puede verse en Díaz-Balteiro *et al*. (2009).

Apéndice matemático

Consideremos el siguiente escenario general. Tenemos i=1,2...n sistemas (planes de producción, empresa, países, etc.), para ser evaluados cada uno de ellos de acuerdo con j=1,2,...m indicadores de sostenibilidad. En este contexto, el objeto del ejercicio es determinar el *ranking* u ordenación de los n sistemas en términos de sostenibilidad, así como asociar a cada uno de los sistemas una cifra que cuantifique su nivel de sostenibilidad. El primer paso para abordar este problema consiste en determinar $n \times m$ elementos R_{ij}, que miden el valor alcanzado por el sistema i-ésimo cuando es evaluado de acuerdo con el indicador j-ésimo. Cómo estos valores están usualmente medidos en unidades distintas y sus valores absolutos pueden diferir considerablemente, su agregación directa no tiene sentido. Con objeto de evitar este tipo de problema, se recurre al siguiente sistema de normalización:

$$\overline{R}_{ij} = 1 - \frac{R_j^* - R_{ij}}{R_j^* - R_{*j}} = \frac{R_{ij} - R_{*j}}{R_j^* - R_{*j}} \quad \forall i, j \qquad [1]$$

Donde $\overline{R}_{ij}$ sería el valor normalizado alcanzado por el sistema *i*-ésimo cuando es evaluado de acuerdo con el indicador *j*-ésimo; R^*_j es el valor óptimo o ideal para el indicador de sostenibilidad *j*-ésimo. Este valor óptimo representa el valor máximo si el indicador es del tipo «más mejor» o el valor mínimo si el indicador es del tipo «menos mejor». De igual forma, R_{*j} es el peor valor o valor anti-ideal para el indicador de sostenibilidad *j*-ésimo. Con este sistema de normalización los indicadores no tienen dimensión y, además, quedan todos ellos acotados entre 0 y 1. Llegados a este punto, se pueden aplicar diferentes reglas de agregación. En este sentido, se proponen dos caminos hasta cierto punto alternativos: el enfoque «satisfaciente» y el enfoque «optimizante».

Enfoque «satisfaciente»

A cada uno de los *m* indicadores de sostenibilidad se le ha asignado un nivel de aspiración o «*target*» t_j «satisfaciente» en el sentido de Simon. En la sección 2 se hicieron algunos comentarios acerca del significado y la forma de obtener dichos valores de referencia. Una vez llegados a este punto se puede definir un modelo de programación por metas extendida con variables binarias (*extended goal programming*). Los detalles conceptuales y analíticos que subyacen a este enfoque pueden verse en: Romero (2001, 2004) e Ignizio y Romero (2003). La estructura matemática del modelo es la siguiente:

Función de logro:

$$Min\ (1-\lambda)D + \lambda \sum_{j=1} (\alpha_j n_j)$$

Sujeto a:

Metas y restricciones:

$$\sum_{i=1}^{n} \overline{R_{ij}} X_i + n_j - p_j = \overline{t_j} \quad j \in \{1,\ldots,m\}$$

$$\left(\alpha_j n_j\right) - D \leq 0$$

$$\sum_{i=1}^{n} X_i = 1$$

$$X_i \in \{0,1\} \qquad \lambda \in [0,1] \quad i \in \{1,\ldots,n\}$$

$$\mathrm{n} \geq 0 \quad \mathrm{p} \geq 0$$

[2]

donde, n_j y p_j son las variables de desviación que miden las discrepancias existentes entre el valor alcanzado por el indicador *j*-ésimo con respecto al nivel de aspiración normalizado $\overline{t_j}$. Debe de observarse que, debido al sistema de normalización seguido, solo las variables de desviación negativas n_j son no-deseadas y, por tanto, deben de figurar en la función de logro. Por otra parte, α_j representa el peso preferencial que el centro decisor asigna al indicador *j*-ésimo. La variable *D* representa la máxima desviación entre un indicador y su nivel de aspiración. Por otra parte, X_i son variables binarias, que toman el valor 1 si el sistema *i*-ésimo es el elegido, y el valor 0 en caso contrario. Resolviendo el modelo [2] se obtiene el sistema más sostenible. Aplicando este procedimiento de forma iterativa se obtiene la ordenación o *ranking* de los sistemas analizados en términos de sostenibilidad. Asimismo, el valor óptimo de la función de logro proporciona la medida cuantitativa de la sostenibilidad asociada a cada sistema.

Finalmente, λ debe de interpretarse como un parámetro de control. Así, si λ=1 el modelo [2] nos proporcionará la solución más eficiente (i.e., la mejor solución desde el punto de vista del promedio), mientras que para λ=0 se obtiene la solución más equilibrada (i.e., la mejor solución desde el punto de vista del balanceo). Valores del parámetro de control λ perteneciente al intervalo abierto (0,1) permitirán obtener compromisos entre las dos soluciones anteriores, en caso de que existan. Puede decirse que el parámetro de control λ representa la relación marginal de transformación entre eficiencia (mejor promedio) y equidad (mejor balanceo).

Enfoque «optimizante»

Tal como se indico en la Sección 2 la principal diferencia entre los enfoques «satisfaciente» y «optimizante» consiste en cómo se fija el punto de referencia o nivel deseado para cado uno de los *m* indicadores de sostenibilidad. Con esta nueva orientación, dichos niveles se fijan de una manera prácticamente automática, asociando a cada indicador su valor ideal tal como se definió este concepto al comienzo de este Apéndice; esto es, el mejor valor dentro de los *m* posibles valores. Así, dicho valor será el máximo de todos los valores posibles cuando el indicador es del tipo «más mejor» o el mínimo de dicho conjunto de valores cuando el indicador es del tipo «menos mejor». En definitiva, utilizando un lenguaje más técnico a cada indicador se le asocia su valor «ideal». Una vez llegados a este punto se puede definir un modelo de programación compromiso extendida con variables binarias (*composite com-*

promise programming). Los detalles conceptuales y analíticos que subyacen a este enfoque pueden verse en: Yu (1973), Zeleny (1974), André y Romero (2008). La estructura matemática del modelo es la siguiente:

Función objetivo:

$$Min\, L_\lambda = (1-\lambda)D + \lambda \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{m} \left[\alpha_j (1-\overline{R}_{ij}) X_i \right]$$

Restricciones:

$$\sum_{j=1}^{m} \alpha_j (1-\overline{R}_{ij}) X_i \leq D \quad i \in \{1,...n\} \qquad [3]$$

$$\sum_{i=1}^{n} X_i = 1$$

$$i \in \{1,...n\} \; j \in \{1,...m\}$$

$$X_i \in \{0,1\} \quad \lambda \in [0,1]$$

El significado de las variables y parámetros del modelo [3] es equivalente al que se hizo para el modelo [2]. Aunque en este caso en la función objetivo no aparecen variables de desviación, sino solo las variables de decisión y la máxima discrepancia D, que lógicamente es minimizada. Nuevamente, resolviendo el modelo [3] se obtiene el sistema más sostenible y aplicando este procedimiento de forma iterativa se obtiene la ordenación o *ranking* de los sistemas analizados en términos de sostenibilidad como sucedía con el modelo [2]. Nuevamente, el valor óptimo de la función objetivo proporciona la medida cuantitativa de sostenibilidad buscada.

Igual que con el modelo (2) el parámetro de control λ permite cuantificar los intercambios (relación marginal de transformación) entre la solución más eficiente (mejor promedio) y la más equilibrada (mejor balanceo). Matemáticamente es interesante tener en cuenta para λ=1 la solución más eficiente topológicamente representa el sistema más próximo al ideal para la métrica p=1 («distancia Manhattan») y que para λ=0 la solución más equilibrada representa el sistema más próximo al ideal para la métrica $p=\infty$ («distancia Chebyshev»), lo que implica la minimización de la máxima desviación. Sobre las propiedades matemáticas e interpretaciones económicas de las funciones de distancia basadas en la familia de métricas p, pueden consultarse los siguientes trabajos: Yu (1985), Ballestero y Romero (1991).

Agradecimientos

La línea de investigación en que se basa este trabajo ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad bajo el proyecto AGL2011-25825 y por el Gobierno Autónomo de la Comunidad de Madrid. Los comentarios y sugerencias realizados por diferentes colegas en los últimos años sobre la conceptualización y medición de la sostenibilidad de los sistemas naturales han influido muy positivamente en la realización de este trabajo. Entre ellos debemos citar a: Pablo Campos, Alejandro Caparrós, Casimiro Herruzo, Gregorio Montero y Roberto Voces. Finalmente, agradecemos los comentarios de José A. Gómez-Limón y Ernest Reig a un borrador inicial de este trabajo.

Referencias bibliográficas

Abee, A. (2007). «Application of Criteria and Indicators of Sustainable Resource Management in the United States». En: Reynolds K.M., Thomson A.J., Köhl M., Shannon M.A., Ray D. y Rennolls K. (Eds.): *Sustainable forestry: From monitoring and modelling to knowledge management and policy science*. CABI, Wallingford: 75-102.

André, F.J. y Romero, C. (2008). «Computing Compromise Solutions: On the Connection between Compromise Programming and Composite Programming». *Applied Mathematics and Computation*, 195: 1-10.

Babaie-Kafaky, S., Mataji, A. y Sani, N.A. (2009). «Ecological Capability assessment for multiple-use in forest areas using GIS-based multiple criteria decision making approach». *American Journal of Environmental Sciences*, 5: 714-721.

Ballestero, E. y Romero, C. (1991). «A Theorem connecting utility function optimization and compromise programming». *Operations Research Letters*, 10: 421-427.

Bell, S. y Morse, S. (1999). *Sustainability indicators: Measuring the immeasurable*. Earthscan Publisher, London.

Blancas, F.J., Caballero, R., González, M., Lozano-Oyola, M. y Pérez, F. (2010). «Goal Programming synthetic indicators: An application for sustainable tourism in Andalusian coastal counties». *Ecological Economics*, 69: 2158-2172.

Caparrós, A., Campos, P. y Montero, G. (2003). «An Operative framework for total Hicksian income measurement». *Environmental and Resource Economics*, 26: 173-198.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (1998). «Modeling timber harvest scheduling problems with multiple criteria: An application in Spain». *Forest Science*, 44: 47-57.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2003). «Forest management optimisation models when carbon captured is considered: A goal programming approach». *Forest Ecology and Management*, 174: 447-457.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2004a). «Sustainability of forest management plans: A discrete goal programming approach». *Journal of Environmental Management*, 71: 349-357.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2004b). «In search of a natural systems sustainability index». *Ecological Economics*, 49: 401-405.

Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2008). «Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment». *Forest Ecology and Management*, 255: 3222-3241.

Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J. y Romero, C. (2009). «Forest management with multiple criteria and multiple stakeholders: An application to two public forests in Spain». *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 87-93.

Díaz-Balteiro, L., Voces, R. y Romero, C. (2011). «Making sustainability rankings using compromise programming: An application to the european paper industry». *Silva Fennica*, 45: 761-773

Doukas, H., Karakosta, C. y Psarras, J. (2010). «Computing with Words to assess the sustainability of renewable energy options». *Expert Systems with Applications*, 37: 5491-5497.

Ducey, M.J. y Larson, B.C. (1999). «A fuzzy set approach to the problem of sustainability». *Forest Ecology and Management,* 115: 29-40.

Forman, E. y Peniwati, K. (1998). «Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process». *European Journal of Operation Research*, 108: 165-169.

Giménez, J.C., Bertomeu, M., Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2013). «Optimal harvest scheduling in *Eucalyptus* plantations under a sustainability perspective». *Forest Ecology and Management*, 291: 367-376.

Gómez-Limón, J.A. y Sánchez-Fernández, G. (2010). «Empirical Evaluation of agricultural sustainability using composite indicators». *Ecological Economics* 69: 1062-1075.

Hak T., Moldan B. y Dahl A.L. (2007). *Sustainability indicators: A scientific assessment*. Island Press, Washington D.C.

Hatefi, S.M. y Torabi, S.A. (2010). «A common weight MCDA-DEA approach to construct composite indicators». *Ecological Economics*, 70: 114-120.

Hicks, J. (1939). *Value and capital. An inquiry into some fundamentals principles of Economic Theory*. Oxford University Press, Oxford.

Ignizio, J.P. y Romero, C. (2003). «Goal programming». En: Bidgoli, H. (Ed.): *Encyclopedia of information systems*, 2: 489-500. Academic Press, San Diego (USA).

Johnson, K.N. y Scheurman, H.L. (1977). «Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives-discussion and synthesis». *Forest Science* (Monog.), 18.

Kangas, J., Alho, J.M., Kolehmainen, O. y Mononen, A. (1998). «Analyzing consistency of experts' judgements-case of assessing forest biodiversity». *Forest Science*, 44: 610-617.

López-Baldovín, M.J., Gutiérrez-Martín, C. y Berbel, J. (2006). «Multicriteria and multiperiod programming for scenario analysis in Guadalquivir river irrigated farming». *Journal of the Operational Research Society*, 57: 499-509.

Marta-Costa, A.A. y Soares da Silva, E. (2013). *Methods and procedures for building sustainable farming systems*. Springer, Dordrecht (The Netherlands).

Maness, T. y Farrell, R. (2004). «A multi-objective scenario evaluation model for sustainable forest management using criteria and indicators». *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2004-2017.

Mendoza, G.A., Hartanto, H., Prabhu, R. y Villanueva, T. (2002). «Multicriteria and critical threshold value analysis in assessing sustainable forestry: Model development and application». *Journal of Sustainable Forestry*, 15: 25-62.

Mendoza, G.A. y Dalton, W.J. (2005). «Multi-stakeholder assessment of forest sustainability: Multi-criteria analysis and the case of the Ontario forest assessment system». *Forestry Chronicle*, 81: 222-228.

Mendoza, G.A. y Prabhu, R. (2000a). «Development of a methodology for selecting criteria and indicators of sustainable forest management: A case study on participatory assessment». *Environmental Management*, 26: 659-673.

Mendoza, G.A. y Prabhu, R. (2000b). «Multiple Criteria Decision Making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: A case study». *Forest Ecology and Management,* 131: 107-126.

Mendoza, G.A. y Prabhu, R. (2003). «Qualitative Multi-Criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management». *Forest Ecology and Management,* 174: 329-343.

Munda, G. (2005). «Measuring sustainability: a multi-criterion framework». *Environment, Development and Sustainability*, 7: 117-134.

Munda, G. (2006). «A NAIADE based approach for sustainability benchmarking». *International Journal of Environmental Technology and Management*, 6: 65-78.

Munda, G. y Nardo, M. (2009). «Non-compensatory/non-linear composite indicators for ranking countries: A defensible setting». *Applied Economics*, 41: 1513-1523.

Murias, P., de Miguel, C. y Rodríguez, D. (2007). «A composite indicator for university quality assessment: The case of Spanish higher education system». *Social Indicators Research*, 89: 129-146.

Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A. y Tarantola, S. (2008). *Handbook on constructing composite indicators: Methodology and user guide*. OECD, Paris.

Phillis, Y.A. y Kouikoglou, V.S. (2009). *Fuzzy measurement of sustainability*. Nova Science Publishers, New York.

Prabhu, R., Ruitenbeek, H.J., Boyle, T.J.B. y Colfer, C.J.P. (2001). «Between Voodoo science and adaptive management: The role and research needs for indicators of sustainable forest management». En: Raison, R.J., Brown, A.G. y Flinn, D.W. (Eds.): *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CABI Publishing, Wallingford (UK): 36-66.

Rametsteiner, E. (2001). «SFM indicators as tools in political and economic context: Actual and potential roles». En: Raison, R.J., Brown, A.G. y Flinn, D.W. (Eds.): *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CABI Publishing, Wallingford (UK): 107-130.

Reig,E., Aznar, J., Estruch, V. (2010). «A comparative analysis of the sustainability of rice cultivation technologies using the analytic network process». *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(2): 273-284.

Reig-Martínez, E., Gómez-Limón, J.A. y Picazo-Tadeo, A.J. (2011). «Ranking farms with a composite indicator of sustainability». *Agricultural Economics*, 42: 561-575.

Romero, C. (2001). «Extended lexicographic goal programming: A unifying approach». *Omega-International Journal Management Science*, 29: 63-71.

Romero, C. (2004). «A general structure of achievement function for a goal programming model». *European Journal of Operational Research*, 153: 675-686.

Ruiz, F., Cabello, J.M. y Luque, M. (2011). «An application of reference point techniques to the calculation of synthetic sustainability indicators». *Journal of the Operational Research Society*, 62: 189-197.

Saaty, T. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, priority setting, and resource allocation*. McGraw-Hill, New York.

Store, R. (2009). «Sustainable locating of different forest uses». *Land Use Policy*, 26: 610-618.

Vacik, H., Wolfslehner, B., Seidl, R. y Lexer, M.J. (2007). «Integrating the DPSIR approach and the Analytic Network Process for the assessment of forest management strategies». En: Reynolds K.M., Thomson A.J., Köhl M., Shannon M.A., Ray D. y Rennolls K. (Eds.): *Sustainable Forestry: From Monitoring and Modelling to Knowledge Management and Policy Science*. CABI, Wallingford (UK): 393-411.

Van Calker, K.J., Paul, B.M., Berentsen, P.B.M., Romero, C., Gerard W.J., Giessen, G.W.J. y Huirne, R.B.M. (2006). «Development and applications of a multi-attribute sustainability function for a Dutch dairy farming system». *Ecological Economics*, 57: 640-658.

Voces, R., Díaz-Balteiro, L. y Romero, C. (2012). «Characterisation and explanation of the sustainability of the european wood manufacturing industries: A quantitative approach». *Expert Systems with Applications*, 39: 6618-6627.

Wolfslehner, B., Vacik, H. y Lexer, M.J. (2005). «Application of the Analytic Network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management». *Forest Ecology and Management*, 207: 157-170.

Wolfslehner, B. y Vacik, H. (2008). «Evaluating sustainable forest management strategies with the Analytic Network Process in a pressure-state-response framework». *Journal of Environmental Management*, 88: 1-10.

Wolfslehner, B. y Vacik, H. (2011). «Mapping indicator models: From Intuitive problem structuring to quantified decision-making in sustainable forest management». *Ecological Indicators*, 11: 274-283.

Yu, P.L. (1973). «A class of solutions for group decision problems». *Management Science*, 19: 936-946.

Yu, P.L. (1985). *Multiple-Criteria Decision Making: Concepts, techniques, and extensions*. Plenum Press, New York.

Zeleny, M. (1974). «A concept of compromise solutions and the method of the displaced ideal». *Computers & Operations Research*, 1: 479-496.

Zhou, P. Ang, B.W. y Poh, K.L. (2007). «A mathematical programming approach to constructing composite indicators». *Ecological Economics*, 62: 291-297.

Medición de la eco-eficiencia con Análisis Envolvente de Datos
Aplicación al olivar andaluz

Mercedes Beltrán Esteve[(a)], *Andrés J. Picazo Tadeo*[(a)],
José A. Gómez-Limón[(b)] *y Ernest Reig Martínez*[(a)]
[(a)]Universitat de València y [(b)]Universidad de Córdoba

1. Introducción

La visión tradicional del desarrollo económico, centrada estrictamente en el aumento de la producción per cápita, ha dado paso a una visión de *desarrollo sostenible*, entendido como aquel que permite satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin poner en riesgo la capacidad de las generaciones futuras para hacer frente a sus propias necesidades (WCED, 1987). La sostenibilidad constituye intrínsecamente un concepto multifacético que, por lo general, implica considerar al menos dos dimensiones, una económica o socio-económica y otra ambiental, en los procesos de desarrollo. En el caso de la agricultura, un enfoque viable para analizar la sostenibilidad de las actividades desarrolladas por las explotaciones agrarias individualmente consideradas consiste en evaluar si los agricultores están haciendo un uso eficiente de los recursos naturales con el fin de alcanzar sus objetivos económicos.

Una gestión eficiente de los recursos naturales se traduce en un manejo eficiente de aquellos *inputs* que pueden resultar contaminantes y en la adopción de técnicas de cultivo destinadas a minimizar los impactos ambientales negativos. La mejora de la eficiencia en el manejo de las presiones ambientales que genera su actividad ayuda a los agricultores a alcanzar simultáneamente objetivos económicos y ambientales, y se convierte en un requisito previo para la sostenibilidad. Una medida muy popular para expresar la contribución de una unidad de producción, como es el caso de una explotación agraria, a la sostenibilidad es la denominada *eficiencia ecológico-económica* o, simplemente, *eco-eficiencia*. Según la OCDE (1998), la eco-eficiencia expresa «la eficiencia con que se utilizan los recursos ecológicos para satisfacer las necesidades humanas. Puede considerarse como la ratio de un *output* dividido por un *input*: el *output* representa el valor de los productos o servicios producidos por una

empresa, un sector o una economía como un todo, y el *input* representa la suma de presiones ambientales generadas por la empresa, sector o economía». En consecuencia, la eco-eficiencia puede entenderse como una ratio o coeficiente que mide la relación entre el resultado económico generado por una unidad productiva y su impacto medioambiental (Schaltegger y Burrit, 2000; WBCSD, 2000).

Es cierto que sostenibilidad y eco-eficiencia no son conceptos equivalentes, siendo el primero mucho más ambicioso que el segundo, pero también lo es que el logro de mejoras en términos de eco-eficiencia puede constituir un primer paso en la dirección correcta, es decir, en la dirección de lograr un desarrollo sostenible de los sistemas agrarios. Efectivamente, aunque la eco-eficiencia está conectada a la noción más amplia de sostenibilidad, una mejora en el coeficiente de eco-eficiencia no garantiza la sostenibilidad. La razón es que la eco-eficiencia mide solo el nivel relativo de la presión ambiental en relación con el volumen de la producción o el valor añadido, mientras que cuando se analiza la sostenibilidad es el nivel absoluto de la presión medioambiental ejercida lo que resulta relevante, al objeto de establecer si esta excede o no la capacidad de absorción del medio natural. Además, las mejoras microeconómicas de eficiencia no garantizan por sí mismas que necesariamente se vayan a lograr los objetivos deseados de calidad ambiental a nivel macroeconómico. De hecho, un aumento global del consumo, derivado del crecimiento económico, puede anular los beneficios en términos de eco-eficiencia obtenidos en la producción de cada unidad del bien o servicio consumido. Por otra parte, la eco-eficiencia es un indicador que suele centrarse en los aspectos económicos y medioambientales de los procesos productivos, pero que habitualmente no considera los aspectos sociales (Figge y Hahn, 2004).

A pesar de estas críticas, la medición de la eco-eficiencia sigue siendo importante, al menos por dos razones (Kuosmanen y Kortelainen, 2005): en primer lugar, porque una mejora de la eco-eficiencia es a menudo la forma más rentable de reducir las presiones ambientales que hacen peligrar la sostenibilidad de los sistemas analizados, y, en segundo lugar, porque las políticas que se dirigen a mejorar la eco-eficiencia son más fáciles de implementar por parte de las autoridades que aquellas que suponen la adopción de medidas más drásticas que obligan a restringir el nivel de actividad económica. De este modo el análisis de la eco-eficiencia parece un ingrediente esencial para conseguir, con el mínimo coste, las mejoras medioambientales que la sociedad persigue (Huppes y Ishikawa, 2005). Es por ello que la comunidad científica

viene reconociendo desde hace años la necesidad de desarrollar herramientas basadas en el uso del concepto de eco-eficiencia (Van der Werf y Pettit, 2002; Huppes y Ishikawa, 2005; Van Passel *et al.*, 2007).

En un contexto como el descrito en los párrafos precedentes, el propósito de este capítulo es mostrar la utilidad de las técnicas conocidas como *Análisis Envolvente de Datos* para medir la eco-eficiencia. Para ello se presentan los objetivos y principales resultados de tres trabajos recientes dedicados a la medición de la eco-eficiencia de la producción olivarera en la Comunidad Autónoma de Andalucía.

2. Análisis de la Envolvente de Datos y medición de la eco-eficiencia

El *Análisis Envolvente de Datos*, más conocido por sus siglas anglosajonas *DEA*, es una técnica no paramétrica para el análisis de la eficiencia productiva basada en la programación matemática. Las técnicas *DEA* fueron inicialmente propuestas por Charnes *et al.* (1978), y su idea esencial es comparar el plan productivo de una unidad de decisión con las mejores prácticas posibles que, a su vez, están determinadas por la *tecnología* o estado del conocimiento en cada momento del tiempo. En consecuencia, el análisis *DEA* requiere, en primer lugar, construir una *frontera tecnológica* que represente las mejores prácticas y, en segundo, formular un *indicador de comportamiento* que establezca la posición relativa de una unidad productiva respecto a esa frontera.

El estado del conocimiento o *tecnología* es un concepto absoluto y, en buena medida, desconocido para el investigador, por lo que en la práctica la frontera tecnológica se construye utilizando las observaciones de una muestra de unidades productivas y un conjunto simple de propiedades o supuestos que esta debe cumplir. En otras palabras, la práctica habitual en los análisis de eficiencia es comparar el comportamiento de una unidad productiva o empresa con las mejores unidades observadas en una muestra. En consecuencia, cualquier análisis de eficiencia tiene un carácter *relativo*, de modo que «el eficiente es solo tan bueno como el mejor en la muestra» (Färe *et al.*, 1994). En cualquier caso, como apuntan Kuosmanen y Kortelainen (2005), las técnicas *DEA* proporcionan un marco de análisis adecuado para la medición de la eco-eficiencia.

Supongamos, entonces, que disponemos de una muestra de k=1,…,K unidades de producción dedicadas a la misma actividad que generan un re-

sultado económico representado por la variable *e*, a la vez que ejercen un conjunto de n=1,…N presiones sobre el medioambiente representadas en este caso por $p=p_1,\ldots,p_N$. La tecnología puede caracterizarse a través del *conjunto tecnológico generador de presiones* (CGP) definido como:

$$CGP = \left[(e,p) \in R_+^{1+N} \mid \text{el resultado económico e puede obtenerse con las presiones p} \right] \quad [1]$$

Se asume además que la tecnología cumple las siguientes propiedades propuestas por Picazo-Tadeo *et al.* (2012), a saber: a) la actividad económica inevitablemente genera presiones sobre el medioambiente, de modo que la única manera de no generar presiones es no producir; b) siempre se puede obtener un resultado económico menor dadas unas determinadas presiones sobre el medioambiente; c) las presiones medioambientales siempre pueden aumentarse dado un determinado resultado económico; y, finalmente, d) cualquier combinación lineal de dos o más observaciones de resultado económico y presiones medioambientales es también tecnológicamente posible. En consecuencia, las presiones medioambientales son formalmente tratadas como *inputs* convencionales en los análisis estándar de eficiencia (Korhonen y Luptacik, 2004; Kuosmanen y Kortelainen, 2005; Zhang *et al.*, 2008).

Kuosmanen y Kortelainen (2005) formularon una definición analítica del concepto de eco-eficiencia fácilmente computable con técnicas *DEA* como la ratio entre un indicador del resultado económico y un indicador compuesto de la presión agregada ejercida sobre el medioambiente para conseguir ese resultado; formalmente:

$$\text{Eco} - \text{eficiencia} = \frac{\text{Resultado económico}}{\text{Presión medioambiental agregada}} = \frac{e}{P(p)} \quad [2]$$

siendo P una función que agrega las n presiones medioambientales en un único indicador compuesto de presión agregada.

La eco-eficiencia aumentará, según la expresión [2], cuando mejore el resultado económico sin incrementar las presiones medioambientales, cuando se reduzcan las presiones manteniendo el resultado económico y, finalmente, cuando mejore el resultado económico y, simultáneamente, se reduzcan las presiones. En definitiva, cuando mejore la ratio entre el resultado económico y la presión medioambiental agregada.

El cálculo de la presión medioambiental agregada supone un importante reto para el investigador puesto que, por lo general, cada presión tiene su propia unidad de medida y, además, no suele disponerse de precios de mercado como mecanismo de agregación. La aproximación más habitual en la literatura para el cálculo de la presión medioambiental agregada es utilizar una media ponderada de las presiones individuales. Formalmente, esta función sería:

$$P(p) = \sum_{n=1}^{N} w_n p_n \qquad [3]$$

donde w_n es el peso asignado a la presión medioambiental n.

Una opción para establecer la importancia relativa o peso de cada presión medioambiental es recurrir a información exógena, como la opinión de expertos. Alternativamente, pueden utilizarse criterios más arbitrarios asignando, por ejemplo, el mismo peso a todas las presiones. Las técnicas *DEA* cuentan, sin embargo, con la ventaja de que los pesos son generados endógenamente, por lo que no se requieren juicios de valor o evaluaciones previas sobre cuál es la importancia relativa de las distintas presiones medioambientales. Concretamente, el conjunto de pesos asignado a las presiones varía de una unidad productiva a otra, y es aquél que evalúa a cada unidad de la manera más favorable posible cuando se compara con todas las demás unidades productivas de la muestra utilizando para ello el mismo conjunto de pesos; se trata del principio conocido en la literatura como *beneficio de la duda* (Cherchye *et al.*, 2007). Una ventaja adicional de las técnicas *DEA* es que la valoración de la eco-eficiencia es independiente de las unidades en las que se encuentren medidos el valor añadido y las presiones medioambientales, que pueden por tanto ser distintas para cada presión.

Caracterizada la tecnología y formulado analíticamente el concepto de eco-eficiencia, deben definirse los *indicadores de comportamiento* que permitan comparar la posición relativa de cada unidad productiva respecto a la frontera tecnológica que representa las mejores prácticas, esto es las prácticas eco-eficientes. Con este propósito resulta útil definir la *función distancia direccional* como[1]:

$$\vec{D}\left[e, p; g = \left(g_e, -g_p\right)\right] = \text{Sup}\left[\beta \,\middle|\, \left(e + \beta g_e,\ p - \beta g_p\right) \in CGP\right] \qquad [4]$$

[1] Färe y Grosskopf (2000) sintetizan la teoría de las funciones distancia direccionales, mientras que en Picazo-Tadeo *et al.* (2005) se destaca su utilidad práctica para el análisis de la eficiencia medioambiental.

Esta función proporciona una completa representación de la tecnología y modeliza conjuntamente el resultado económico y las presiones medioambientales, permitiendo incrementos del resultado económico y, simultáneamente, reducciones de las presiones siguiendo una dirección previamente determinada por el investigador. Esta dirección está formalmente representada por el denominado *vector dirección* $g=(g_e,-g_p)$. Entre otras propiedades la función distancia direccional, tal como se ha definido, siempre toma un valor mayor o igual a cero (ver Chambers *et al.*, 1998).

Como instrumento para el análisis de la eco-eficiencia, la característica más destacada de las funciones distancia direccionales es su flexibilidad; estas permiten calcular un amplio abanico de indicadores que pueden representar las preferencias de los investigadores, de los gestores de la política medioambiental o de la sociedad en su conjunto respecto al *trade-off* existente entre los comportamientos económico y ecológico. Estos objetivos se formalizan a través de diferentes vectores dirección.

En este contexto, asumamos, en primer lugar, que el propósito del investigador o del gestor de la política medioambiental es valorar en qué medida las unidades productivas de una muestra podrían mejorar su resultado económico, sin generar presiones adicionales sobre el medioambiente. Formalmente, este esquema de preferencias se modeliza a través del vector dirección $g=(e,0)$ y la siguiente función distancia:

$$\vec{D}\left[e,p;\, g=(e,0)\right]=\text{Sup}\left[\beta^e \,\middle|\, \left((1+\beta^e)e,\, p\right)\in \text{CGP}\right] \qquad [5]$$

Esta distancia direccional, es decir, el parámetro β^e, puede obtenerse fácilmente con técnicas de programación matemática –tal y como se muestra con detalle en el Apéndice– y se interpreta como un indicador de comportamiento medioambiental. A título de ejemplo, un valor de 0,3 para la función distancia para una unidad productiva o empresa determinada nos informa de que esta podría incrementar su resultado económico en un 30 % sin generar presiones adicionales sobre el medioambiente.

Alternativamente, en segundo lugar, las autoridades políticas o los investigadores podrían desear conocer en qué proporción podrían reducirse todas las presiones medioambientales, sin que ello fuese en detrimento del resultado económico de las empresas. Estas preferencias pueden formalizarse con el vector dirección $g=(0,-p)$ y la consiguiente función distancia direccional:

$$\vec{D}\left[e,p;\, g=(0,-p)\right]=\text{Sup}\left[\beta^{p}\,\middle|\,\left(e,(1-\beta^{p})p\right)\in CGP\right] \qquad [6]$$

La intuición económica detrás de este indicador de eco-eficiencia es también sencilla; un valor estimado para la distancia en la expresión [6] igual a, digamos, 0,2 indicaría que el mismo resultado económico podría alcanzarse con un ahorro del 20 % en el conjunto de las presiones medioambientales observadas.

Un caso particular del escenario anterior sería aquel donde el objetivo es reducir solamente una determinada presión medioambiental, o conjunto de presiones, sin aumentar el resto de presiones y manteniendo el resultado económico. Este tercer escenario podría responder al interés de los gestores de la política medioambiental por aplicar una normativa específica orientada a reducir una presión particularmente dañina para el medioambiente. Estas preferencias pueden formalizarse a partir de un vector dirección $g=[0,(-p_i,0_{-i})]$, donde p_i es la presión o el conjunto de presiones a reducir y –i representa a las presiones que no son objeto de reducción. En este escenario la función distancia direccional es:

$$\vec{D}_i\left[e,p;\, g_i=\left(0,(-p_i,0_{-i})\right)\right]=\text{Sup}\left[\beta^{p_i}\,\middle|\,\left(e,\left[(1-\beta^{p_i})p_i,p_{-i}\right]\right)\in CGP\right] \qquad [7]$$

Volviendo a la intuición económica de estos indicadores, imaginemos que se trata de reducir la presión consistente en las emisiones de dióxido de carbono sobre la atmósfera. Así, por ejemplo, un valor de esta función distancia igual a 0,25 para una empresa determinada nos estaría indicando que esta podría reducir sus emisiones de dióxido de carbono en una cuarta parte sin generar otras presiones adicionales sobre el medioambiente y, lo que también es importante, manteniendo su resultado económico.

Finalmente, el investigador o gestor puede estar interesado en valorar cuánto podría mejorar el resultado económico a la vez que se reducen proporcionalmente el conjunto de las presiones medioambientales. Bajo este nuevo esquema de preferencias el vector dirección que permite valorar la eco-eficiencia es g=(e,–p) y la función distancia direccional reviste la siguiente formulación:

$$\vec{D}\left[e,p;\, g=(e,-p)\right]=\text{Sup}\left[\beta^{ep}\,\middle|\,\left((1+\beta^{ep})e,(1-\beta^{ep})p\right)\in CGP\right] \qquad [8]$$

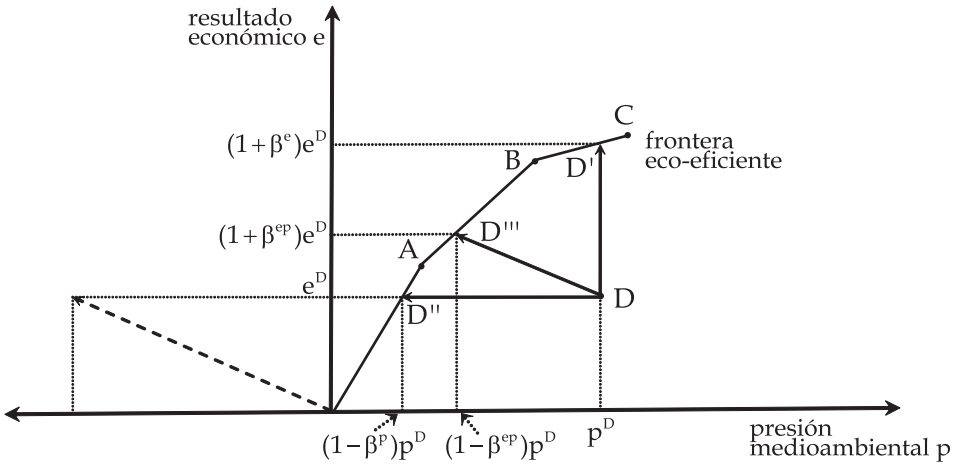
La interpretación es similar a la ya comentada en casos anteriores: así, un valor del indicador de eco-eficiencia de la expresión [8] igual a 0,15 indica la posibilidad de aumentar el resultado económico en un 15 % y reducir simultáneamente las presiones ambientales en la misma proporción.

Con el propósito de profundizar en el significado económico de los indicadores de eco-eficiencia propuestos puede resultar oportuno aportar una ilustración gráfica. Supongamos, entonces, que observamos el proceso productivo de las unidades de decisión A, B, C y D, las cuales generan un resultado económico medido por la variable e y una presión medioambiental representada por p. En el Gráfico 1 se representa la frontera tecnológica bajo los supuestos realizados sobre la tecnología generadora de presiones. Las unidades A, B y C, y sus combinaciones lineales convexas, determinan cuál es la frontera eco-eficiente, que representa las mejores prácticas observadas. Por su parte, la unidad D, ubicada bajo la frontera tecnológica, es inequívocamente eco-ineficiente.

La proyección del plan productivo de la unidad D hacia la frontera eco-eficiente en una dirección que maximiza el resultado económico mientras que se mantiene la presión medioambiental –es decir, en una dirección *Norte*– conduciría al punto D', indicando que esta unidad de decisión podría incrementar su resultado económico en una proporción β^e sin aumentar el nivel de presión medioambiental que genera. Así pues, existe un plan productivo eco-eficiente, representado por D' y resultante de una combinación lineal de los planes de las unidades eco-eficientes B y C, que da lugar a la misma presión medioambiental que D pero que obtiene un mejor resultado económico; es precisamente la existencia de este plan *virtual* –en el sentido de que no es observado– lo que permite calificar a la unidad D como eco-ineficiente.

Por otro lado, la proyección hacia la frontera de la unidad D en una dirección *Oeste* –que minimiza la presión medioambiental manteniendo el resultado económico– conduciría al punto D". En este caso existe un plan productivo *virtual* eco-eficiente, resultante de reescalar el plan de la unidad A, que genera el mismo resultado económico que D pero con una menor presión sobre el medioambiente. Finalmente, también es posible proyectar en una dirección *Noroeste* que busca maximizar el resultado económico a la vez que se minimiza, en la misma proporción, la presión medioambiental. En este último caso, la unidad D sería calificada como eco-ineficiente puesto que existe una unidad *virtual*, representada por el punto D"', que genera un mayor resultado económico a la vez que ejerce una menor presión medioambiental.

Gráfico 1. Tecnología generadora de presiones medioambientales e indicadores de eco-eficiencia



Como se ha apuntado, en el Apéndice se describen los programas matemáticos necesarios para calcular las funciones distancia presentadas en esta sección al objeto de valorar la eco-eficiencia bajo distintos escenarios. Estos programas deben resolverse una vez para cada empresa y escenario considerados; un mayor detalle sobre los mismos puede encontrarse en Picazo-Tadeo *et al.* (2012).

3. El olivar andaluz y su impacto medioambiental

3.1. El olivar como sistema agrario multifuncional

Andalucía es la mayor área olivarera mundial, con una superficie de cultivo de alrededor de 1,5 millones de hectáreas, lo que supone el 30 % de la Superficie Agraria Útil (SAU) de esta región y el 59 % de la superficie total de olivar español (30 % de la Unión Europea y 19 % a nivel mundial). En términos macroeconómicos, el valor de la producción del cultivo del olivar en Andalucía ascendió en 2011 a 2.215 M€, lo que supone el 22 % de la producción de la rama agraria andaluza –que fue de 10.222 M€–, siendo el segundo subsector agrario en importancia tras la producción hortícola. Además, el olivar es uno de los cultivos que más empleos genera por unidad de superficie, lo que le ha hecho merecedor del apelativo de *cultivo social*. Así, el olivar ocupa

en Andalucía en torno al 32 % de la mano de obra de todo el sector agrícola y ganadero, por delante incluso de sectores con gran dinamismo como la horticultura. En total, este cultivo genera 91.327 empleos directos, los cuales suponen el principal soporte de rentas en más de 300 municipios andaluces, donde la olivicultura se ha convertido en un monocultivo económico (CAP, 2008).

Finalmente, cabe destacar la importancia medioambiental del cultivo del olivar. En esta línea debe señalarse cómo tradicionalmente el olivar andaluz ha venido soportando una rica biodiversidad, siendo un claro ejemplo de *sistema agrario de alto valor natural*. Tal circunstancia ha sido posible al tratarse de un sistema agrario donde históricamente se han conjugado una baja intensidad productiva –escaso uso de agroquímicos–, la presencia de olivos viejos asociados a vegetación herbácea semi-natural durante buena parte del año y una localización en zonas con usos del suelo variados (Beaufoy y Cooper, 2009). Sin embargo, como se comenta a continuación, esta riqueza ecológica asociada al cultivo del olivar se ha visto reducida de forma considerable durante las últimas décadas, período en que ha tenido lugar una *modernización* generalizada del olivar basada en su expansión –nuevas plantaciones que han derivado en grandes zonas de monocultivo– e intensificación –uso intensivo de fertilizantes, pesticidas y maquinaria, con sistemas de cultivo con suelos desnudos. A pesar de ello, los valores naturales tradicionalmente asociados al cultivo del olivar han permitido la conservación hasta nuestros días de un buen número de ecosistemas de interés natural, circunstancia que ha sido reconocida incluyendo 138.536 hectáreas de olivar –casi el 10 % del total andaluz– dentro de diversas figuras legales de protección de la *Red Natura 2000*.

Queda pues de manifiesto cómo el olivar suministra a la sociedad andaluza todo un conjunto de bienes y servicios, parte de los cuales tienen características de bienes *comerciales* –como el aceite de oliva–, por lo que cuentan con un mercado a través del cual la sociedad remunera a los productores por su provisión. Otros bienes y servicios, sin embargo, tienen carácter *público* –por ejemplo, la contribución a la viabilidad de las zonas rurales o al mantenimiento de la biodiversidad–, y los olivicultores no reciben compensación alguna por los mismos al carecer estos de mercados. La característica del olivar de realizar una actividad productiva basada en procesos de producción conjunta que proveen a la sociedad de bienes comerciales y públicos, unida a la posible existencia de *fallos de mercado* –una inadecuada oferta de bienes públicos por falta de los incentivos adecuados para su provisión–, hacen de este sistema agrario un claro ejemplo de sistema multifuncional (Viladomiu y Rosell, 2004; Arriaza *et al.*, 2008).

3.2. Evolución reciente del olivar andaluz y sus problemas de sostenibilidad

La extensión del olivar en Andalucía ha alcanzado en la actualidad cotas históricas. Efectivamente, sucesivas coyunturas recientes muy favorables, especialmente las derivadas de la incorporación de España a la Unión Europea (UE) y la aplicación de la Política Agraria Común (PAC), han provocado que a lo largo de las dos últimas décadas se haya asistido a un rápido proceso de expansión e intensificación del cultivo del olivar en la región andaluza. Esta evolución ha derivado, sin embargo, en diferentes problemas de sostenibilidad.

La primera consecuencia de este proceso ha sido el importante incremento de las producciones (Barea y Ruiz Avilés, 2009). Ciertamente, el ingreso de España en las Comunidades Europeas en el año 1986, con un tratamiento para el olivar más favorable que el anteriormente mantenido en España, provocó una fase expansiva en el sector. Esta expansión ha conjugado, como ya se ha apuntado, incrementos en las plantaciones con avances en la intensificación del cultivo –mayores densidades de plantación y puesta en riego–, en lo que ha venido a llamarse *nueva olivicultura*. El resultado de este fenómeno ha sido que entre los años 1990 y 2008, España ha duplicado su producción de aceite de oliva, incidiendo con ello en un crecimiento casi paralelo en las disponibilidades mundiales. La consecuencia de este incremento ha sido un exceso de oferta que, combinado con otros factores, ha deprimido los precios del aceite de oliva a nivel internacional. Esta situación, unida a la escalada de costes de producción, está afectando a todo el sector, que sufre una acusada pérdida de rentabilidad.

La expansión e intensificación del olivar también ha producido efectos ambientales negativos (Beaufoy y Pienkowski, 2000; Guzmán-Álvarez, 2005; García Brenes, 2007; Gómez Calero, 2009) que se sintetizan a continuación:

a) *Erosión del suelo*. Este problema está asociado a la expansión del cultivo del olivar hacia suelos con características especialmente desfavorables para la producción agraria –altas pendientes, elevada torrencialidad de la lluvia, alta erodibilidad–, en conjunción con una inadecuada gestión por parte del hombre, en especial la sistemática destrucción de la vegetación espontánea y el mantenimiento del suelo permanentemente desnudo. Para evidenciar la magnitud del problema, cabe citar los datos de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de

Andalucía (CAP, 2008), según los cuales el 29,7 % de la superficie de olivar andaluz presenta una erosión moderada (12-50 t/ha año), el 11,8 % una erosión alta (50-100 t/ha año) y el 11,2 % muy alta (más de 100 t/ha año).

b) *Pérdida de biodiversidad*. Una de las peculiaridades que presentaba el olivar tradicional, mayoritario hasta la década de los ochenta, era la rica biodiversidad asociada a su cultivo. La presencia de árboles y monte bajo en forma de mosaicos proporcionaba un hábitat variado, semejante al de las dehesas, donde encontraban refugio gran número de insectos, aves, reptiles y mamíferos. Sin embargo, esta situación ha cambiado y los procesos de intensificación –desaparición de la cubierta vegetal, contaminación del agua, empleo de insecticidas agresivos y erosión del suelo– han significado un deterioro de la cantidad y diversidad de especies animales que viven en su interior.

c) *Sobrexplotación de recursos hídricos*. Con anterioridad a la década de los ochenta, el cultivo del olivar era casi exclusivamente de secano. Sin embargo, la intensificación del cultivo antes comentada ha hecho que en la actualidad existan más de 400.000 hectáreas de olivar de regadío. Así, si bien se trata de un cultivo con bajas necesidades hídricas y que emplea sistemas de riego localizado altamente eficientes –las extracciones de agua suelen estar entre 1.500 y 2.000 m^3/ha año–, el aumento de la presión total ejercida sobre los recursos hídricos disponibles ha sido significativa; de hecho, la olivicultura es hoy en día el mayor consumidor de agua en la Cuenca del Guadalquivir. Este incremento en las extracciones está generando la sobrexplotación de numerosos acuíferos, a la vez que compromete la satisfacción de las demandas de agua del conjunto de la cuenca.

d) *Contaminación difusa del agua*. La calidad del agua que circula por los sistemas de olivar se ha resentido como consecuencia del uso sistemático de productos químicos, principalmente herbicidas y fertilizantes. Como resultado del uso intensivo de agroquímicos han surgido problemas de contaminación difusa de los ríos, embalses y acuíferos, generando diferentes alarmas sanitarias que se han traducido en la prohibición del consumo de agua procedente de embalses cuya cuenca de alimentación esté rodeada de olivares. Estas situaciones han llevado a la supresión de la autorización de diversos agroquímicos –por

ejemplo *simazina* y *diurón*– muy utilizados hasta fechas recientes en este cultivo. A pesar de esta medida, la calidad de las aguas sigue actualmente amenazada por las prácticas culturales asociadas al olivar.

e) *Deterioro de paisajes agrarios tradicionales*. El proceso de expansión del cultivo del olivar acaecido durante las últimas dos décadas ha hecho que Andalucía cuente con el mayor monocultivo olivarero del mundo, y que el olivo sea prácticamente la única especie viviente durante la mayor parte del año. De esta manera, se ha banalizado el paisaje agrario tradicional del interior de Andalucía, caracterizado antaño por un mosaico de olivos, cereal, viñedo y tierras de pasto, lo que repercute negativamente en el bienestar social asociado al disfrute del paisaje.

La problemática económica y ambiental hacen del olivar andaluz un caso de estudio idóneo para analizar la sostenibilidad de sus explotaciones a través del concepto de eco-eficiencia.

4. Estudios sobre la eco-eficiencia del olivar andaluz

Tras la publicación a mitad de la pasada década del trabajo pionero de Kuosmanen y Kortelainen (2005), las técnicas *DEA* se han utilizado para evaluar empíricamente la eco-eficiencia en una gran variedad de escenarios. Numerosos investigadores han aplicado estas técnicas a la valoración de la eco-eficiencia en distintas actividades económicas utilizando diversos niveles de agregación –empresas, sectores productivos, regiones o, incluso, economías en su conjunto. Sin ánimo de exhaustividad, algunos de estos trabajos son Zhang *et al.* (2008), Barba-Gutiérrez *et al.* (2009), Oggioni *et al.* (2011), Yang *et al.* (2011), Zhao *et al.* (2011) y Camarero *et al.* (2013).

Sin embargo, el artículo de Picazo-Tadeo *et al.* (2011) es el primer trabajo que utiliza las técnicas *DEA* para el estudio de la eco-eficiencia en la agricultura, con una aplicación a un conjunto de agricultores de secano en la región española de Castilla-León. Siguiendo esta aproximación metodológica, en tres artículos recientes, a saber, Gómez-Limón *et al.* (2012), Picazo-Tadeo *et al.* (2012) y Beltrán-Esteve *et al.* (2013), se ha abordado el estudio de la eco-eficiencia en el olivar andaluz desde distintas perspectivas.[2] En todos los casos

[2] Además, Amores y Contreras (2009) analizan la eficiencia técnica del olivar andaluz, mientras que Dios-Palomares y Martínez-Paz (2011) estudian la eficiencia técnica y ambiental en la industria andaluza de aceite de oliva.

se utiliza información estadística común procedente de una encuesta diseñada como parte de un proyecto de mayor envergadura dirigido a analizar el comportamiento económico y ambiental del cultivo del olivar en Andalucía. La encuesta se realizó a través de entrevistas personales entre los meses de mayo y septiembre de 2010 (ver más detalles en Gómez-Limón y Arriaza, 2011). Estos datos se completan con información secundaria, válida para todas las explotaciones, procedente de la literatura científica y de estadísticas oficiales sobre precios de los *inputs* y *outputs* implicados en el proceso productivo de las explotaciones olivareras. A continuación se sintetizan el objetivo, principales resultados y conclusiones de los trabajos citados.

4.1. Resultados del análisis de la eco-eficiencia en el olivar andaluz

Con carácter general, y a modo de avance de resultados, los tres estudios analizados constatan que las explotaciones olivareras andaluzas presentan niveles elevados de eco-ineficiencia, tanto si se consideran globalmente todas las presiones medioambientales ejercidas por el cultivo del olivar, como cuando se atiende específicamente a algunas de estas presiones. Este comportamiento puede atribuirse en parte a los condicionantes naturales a que se enfrentan los distintos sistemas agrarios de cultivo, pero persiste cuando se controla por las diferencias naturales y tecnológicas entre sistemas, poniendo de manifiesto que la eco-ineficiencia es en buena medida consecuencia de problemas en la gestión económico-ecológica de las explotaciones.

4.1.1. Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia (Gómez-Limón *et al.*, 2012)

En este primer trabajo se aborda el problema de la medición de la eco-eficiencia de las explotaciones olivareras andaluzas distinguiendo entre *eco-eficiencia de gestión* y *eco-eficiencia de programa*. Esta descomposición permite aislar la eco-ineficiencia atribuible a una mala gestión de los agricultores –eco-eficiencia de gestión– de la eco-ineficiencia que resulta de las diferentes características o dotaciones de recursos naturales del sistema olivarero concreto al que pertenecen las explotaciones –eco-eficiencia de programa. En este sentido, el análisis permite incorporar el hecho de que una explotación sea eco-ineficiente no por una falta de capacidad de gestión de su titular, sino porque pertenezca a un sistema productivo de cultivo del olivar que cuenta con ciertas desventajas respecto a otros sistemas. En consecuencia, se cuantifica la importancia relativa que ejer-

cen las dotaciones de recursos naturales y la gestión del titular de las explotaciones olivareras en la eco-ineficiencia. Asimismo, una segunda parte del trabajo se dedica a analizar la influencia de distintas variables socio-demográficas y estructurales sobre la eco-eficiencia de las explotaciones olivareras.

En concreto, esta investigación evalúa el comportamiento de un conjunto de explotaciones agrarias representativas de los tres sistemas de cultivo del olivar más relevantes en Andalucía, a saber, el olivar tradicional de montaña, el olivar tradicional de campiña y el olivar de regadío. El comportamiento económico de las explotaciones se mide a partir del ingreso neto por hectárea, obtenido deduciendo de los ingresos por la venta de aceitunas los costes directos en los que incurre el agricultor, que incluyen los costes de los consumos intermedios –fertilizantes, pesticidas, energía y otros servicios–, la depreciación de la maquinaria y la remuneración del trabajo, bien sea propio o ajeno. El comportamiento ecológico se sintetiza, por su parte, en seis indicadores de presiones medioambientales relacionadas, respectivamente, con la erosión, la biodiversidad, el riesgo derivado del uso de pesticidas, el uso de agua, el uso de nitrógeno y la ratio energética. En el artículo original puede consultarse la definición y método de cálculo de cada una de las presiones medioambientales.

El indicador de eco-eficiencia utilizado se concreta como la relación entre las presiones medioambientales generadas por la explotación para obtener un determinado resultado económico y las presiones mínimas o eficientes que permitirían obtener dicho ingreso neto. La formulación de este indicador responde al interés por conocer en qué proporción podrían reducirse todas las presiones medioambientales sin que el resultado económico de las explotaciones se viese afectado. Los resultados obtenidos apuntan hacia la existencia de elevados niveles de eco-ineficiencia en todos los sistemas olivareros analizados. Así, en promedio y con independencia de cuál sea su causa, las presiones medioambientales generadas triplican con creces las presiones que serían consideradas como eco-eficientes para cada nivel de ingreso neto en todos los sistemas. En concreto, el exceso de presiones generadas es del 269 % en el olivar de montaña, del 282 % en el tradicional de campiña y del 228 % en el sistema de regadío.

En el análisis de las fuentes de la eco-ineficiencia destaca, en primer lugar, la mayor importancia que cabe atribuir a la mala gestión de los agricultores en todos los sistemas agrarios considerados. No obstante, y en segundo lugar, existen diferencias entre los tres sistemas en cuanto a la importancia relativa de las eco-ineficiencias de gestión y de programa. Así, la eco-ineficiencia del

olivar de campiña responde casi en su totalidad a las ineficiencias de gestión (99,5 %), mientras que la disponibilidad de recursos naturales –que afecta a la eco-ineficiencia de programa– es mucho más relevante para explicar las eco-ineficiencias del olivar de montaña y, también, en el sistema de cultivo en regadío; en estos dos últimos sistemas la ineficiencia de gestión explica el 57,2 % y el 76,9 % de la eco-ineficiencia agregada, respectivamente. En tercer lugar, por lo que respecta a la comparación de las tecnologías en los tres sistemas olivareros estudiados, la frontera tecnológica del sistema tradicional de campiña está muy próxima a la frontera tecnológica conjunta –que mide las mejores prácticas globales, independientemente del sistema al que pertenezcan las explotaciones que las determinan–, siendo por tanto este el sistema que cuenta con la tecnología más eco-eficiente. Por el contrario, la tecnología del sistema de montaña es la menos eco-eficiente.

El estudio de los determinantes de la eco-eficiencia de gestión de las explotaciones olivareras se realiza separadamente para cada sistema de cultivo mediante una regresión *tobit* censurada; como variables explicativas se utilizan características socio-económicas del agricultor y características estructurales de las explotaciones. En cuanto a los resultados, tan solo las condiciones edafoclimáticas –aproximadas por el rendimiento medio– son una variable significativa a la hora de explicar la eco-eficiencia en todos los sistemas olivareros, de modo que unas mejores condiciones de clima y suelo mejoran la eco-eficiencia de gestión. Otras variables explicativas se muestran significativas solo en algunos sistemas. Así, los agricultores más jóvenes son también más eco-eficientes en el sistema de cultivo del olivar en montaña, como también lo son aquellos que tienen más experiencia como olivicultores, cuentan con formación profesional agraria o tienen estudios secundarios. En el sistema de cultivo del olivar en regadío, la gestión también es más eco-eficiente cuando el agricultor ha cursado estudios secundarios.

4.1.2. Assessing eco-efficiency with directional distance functions (Picazo-Tadeo *et al.*, 2012)

El objetivo de este segundo trabajo es estudiar la eco-eficiencia desde una perspectiva multidimensional. Así, mediante el uso de técnicas *DEA*, funciones distancia direccionales y la definición de distintos vectores dirección, se propone el cálculo de un conjunto de indicadores de eco-eficiencia que pretenden representar las preferencias de los agricultores o los gestores de la

política agraria acerca del *trade-off* existente entre el comportamiento económico y el comportamiento ecológico de las explotaciones olivareras. Con este propósito, en primer lugar, se analiza el potencial de mejora en el resultado económico de las explotaciones sin que ello vaya en detrimento de su comportamiento ecológico, es decir, sin aumentar las presiones ejercidas sobre el medioambiente. En segundo término, se valoran las posibilidades de mejora en el comportamiento ecológico sin empeorar el comportamiento económico; en particular se cuantifica el potencial para reducir proporcionalmente todas las presiones medioambientales, así como la mejora alcanzable en cada presión sin empeorar el resto de presiones y, como se ha comentado, manteniendo en todos los casos el resultado económico. Finalmente, y como caso especialmente relevante, se valora el potencial con que cuentan las explotaciones olivareras para mejorar su resultado económico a la vez que reducen en la misma proporción las presiones medioambientales; en otras palabras, se busca la posible existencia de lo que la literatura en este campo de investigación denomina un resultado *ganador-ganador* (*win-win* en terminología anglosajona).

Estos indicadores de eco-eficiencia se calculan para una muestra de explotaciones olivareras pertenecientes exclusivamente al olivar tradicional de campiña. Se trata en todos los casos de explotaciones de secano, con pendiente moderada, baja densidad de plantación y sujetas a condiciones edafoclimáticas similares, por lo que puede asumirse razonablemente que comparten la misma tecnología de producción. En la ratio de eco-eficiencia el comportamiento económico se mide por el ingreso neto (ingresos por venta menos costes directos), mientras que se consideran tres presiones medioambientales, a saber, las presiones relacionadas con la erosión del suelo (erosión), con la biodiversidad (riesgo de pesticidas) y con el papel del olivar en el cambio climático a través del balance energético (energía). Es suficientemente conocido, y así se ha puesto de manifiesto en el epígrafe tercero, que el cultivo del olivar ejerce también importantes presiones sobre los acuíferos mediante la implantación de los sistemas de regadío; sin embargo, dado que en este trabajo el análisis de eco-eficiencia se refiere al olivar de secano no resulta relevante considerar esta presión.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto, nuevamente, una gestión económico-ecológica del olivar tradicional de campiña bastante eco-ineficiente, sea cual sea el indicador utilizado. Así, comportándose de una manera eco-eficiente, las explotaciones analizadas podrían aumentar sus ingresos netos en un 142 % sin generar presiones adicionales sobre el medioambiente. Alternativamente, estas podrían reducir las presiones medioambientales en casi un

46 % sin merma de su resultado económico, es decir, manteniendo el ingreso neto. O bien, sería posible aumentar el ingreso neto y reducir simultáneamente las presiones medioambientales en una proporción del 33,6 %. En el escenario en el que se contemplan las posibilidades de reducción de cada presión individual, siempre manteniendo el ingreso neto y el resto de presiones medioambientales, la eco-ineficiencia es elevada en todos los casos, aunque el mayor potencial de reducción corresponde a la erosión (67 %), seguido por la energía (61 %) y el riesgo de pesticidas (57 %).

En una segunda parte del trabajo, los indicadores relativos comentados en el párrafo anterior se convierten en valores absolutos con el propósito de proporcionar unas cifras más directas y fáciles de interpretar para los agricultores y los gestores de las políticas agraria y medioambiental. Así, cuando se define la eco-eficiencia como aumento de ingresos y reducción simultánea de presiones, los resultados muestran que, en promedio por explotación, hectárea y año, el ingreso neto podría aumentarse en 264€, y simultáneamente aumentar en 1,6 toneladas la fijación de CO_2, reducir la erosión en 3,7 toneladas y disminuir la capacidad biocida de los pesticidas utilizados en la actividad agraria –riesgo de pesticidas– en una cantidad equivalente a la que se requiere para eliminar 2.066 kg de rata, medida considerada en este caso para cuantificar la toxicidad de estos agroquímicos (ver detalles en Gómez-Limón *et al.*, 2012). Estas cifras se refieren a valores promedio, pero los resultados del trabajo también permiten analizar la situación de cada explotación particular y poner de relieve tanto las diferencias existentes entre explotaciones para una misma presión, como el distinto comportamiento según la presión medioambiental que se considere. A título de ejemplo, hay explotaciones olivareras que se comportan relativamente bien en términos de la gestión de la erosión y el balance energético, pero que tienen un amplio margen de reducción en cuanto a la toxicidad que los pesticidas utilizados en la producción olivarera descargan sobre el medioambiente. Esta información puede resultar útil no solo para los gestores de la explotación, sino también para los gestores de la política agraria en la aplicación y valoración de distintas medidas de política agro-ambiental.

4.1.3. A metafrontier directional distance function approach to assessing eco-efficiency (Beltrán-Esteve *et al.*, 2013)

El objetivo de este tercer y último trabajo analizado es evaluar cuál de los dos principales sistemas andaluces de cultivo tradicional del olivar en secano, a saber, los cultivos en montaña y en campiña, cuenta con una tecnología más

eco-eficiente en cuanto a la gestión de presiones medioambientales particulares. Con este propósito se utiliza, por un lado, el concepto de *metatecnología*, como representación de una tecnología no restringida que describe las mejores prácticas del cultivo olivarero en secano, independientemente del sistema al que pertenezcan las explotaciones –montaña o campiña– y, por otro, el concepto de *tecnología de grupo* o restringida, que representa las prácticas más eco-eficientes dentro de cada sistema de cultivo. La comparación de ambas tecnologías, no restringida y restringida, permite valorar la eco-eficiencia relativa de la tecnología de los dos sistemas olivareros citados. El uso de funciones distancia direccionales y distintas direcciones en la definición de los indicadores de eco-eficiencia permite valorar no solo la diferencia tecnológica global entre ambos sistemas, sino también, como se ha apuntado, sus ventajas y desventajas en relación a la eco-eficiencia en la gestión de presiones medioambientales concretas.

En la construcción de los indicadores de eco-eficiencia, el comportamiento económico se mide por el valor añadido neto, resultante de deducir a los ingresos por venta de la producción los costes por consumos intermedios y depreciación de maquinaria. Es necesario señalar que, en este caso y a diferencia del cálculo del ingreso neto, no se deducen los costes laborales. La razón es que, más allá de representar un coste de producción, el trabajo en el olivar es una fuente esencial de ingresos para el agricultor y sus familiares –más del 70 % del trabajo tiene un carácter familiar; por tanto, desde la perspectiva de la sostenibilidad socio-económica del olivar, el valor añadido constituye una mejor aproximación al desempeño económico que el ingreso neto, el cual se encuentra más relacionado con la sostenibilidad empresarial. Como indicadores del comportamiento ecológico se consideran cuatro indicadores referidos a dos tipos diferentes de presiones, a saber, las presiones sobre los recursos naturales (indicadores de erosión y de energía) y las presiones sobre la biodiversidad (representadas por un indicador de biodiversidad, que recoge el efecto de distintas prácticas agrarias relacionadas con la gestión del suelo y recogida del fruto, y otro indicador de riesgo de pesticidas).

A partir de una serie de modificaciones técnicas del vector dirección, en este trabajo se definen siete indicadores de eco-eficiencia que valoran, según el caso, la reducción potencial de todas las presiones medioambientales, la de cada grupo de presiones –sobre los recursos naturales o la biodiversidad– y, por último, la de cada presión particular. En todos los casos se valora la reducción potencial de las presiones que no afectaría al desempeño económico de las explotaciones ni requeriría aumentar el resto de presiones medioambientales. Con estos indicadores se analiza la eco-eficiencia de las explotaciones dentro

de cada sistema de cultivo del olivar en secano –montaña y campiña– y, lo que es más importante y objetivo principal del trabajo, se cuantifica la diferencia en la eco-eficiencia de las tecnologías de ambos sistemas productivos.

Los resultados ratifican, al igual que en casos anteriores, una gestión bastante eco-ineficiente en ambos sistemas. Esta valoración se mantiene para todos los indicadores de eco-eficiencia calculados, aunque las deficiencias en la gestión resultan especialmente importantes en relación a la erosión del terreno, tanto en el olivar de montaña como en el sistema de campiña. Aun siendo los resultados que se obtienen para cada sistema de olivar de gran interés, la mayor aportación de este trabajo es la valoración de las diferencias en la eco-eficiencia de la tecnología de producción del olivar de secano en montaña y en campiña. En este sentido, es importante destacar que la ordenación de ambas tecnologías de producción varía en función del indicador a que se atienda. Cuando se considera la reducción simultánea de todas las presiones medioambientales la tecnología del sistema tradicional de campiña es más eco-eficiente que la tecnología del olivar de montaña. Sin embargo esta ordenación cambia cuando solo se considera la reducción de un determinado grupo de presiones medioambientales. Así, mientras que el sistema de cultivo del olivar en campiña dispone de la tecnología más eco-eficiente por lo que se refiere a las presiones ejercidas sobre los recursos naturales –en particular la erosión–, el cultivo en montaña presenta la mejor tecnología en relación a las presiones sobre la biodiversidad. Estos resultados ponen claramente de manifiesto la necesidad de ajustar cuidadosamente el diseño de las políticas agrarias sobre el olivar andaluz a las características del sistema de producción al que vayan dirigidas; de lo contrario, podría darse la paradoja de que una política beneficiosa en términos de la reducción de determinadas presiones medioambientales resultase en un aumento inasumible de otras presiones.

5. Resumen, conclusiones e implicaciones de política agraria

El análisis del impacto de la actividad productiva sobre el medioambiente está recibiendo en las últimas décadas una atención creciente por parte de investigadores, directivos de empresa, políticos y la sociedad en su conjunto. En el ámbito científico se insiste, además, en la necesidad de desarrollar instrumentos de análisis que permitan valorar conjuntamente economía e impactos ambientales y, de este modo, proporcionar información relevante a los políticos que permita mejorar el diseño de las políticas medioambientales dirigidas a conseguir un crecimiento sostenible. En este capítulo se presenta el concepto de *efi-*

ciencia ecológico-económica, o simplemente *eco-eficiencia*, como un instrumento para valorar la sostenibilidad y se ilustra su medición con técnicas de Análisis de la Envolvente de Datos. Asimismo, se describen los resultados de una serie de trabajos recientes sobre la medición de la eco-eficiencia en el olivar andaluz.

Los resultados obtenidos en los estudios revisados apuntan a una serie de conclusiones básicas. La primera de ellas es que existe una amplia brecha entre los niveles de eco-eficiencia de la mayoría de las explotaciones olivareras andaluzas estudiadas y los niveles que caracterizan a aquellas explotaciones que aplican las mejores prácticas y actúan como referencia para las demás. Así, se pone de relieve una elevada eco-ineficiencia en la gestión por parte de los agricultores que, además, se encuentra fuertemente correlacionada con la ineficiencia técnica de sus explotaciones. Esta relación apunta hacia la existencia de un margen sustancial para la mejora en el manejo de los *inputs*, de modo que podrían conseguirse a la vez mejores resultados económicos y menores impactos ambientales.

Mientras en las explotaciones tradicionales que operan en las zonas llanas la práctica totalidad de la eco-ineficiencia responde a aspectos relacionados con la gestión, en las áreas de olivar de montaña se hacen sentir también las dificultades derivadas del entorno natural, que se reflejan en menores rendimientos y mayores costes de mecanización. En este sentido, la comparación de la eficiencia global ecológico-económica entre los tres sistemas de cultivo de olivar más habituales en Andalucía –secano tradicional en campiña y en montaña, y cultivo tradicional en regadío– ha permitido comprobar que la tecnología más eco-eficiente corresponde al sistema tradicional de cultivo en campiña, seguido del olivar en regadío, mientras que el olivar en montaña ocupa el último lugar. Conviene recordar, sin embargo, que los estudios realizados se basan en el concepto de eco-eficiencia, y establecen por tanto un balance entre la capacidad de cada explotación para generar un resultado económico por hectárea y un conjunto de variables representativas de sus impactos ambientales, por lo que estas ordenaciones no equivalen necesariamente a las que aparecerían si el análisis se circunscribiera a la consideración de las presiones ambientales en términos absolutos.

Una segunda conclusión importante de los estudios revisados es la necesidad de identificar, a efectos de política agro-ambiental, el objetivo concreto de mejora de la eco-eficiencia que se pretende alcanzar. Ello se debe a que la ordenación jerárquica de los sistemas de cultivo en términos de eco-eficiencia cambia según el tipo de presiones a cuya corrección se quiere dar prioridad.

Cuando los análisis se circunscriben a ciertas presiones medioambientales, la tecnología del olivar de secano en campiña resulta ser más eco-eficiente que la tecnología del olivar de secano en montaña respecto a las presiones ejercidas sobre los recursos naturales –erosión y energía–, mientras que el sistema de olivar de montaña es más eco-eficiente respecto a las presiones sobre la biodiversidad –riesgo de pesticidas y posibles daños a la biodiversidad. Estos resultados se revelan particularmente útiles para ilustrar los *trade-offs* que aparecen entre los objetivos de las políticas que pretenden mejorar la viabilidad económica de una actividad agraria particular y sus consecuencias ambientales. Así, a título de ejemplo, una medida de política agraria específicamente dirigida a apoyar el olivar en zonas de montaña podría ser defendible por su contribución a la biodiversidad, pero no lo sería si se tuvieran en cuenta los riesgos vinculados a la erosión del terreno.

Entre los posibles determinantes de la reducida eco-eficiencia observada, el más relevante es el insuficiente nivel de los rendimientos económicos alcanzados por unidad de superficie en muchas explotaciones; se desprende así una relación entre el aumento en la intensidad del cultivo y el logro de mejoras en la ratio entre resultados económicos y presiones medioambientales. Sin embargo esta relación no es lineal, ya que alcanzado un cierto nivel –el cual es distinto en cada sistema de cultivo–, un aumento del rendimiento genera una caída de la eco-eficiencia. En general, se ha encontrado, como era de esperar, que la eco-eficiencia está positivamente relacionada con el resultado económico de las explotaciones y negativamente con las presiones ambientales. El valor absoluto de las correlaciones es, sin embargo, más elevado en el caso del resultado económico, lo que indica que las diferencias en eco-eficiencia entre explotaciones tienen más que ver con las diferencias en su comportamiento económico que en su comportamiento ecológico.

A la hora de considerar las razones por las que un elevado número de explotaciones no se comportan de la forma más apropiada en términos ecológico-económicos, es preciso tener en cuenta la presencia, ya mencionada, de una ineficiencia técnica generalizada. A ello hay que añadir, aunque a nivel de hipótesis, una elevada probabilidad de que el agricultor esté adoptando sus decisiones en un contexto de consideración simultánea de múltiples criterios –por ejemplo, facilitar la gestión de la producción agraria–, y no atendiendo únicamente a los resultados económicos. Esto explicaría, aunque parcialmente, conductas que sin esta hipótesis aparecen como ineficiencias de gestión. Por último, pero no menos importante, hay que considerar el carácter de

externalidad de las presiones ambientales, lo que limita la posibilidad de que el agricultor las tenga en cuenta en sus procesos de decisión tratando de minimizarlas, a menos que se instrumenten mecanismos de política que favorezcan su internalización.

En el terreno de las recomendaciones de política que se desprenden de las conclusiones alcanzadas por los trabajos analizados, es necesario mencionar, en primer lugar, que no parece que estas deban consistir preferentemente en promover cambios socio-estructurales. La realidad es que no se ha encontrado una relación definida, con carácter general, entre los niveles de eco-eficiencia y variables como la superficie de la explotación o la edad del titular. Ello apunta, por tanto, a la conveniencia de situar en primer plano el uso de instrumentos de política que favorezcan la adopción de las mejores prácticas, y que permitan reforzar el conocimiento específico de aquellas tecnologías y sistemas de gestión favorables a un mejor equilibrio entre la rentabilidad económica y la protección del medio natural. Se trataría, por tanto, de otorgar una prioridad elevada a la formación del agricultor y al apoyo a la aplicación de tecnologías sostenibles (Xiloyannis *et al.*, 2008), situándose en una perspectiva de aprendizaje (González y Cárcaba, 2004) a la hora de diseñar las estrategias oportunas.

En segundo lugar, las autoridades deberían proponerse como objetivo la internalización por parte de los agricultores de las externalidades medioambientales que generan. Ello sería posible a través de incentivos que compensaran los costes diferenciales de la adopción de prácticas de cultivo más apropiadas –por ejemplo a través de programas agro-ambientales–, o bien mediante la penalización de comportamientos poco favorables al medioambiente o la imposición de regulaciones ambientales más estrictas. Una posibilidad adicional sería la adopción de medidas institucionales y de asesoramiento en forma de códigos de buenas prácticas y servicios de extensión agraria. La opción por una u otra alternativa no es estrictamente técnica, ya que depende de cómo delimite la sociedad los derechos de propiedad de los agricultores en lo concerniente al manejo de los recursos naturales. En este sentido, el diseño de los programas agro-ambientales puede considerarse que constituye, en sí mismo, un buen reflejo del esquema de derechos de propiedad atribuibles a los agricultores, y de la forma en que las autoridades están dispuestas a compensarles por la renuncia a hacer uso de algunos de sus derechos (Ortiz-Miranda y Estruch-Guitart, 2004, Hodge y Ortiz-Miranda, 2007).

En todo caso, y dado que los estudios realizados señalan que los altos niveles de eco-ineficiencia podrían reducirse mediante mejoras en la gestión

de las explotaciones olivareras, resulta dudoso que deban emplearse recursos públicos cuantiosos para incentivar un comportamiento ambiental más responsable. Por el contrario, otras vías de corrección de las externalidades antes señaladas serían probablemente más apropiadas. Se trataría, en definitiva, de seguir los principios básicos de la política agroambiental europea, que establece niveles mínimos de referencia vinculados a las buenas prácticas agrícolas y al respeto a la legislación medioambiental, cuyo no cumplimiento conlleva la aplicación del conocido principio de *quien contamina paga*. Solamente cuando la gestión ambiental supera ese nivel, y se considera por tanto que los agricultores están suministrando un servicio ambiental al conjunto de la sociedad, entra en juego la remuneración compensatoria del exceso de costes y/o de la pérdida de ingresos (Reig, 2008).

Finalmente, resulta conveniente reiterar que, aunque exista una relación entre sostenibilidad y eco-eficiencia, se trata de conceptos distintos. Un nivel elevado de eco-eficiencia, como se apuntó en la introducción, no garantiza la sostenibilidad en cuanto al consumo de recursos naturales o en lo referente a la capacidad del medio natural para absorber determinadas presiones ambientales. Además, es necesario tener en cuenta que en los trabajos comentados el comportamiento de las explotaciones de olivar se evalúa, mayoritariamente, bajo la perspectiva de la proporción en que estas podrían reducir las presiones ambientales que ejercen sin perjudicar sus resultados económicos. Ello significa que las potenciales reducciones de las presiones se han cuantificado en términos *relativos*; las explotaciones no se están comparando sobre la base de la reducción *absoluta* del nivel de presión ambiental que resultaría de una mejora de la eco-eficiencia, ya que ello dependerá del nivel de partida en cada caso y, lógicamente, será distinto en cada explotación. En consecuencia, el logro de mejoras en la gestión de los recursos y la adopción de tecnologías respetuosas con el medio ambiente puede permitir elevar la ratio de eco-eficiencia, y suscitar un alto grado de consenso entorno a su deseabilidad, pero avanzar hacia la sostenibilidad resulta bastante más complejo. La sostenibilidad requeriría, además de asegurar la rentabilidad económica de las explotaciones, establecer referencias claras en relación a los niveles absolutos admisibles de cada una de las principales presiones ambientales y garantizar, asimismo, un impacto social favorable del cultivo.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido cofinanciada por el Ministerio de Economía y Competitividad y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (proyectos AGL2010-17560-C02-01/02, ECO2011-30260-C03-01 y ECO2012-32189), la Consejería Andaluza de Economía, Innovación y Ciencia (proyecto AGR-5892) y la Generalitat Valenciana (PROMETEO 2009/098).

Referencias bibliográficas

Amores, A. y Contreras, I., (2009). «New approach for the assignment of new European agricultural subsidies using scores from data envelopment analysis: Application to olive-growing farms in Andalusia (Spain)». *European Journal of Operational Research*, 193: 718-729.

Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A., Kallas, Z. y Nekhay, O. (2008). «Demand for non-commodity outputs from mountain olive groves». *Agricultural Economics Review*, 9: 5-23.

Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B. y Lozano, S. (2009). «Eco-efficiency of electric and electronic appliances: A data envelopment analysis (DEA)». *Environmental Modeling and Assessment*, 14: 439-447.

Barea, F. y Ruiz Avilés, P. (2009). «Estrategias de futuro para el sector oleícola andaluz». En Gómez Calero, J.A. (Ed.): *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*, Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla: 151-174.

Beaufoy, G. y Cooper, T. (2009). *The Application of the High Nature Value Impact Indicator*. European Evaluation Network for Rural Development y European Commission's Directorate-General for Agriculture and Rural Development, Brussels.

Beaufoy, G. y Pienkowski, M. (2000). *The environmental impact of olive oil production in the European Union: practical options for improving the environmental impact*. European Forum on Nature Conservation and Pastoralism, Asociación para el Análisis y Reforma de la Política Agro-rural y Comisión Europea, Bruselas.

Beltrán-Esteve, E., Gómez-Limón, J.A., Picazo-Tadeo, A.J. y Reig-Martínez, E. (2013). «A metafrontier directional distance function approach to assessing eco-efficiency». *Journal of Productivity Analysis*, en prensa; doi: 10.1007/s11123-012-0334-7.

Camarero, M., Castillo, J., Picazo Tadeo, A.J., Tamarit, C. (2013). «Eco-efficiency and convergence in OECD countries». *Environmental and Resource Economics*, en prensa; doi: 10.1007/s10640-012-9616-9.

CAP, Consejería de Agricultura y Pesca (2008). *El sector del aceite de oliva y la aceituna de mesa en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla.

Chambers, R.G., Chung, Y. y Färe, R. (1998). «Profit, directional distance functions and Nerlovian efficiency». *Journal of Optimization Theory and Applications*, 98: 351-364.

Charnes, A., Cooper, W.W. y Rhodes, E. (1978). «Measuring the efficiency of decision making units». *European Journal of Operational Research*, 2: 429-444.

Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N. y Van Puyenbroek, T. (2007). «An introduction to 'benefit of the doubt' composite indicators». *Social Indicators Research*, 82: 111-145.

Dios-Palomares, R. y Martínez-Paz, J.M. (2011). «Technical, quality and environmental efficiency of the olive oil industry». *Food Policy*, 36: 526-534.

Färe, R. y Grosskopf, S. (2000). «Theory and application of directional distance functions». *Journal of Productivity Analysis*, 13: 93-103.

Färe, R., Grosskopf, S. y Lovell, C.A.K. (1994). *Production Frontiers*. Cambridge University Press, Cambridge.

Figge, F. y Hahn, T. (2004). «Sustainable Value Added –measuring corporate contributions to sustainability beyond eco-efficiency». *Ecological Economics*, 48: 173-187.

García Brenes, M.D. (2007). «Los impactos ecológicos del cambio estructural. El olivar andaluz». En Sanz, J. (Ed.): *El futuro del mundo rural*. Síntesis, Madrid: 223-241.

Gómez Calero, J.A. (2009). *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla.

Gómez-Limón, J.A. y Arriaza, M. (2011). *La sostenibilidad de las explotaciones de olivar en Andalucía*. Analistas Económicos de Andalucía, Málaga.

Gómez-Limón, J.A., Picazo-Tadeo, A.J. y Reig-Martínez, E. (2012). «Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia». *Land Use Policy*, 29: 395-406.

González, E. y Cárcaba, A. (2004). «Efficiency improvement through learning». *International Journal of Technology Management*, 27: 628-638.

Guzmán Álvarez, J.R. (2005). *Territorio y medio ambiente en el olivar andaluz*. Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla.

Hodge, I. y Ortiz-Miranda, D. (2007). «An institutional transactions approach to property-rights adjustment: an application to Spanish agriculture». *Environment and Planning A*, 39: 1735-1751.

Huppes, G. y Ishikawa, M. (2005). «A framework for quantified eco-efficiency analysis». *Journal of Industrial Ecology*, 9: 25-41.

Korhonen, P.J. y Luptacik, M. (2004). «Eco-efficiency analysis of power plants: an extension of data envelopment analysis». *European Journal of Operational Research*, 154: 437-446.

Kuosmanen, T. y Kortelainen, M. (2005). «Measuring eco-efficiency of production with Data Envelopment Analysis». *Journal of Industrial Ecology*, 9: 59-72.

OCDE, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1998). *Ecoefficiency*, OECD, Paris.

Oggioni, G., Riccardi, R. y Toninelli, R. (2011). «Eco-efficiency of the world cement industry: A data envelopment analysis». *Energy Policy*, 39: 2842-2854.

Ortiz-Miranda, D. y Estruch-Guitart, V. (2004). «The role of agri-environmental measures in the definition of property rights». En van Huylenbroek, G., Verbeke, W. y Lauwers, L. (Eds.): *Role of Institutions in Rural Policies and Agricultural Markets*, Elsevier, Amsterdam: 335-348.

Picazo-Tadeo, A.J., Beltrán-Esteve, M. y Gómez-Limón, J.A. (2012). «Assessing eco-efficiency with directional distance functions». *European Journal of Operational Research*, 220: 798-809.

Picazo-Tadeo, A.J., Gómez-Limón, J.A. y Reig-Martínez, E. (2011). «Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach». *Journal of Environmental Management*, 92: 1154-1164.

Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E. y Hernández-Sancho, F. (2005). «Directional distance functions and environmental regulation». *Resource and Energy Economics*, 27: 131-142.

Reig, E. (2008). «Agricultura y política agroambiental en la Unión Europea». *Papeles de Economía Española,* 117: 270-288.

Schaltegger, S. y Burritt, R. (2000). *Contemporary environmental accounting. Issues, concepts and practice*. Greenleaf Publishing Limited, Sheffield, UK.

Van der Werf, H.M.G. y Petit, J. (2002). «Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator based methods». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 131-145.

Van Passel, S. Nevens, F., Mathijs, E. y Van Huylenbroeck, G. (2007). «Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency». *Ecological Economics*, 62: 149-161.

Viladomiu, L. y Rosell, J. (2004). «Olive oil production and the rural economy of Spain». En Brouwer, F. (Ed.): *Sustaining agriculture and the rural environment, governance, policy and multifunctionality*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham: 223-244.

WBCSD, World Business Council for Sustainable Development (2000). *Eco-efficiency. Creating more value with less impact*. WBCSD, Geneve.

WCED, World Commission on Environment and Development (1987). *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.

Xiloyannis, C., Martínez Raya, A., Kosmas, C. y Favia, M. (2008). «Semi-intensive olive orchards on sloping land: Requiring good land husbandry for future development». *Journal of Environmental Management*, 89: 110-119.

Yang, F., Li, Y., Liang, L. y Wu, D. (2011). «Modelling undesirable outputs in eco-efficiency evaluation to paper mills along the Huai River based on Shannon DEA». *International Journal of Environment and Sustainable Development*, 10: 36-47.

Zhang, B., Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z. y Ge, J. (2008). «Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach». *Ecological Economics*, 68: 306-316.

Zhao, W., Huppes, G. y van der Voet, E. (2011). «Eco-efficiency for greenhouse gas emissions mitigation of municipal solid waste management: a case study of Tianjin, China». *Waste Management*, 31: 1407-1415.

Apéndice

El programa matemático que permite, en primer lugar, el cálculo para una unidad productiva k' de la función distancia de la expresión [5], que maximiza su resultado económico manteniendo las presiones medioambientales es:

$$\begin{aligned}
&\text{Maximizar}_{\beta^{e}_{k'},\lambda_k}\ \text{Eco}-\text{eficiencia}^{e}_{k'}=\beta^{e}_{k'}\\
&\text{sujeto a:}\\
&\quad \left(1+\beta^{e}_{k'}\right)e_{k'}\le\sum_{k=1}^{K}\lambda_k e_k && && \text{(i)}\\
&\quad p_{nk'}\ge\sum_{k=1}^{K}\lambda_k p_{nk} && n=1,\ldots,N && \text{(ii)}\\
&\quad \lambda_k\ge 0 && k=1,\ldots,K && \text{(iii)}
\end{aligned}\qquad [A1]$$

donde λ_k representa el peso de la unidad productiva observada k en la composición de la unidad *virtual* eco-eficiente con respecto a la cual k' es comparada.

En segundo término, el programa para calcular la proporción en que la unidad productiva k' podría reducir todas sus presiones medioambientales manteniendo el resultado económico, es decir, la distancia de la expresión [6], es:

$$\begin{aligned}
&\text{Maximizar}_{\beta^{p}_{k'},\lambda_k}\ \text{Eco}-\text{eficiencia}^{p}_{k'}=\beta^{p}_{k'}\\
&\text{sujeto a:}\\
&\quad e_{k'}\le\sum_{k=1}^{K}\lambda_k e_k && && \text{(i)}\\
&\quad \left(1-\beta^{p}_{k'}\right)p_{nk'}\ge\sum_{k=1}^{K}\lambda_k p_{nk} && n=1,\ldots,N && \text{(ii)}\\
&\quad \lambda_k\ge 0 && k=1,\ldots,K && \text{(iii)}
\end{aligned}\qquad [A2]$$

En el caso particular en que el objetivo sea reducir únicamente una presión o un grupo de presiones según la expresión [7], el programa matemático a resolver es:

$$\begin{aligned}
&\text{Maximizar}_{\beta^{p_i}_{k'},\lambda_k}\ \text{Eco}-\text{eficiencia}^{p_i}_{k'}=\beta^{p_i}_{k'}\\
&\text{sujeto a:}\\
&\quad e_{k'}\le\sum_{k=1}^{K}\lambda_k e_k && && \text{(i)}\\
&\quad \left(1-\beta^{p_i}_{k'}\right)p_{ik'}\ge\sum_{k=1}^{K}\lambda_k p_{ik} && i\in n;\ i\notin -i && \text{(ii)}\\
&\quad p_{-ik'}\ge\sum_{k=1}^{K}\lambda_k p_{-ik} && -i\in n && \text{(iii)}\\
&\quad \lambda_k\ge 0 && k=1,\ldots,K && \text{(iv)}
\end{aligned}\qquad [A3]$$

Finalmente, el programa que permite valorar en qué medida la unidad productiva k' podría aumentar su resultado económico y reducir simultáneamente todas sus presiones medioambientales en la misma proporción, es decir, la distancia de la expresión [8], es:

$$\text{Maximizar}_{\beta_{k'}^{ep},\lambda_k} \ \text{Eco}-\text{eficiencia}_{k'}^{ep} = \beta_{k'}^{ep}$$

sujeto a:

$$\begin{array}{llll} \left(1+\beta_{k'}^{ep}\right)e_{k'} \leq \sum_{k=1}^{K}\lambda_k e_k & & & \text{(i)} \\ \left(1-\beta_{k'}^{ep}\right)p_{nk'} \geq \sum_{k=1}^{K}\lambda_k p_{nk} & n=1,\ldots,N & & \text{(ii)} \\ \lambda_k \geq 0 & k=1,\ldots,K & & \text{(iii)} \end{array} \qquad [A4]$$

Huella hídrica y gestión del agua en agricultura*

Alberto Garrido Colmenero
Centro de Estudios e Investigación para la Gestión de Riesgos Agrarios y Medioambientales (CEIGRAM), Universidad Politécnica de Madrid
Observatorio del Agua de la Fundación Botín

1. Introducción

Hasta hace poco tiempo, las evaluaciones de los usos del agua de las personas, las empresas o las necesidades ambientales se han venido realizando exclusivamente midiendo o estimando las captaciones de las fuentes superficiales o subterráneas. Es común realizar mediciones *in situ* de los consumos en los diferentes procesos productivos, especialmente en la agricultura de regadío. El conocimiento sobre las relaciones suelo-agua-planta, los índices de cosecha y la calidad de los productos está enormemente extendido en todo el mundo, y se ha aplicado en numerosos modos de producción y especies (ver Stedutto *et al.*, 2012; FAO, 2006). El uso del agua en la cadena de valor de un producto o las necesidades de agua necesarias para garantizar un determinado nivel de bienestar material constituyen áreas de creciente y reciente interés.

La política y la gestión del agua apenas tenían en cuenta, hasta hace solo una década, que la producción de bienes y servicios finales se realiza en largas cadenas de producción, cada uno de cuyos eslabones tiene unas necesidades específicas de agua y unos impactos sobre el recurso. El indicador que se ha denominado «huella hídrica» o «huella del agua» trata de suplir esta deficiencia, buscando evaluar el nivel de apropiación e impacto sobre los recursos hídricos que requiere la producción de un bien o la prestación de un servicio a lo largo de toda su cadena de producción, incluyendo la de las materias primas y los insumos. El Prof. Arjen Hoekstra (Universidad de Twente, Países Bajos) fue quien puso las bases conceptuales y dio el nombre a este indicador de sostenibilidad. Hoy en día es calculado por centenares de investigadores, empresas y gobiernos, incluido el español, en todo el mundo, como se puede ver en la página web de la *Water Footprint Network* (http://www.waterfootprint.org).

* Este trabajo resume y toma materiales de otras publicaciones. Agradezco a todos mis coautores: Bárbara Willaarts, Bárbara Soriano, Paula Novo, Daniel Chico, Maite M. Aldaya, Insa Flachsbarth, Elena López-Gunn, Ramón Llamas, Lucia de Stefano, y especialmente los trabajos del Observatorio del Agua de la Fundación Botín, de los que he tomado directamente algún material.

La huella hídrica se mide en unidades de volumen (litros o metros cúbicos) por unidad de producto, y se compone de tres sumandos que se han denominado por *colores* (los colores del agua; ver Llamas, 2005). Se define así la *huella hídrica verde*, que contiene la fracción de huella que procede directamente del agua de lluvia o nieve y que se almacena en el suelo en capas superficiales al alcance de las plantas; la *huella azul* se refiere al agua que procede o se capta de fuentes naturales o artificiales mediante infraestructuras o instalaciones operadas por el hombre; y, por último, la *huella gris* se refiere al volumen de agua que sería preciso para diluir los vertidos o contaminantes generados para elaborar un producto de forma que la fuente a la que se vierten mantenga la calidad ecológica exigida por la normativa.

De los tres colores de la huella hídrica, las fracciones verde y azul son medidas directas y constituyen volúmenes realmente consumidos, mientras que la huella gris tiene un carácter más teórico o contable, por cuanto sería una medida indirecta de la contaminación traducida a metros cúbicos de agua pura o de calidad.

En el caso de la agricultura, el concepto de huella hídrica (HH) y sus tres componentes ha tenido un engarce algo disfuncional con el tradicional cálculo de la evapotranspiración de los cultivos y los factores de eficiencia del riego. Podría afirmarse que, si bien tanto los investigadores del campo de la HH como los especialistas de las relaciones agua-suelo-planta estudian los mismos fenómenos, los datos y resultados de cada grupo no son enteramente consistentes entre sí, en la medida que no suelen emplear las mismas unidades o marcos conceptuales.

Cabe preguntarse entonces las razones por las que la HH se ha convertido en un indicador tan presente en casi todas las evaluaciones y estudios del agua en los aspectos productivos y de consumo. En este capítulo se explica el porqué del auge del HH, e indaga sobre la utilidad de la HH como indicador para la política del agua y la gestión del regadío.

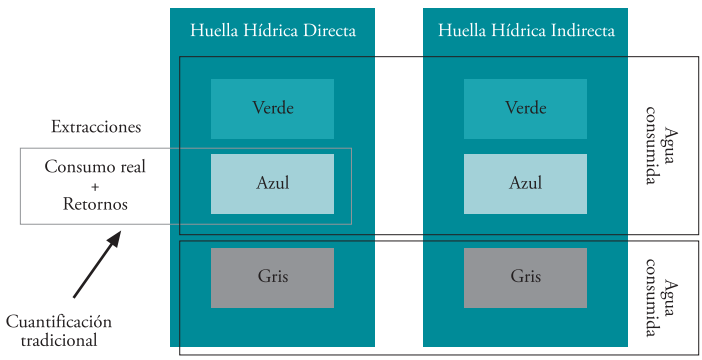
De este modo, el objetivo de este capítulo es poner en valor el indicador de HH para la gestión del agua en la agricultura, aportando datos y comentando métodos y referencias fundamentales, para situarlo en el contexto de la política del agua. Para ello es preciso analizar de manera crítica las ventajas y los inconvenientes del indicador, compararlo con otros indicadores de sostenibilidad y tratar de establecer conclusiones que aseguren su uso adecuado.

2. Definiciones y acotaciones

2.1. Definición de huella hídrica

La huella hídrica es un indicador del nivel de apropiación de recursos hídricos por parte de un producto, de una región, cuenca o país, de un proceso productivo o incluso de un patrón de consumo humano (ver Gráfico 1). En su cálculo se integran la huella hídrica verde, azul y gris; los denominados *colores del agua*. El aspecto más singular de la HH es que resulta de la suma de una parte directa y una parte indirecta, que equivaldría a la suma de las dos columnas del Gráfico 1. La primera incluye los impactos directos asociados a la producción del producto, mientras que la indirecta tiene en cuenta todos los insumos. Por ejemplo, si calculamos la HH de la producción de 1 kg de tomates, hemos de incluir la HH de los fertilizantes, los fitosanitarios, la electricidad o el gasóil empleados como insumos durante la fase de cultivo. Es usual no incluir la HH de la contrucción de infraestructuras o el transporte, lo cual ya define y plantea una importante diferencia con los estudios de Análisis de Ciclo de Vida.

Gráfico 1. Componentes de la Huella Hidrológica de un producto o consumidor



Fuente: Extraído de Hoekstra *et al.* (2011).

Convencionalmente los consumos de agua asociados a un producto se basaban en las asignaciones de agua azul, sin tener en cuenta el resto de componentes de agua ni los retornos. La huella hídrica comprende los usos consuntivos de agua (HH azul y verde) y los impactos sobre la calidad (HH gris).

La HH de un individuo, de una comunidad o de un país se define como el total de agua usada para producir los bienes y servicios consumidos por el individuo, por ese grupo de personas o por el país (Hoekstra y Chapagain, 2008). Se suele expresar en volumen de agua usada por año. Ahora bien, dado que no todos los bienes consumidos en un país son producidos en su territorio, la huella hídrica nacional se compone de dos partes: *huella hidrológica interna*, que se refiere al volumen del agua del país usada para producir los bienes y servicios consumidos por sus habitantes; y el balance neto de la *huella hidrológica externa*, que resulta de la diferencia del volumen de agua usada en otros países para producir los bienes y servicios importados, y el agua usada para producir los productos que son consumidos en el exterior.

2.2. Unidades y referenciación geográfica-temporal

La HH se mide en unidades físicas de volumen (m^3, km^3, L), y se refiere a un ámbito geográfico específico (subcuenca, cuenca, región, país o planeta). Normalmente, está referida a un año, pero también se puede calcular con una referencia mensual o diaria. Precisamente, uno de los aspectos diferenciadores de la HH, y posiblemente uno de los que explican su creciente popularidad, es que trasciende el ámbito geográfico del lugar en el que se produce o consume el bien de consumo, refiriéndose también el ámbito geográfico en el que se producen los insumos empleados en la producción del bien o se realizan actividades en su cadena de valor. Por ejemplo, la producción ganadera española tiene una huella hídrica que supera los 45.000 km^3 en un año (Rodríguez Casado *et al.,* 2009), pero la mitad debe imputarse al extranjero, debido a que buena parte de la alimentación de esta cabaña se realiza con materias primas importadas. Así, la huella hídrica del sector ganadero en España (WF_{Liv}) equivale al uso de los recursos hídricos españoles consumidos por el sector (UA_{Liv}), más las «importaciones» de agua virtual contenida en los productos ganaderos ($VW_{I,Liv}$), menos el agua virtual «exportada» en estos productos ($VW_{E,Liv}$).

$$WF_{Liv}(m^3) = UA_{Liv} + VW_{I,Liv} - VW_{E,Liv} \qquad [1]$$

En cada uno de los sumandos de la ecuación 1, existen dos tipos de consumo diferenciados: uno directo, a través del consumo de agua del animal y del consumo efectuado en los servicios relacionados con el manejo de la explotación; otro de forma indirecta, a través del consumo de alimentos. Por

ejemplo, si España importa una canal de vacuno de Argentina, suele computarse un valor de HH genérico si se desconoce cómo se crió y alimentó el animal, o bien realizar un cálculo que suele complicarse bastante si se desea ir al detalle, considerando igualmente los consumos de agua directos e indirectos necesarios para la producción de dicha canal en origen.

2.3. Diferencias entre huella hídrica y agua virtual

El *agua virtual* (AV) y la HH son dos conceptos que se usan indistintamente, si bien el primero se suele referir al comercio de agua virtual, es decir el agua incorporada a los productos que se importan o se exportan. De esta forma, cuando se calcula la HH de un país, se suele restar el volumen de agua virtual exportado y sumar el importado. Calcular el agua virtual comporta necesariamente calcular la HH, si bien se suele hacer con menos detalle y presenta algunas dificultades que se analizarán en el epígrafe 4 de este capítulo. Velázquez *et al.* (2011), sin embargo, postulan que el AV es un indicador del agua necesaria para producir bienes y servicios, mientras que la HH es el agua necesaria para producir bienes y servicios que son consumidos por un país o un consumidor; el primero toma la perspectiva de la producción y el segundo la del consumo. Esta matización no es frecuente encontrarla en la literatura, siendo común el empleo indistinto de AV y HH para un producto o país, si bien el comercio siempre es mencionado como de AV.

2.4. Extensiones de la huella hídrica

Garrido *et al*. (2010) para el caso de España, y más recientemente Fulton *et al*. (2012) para el caso del Estado de California, han abordado la HH, dotando al concepto de dimensión económica en lo que los primeros autores han denominado la *huella hídrica extendida*. En este caso, la extensión se articula en dos etapas: una primera y más limitada consiste en valorar no solo el volumen de agua empleado en la producción de un bien (m^3/kg), sino el volumen de agua necesario para producir un euro de valor de producto (m^3/€), lo que equivaldría a la inversa de la productividad aparente del agua. La HH extendida suple así la limitación de basarla exclusivamente en unidades físicas de agua por unidad física de producto, lo que hace imposible la comparación entre productos diferentes.

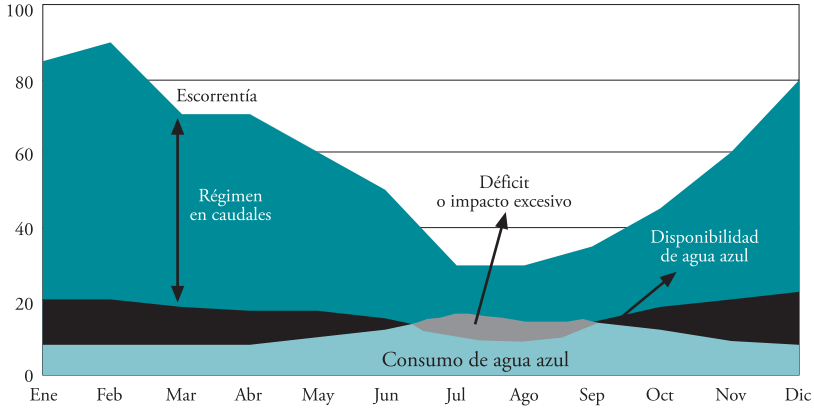
La segunda etapa, que se documentó por primera vez en Garrido *et al.* (2010), consiste en calcular el cociente entre el valor de los productos denominados en euros y el valor del agua empleada denominada también en euros. Se obtiene así una medida articulada en términos económicos de la HH, puesto que no se valoran por igual todas las unidades de agua empleadas en el consumo. En el caso del estudio citado se tuvieron en cuenta las variaciones temporales (1995-2006) y espaciales (diferenciación por cuencas hidrográficas) para el cálculo tanto del valor de los productos como del valor del agua.

2.5. De la huella hídrica a la evaluación del impacto de la huella hídrica

La HH tiene la vocación de ofrecer una perspectiva del impacto sobre los recursos hídricos. Ello comporta necesariamente referenciarla a una cuenca o subcuenca y reducir la escala temporal del año como mínimo al mes. En este caso, la perspectiva de la HH se refiere a toda la actividad productiva que tiene lugar físicamente en el ámbito hidrológico o geográfico del análisis, y tiene el propósito de comparar la HH total con los recursos renovables disponibles, a efectos de comprobar el grado de sostenibilidad de la producción. El Gráfico 2 ilustra el concepto de *impacto de la huella hídrica*.

El gráfico pretende representar de manera sintética cómo la HH en una cuenca se pone en referencia al caudal disponible para usos productivos. Para obtener este caudal, se calcula la diferencia entre los aportes naturales en régimen no perturbado y los caudales ambientales establecidos en el régimen de caudales. Si el caudal detraído en forma de HH es superior al disponible, entonces se produce un déficit o impacto excesivo. Como se verá en la Tabla 1, muchos de los indicadores o variantes de metodologías adoptan un enfoque de cálculo del impacto de la HH sobre cuencas y en condiciones específicas.

Gráfico 2. El agua azul de un año comparada con la disponibilidad de agua azul (en régimen perturbado, no natural) menos los caudales ecológicos. En m³/s



Fuente: Hoekstra *et al.* (2011).

2.6. Diferentes versiones enfoques de la huella hídrica

En los últimos años han surgido diversas variantes del concepto de huella hídrica, hidrológica o huella del agua, pues ni siquiera en los términos hay acuerdo. Además, trascendiendo el concepto de huella, aparece con igual o mayor relevancia la metodología del Análisis de Ciclo de Vida (ACV), en la cual los impactos sobre el agua también son objeto de evaluación. Se pueden identificar al menos diez criterios o enfoques para el cálculo de la huella hídrica. Por desgracia, no todos ellos son compatibles entre sí o comparables. En todo caso, por su masiva, plural y frecuente utilización en estudios agrarios y de comercio y consumo de productos alimentarios, entre todas estas alternativas, cabe destacar el enfoque de la *Water Footprint Network*, el primero en la lista reseñadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Diferentes enfoques para el cálculo de la huella hídrica

	Herramienta	Cadena de valor	Colores del agua	Evaluación de impactos	Potencial de estándar	Comentarios
1	Water Footprint Network	Sí	Sí	Sí	Sí	Es el estándar más ambicioso y más documentado en el ámbito académico. El único que usa huella hídrica gris.
2	ISO 14046	No	No	No	Sí	Focalizado en actores (empresas) específicos, certificaciones *in situ*.
3	WBCSD (Global Water Tool)	Sí	No	Sí	Sí	Focalizado a riesgos empresariales, evaluación de proyectos, comunicación y responsabilidad social corporativa.
4	GEMI Local Water Tool	No	No	Sí	No	Focalizado a empresas de energía (gas y petróleo), desarrollado por WBCSD.
5	Alliance for Water Stewardship	Sí	No	Sí	Sí	Orientado a los impactos locales, externos, y a la conservación de recursos.
6	European Water tewardship Standard	No	No	Sí	Sí	Orientado para su aplicación en la UE al objeto de cubrir las necesidades la Directiva Marco del Agua: evaluación de impactos, asignación del agua, equidad, etc.
7	Water Use Assessment within LCA	No	No	Sí	Sí	Trata de sintetizar todos los usos del agua en una métrica común, pero incidiendo especialmente en contaminantes, toxicidad e impactos específicos.
8	The Water Risk Filter (WWF)	No	No	Sí	Bajo	Se trata de una web para obtener una valoración de riesgos para una planta o instalación de empresa específica. Se apoya en 1 y 4, con los que comparte información.
9	CDP Water Disclosure Project	Sí	No	Sí	No	Es un proyecto que facilita la elaboración de informes sobre el uso, dependencia y riesgos que los recursos hídricos presentan para empresas que voluntariamente aportan sus datos.
10	Ceres Aqua Gauge	No	No	Sí	Bajo	Herramienta con la que empresas pueden valorar los riesgos que entraña el agua para sus operaciones. Está promovida por 3.
11	Ceo Water Mandate	No	No	Sí	Bajo	Herramienta con la que empresas pueden valorar los riesgos e impactos que entraña el agua para sus operaciones. Está promovida por Naciones Unidas.
12	Water Impact Index	Sí	No	Sí	Medio	Herramienta desarrollada por Veolia para obtener indicadores integrados de carbono, agua y económicos.
13	WRI Aqueduct	No	No	Sí	Bajo	Herramienta con la que empresas pueden valorar los riesgos e impactos que entraña el agua para sus operaciones. Está promovida por el World Resources Institute.

1) www.waterfootprint.org; 2) en revisión; 3) http://www.wbcsd.org/work-program/sector-projects/water/global-water-tool.aspx; 4) http://www.gemi.org/localwatertool/; 5) www.allianceforwaterstewardship.org/; 6) http://www.ewp.eu/activities/water-stewardship/water-stewardship-standard/; 7) No hay una única fuente; 8) http://waterriskfilter.panda.org/; 9) https://www.cdproject.net/en-US/Programmes/Pages/cdp-water-disclosure.aspx; 10) http://www.ceres.org/issues/water/aqua-gauge/aqua-gauge; 11) http://ceowatermandate.org/; 12) http://www.veoliawaterna.com/sustainable/water-impact-index/; 13) http://www.wri.org/stories/2010/12/aqueduct-understanding-water-related-risks-and-opportunities.

Fuente: Elaboración propia.

3. Aplicaciones relevantes para la agricultura

En los siguientes epígrafes, se comentan y discuten una selección de estudios de casos y aplicaciones que ilustran algunos aspectos relevantes de la aplicación de la huella hídrica para la agricultura.

3.1. La seguridad hídrica y alimentaria

En el año 2012, Hoekstra y Mekonnen publicaron un artículo que tuvo una gran repercusión por el hecho de ser el primer intento de calcular la HH de la humanidad (Hoekstra y Mekonnen, 2012). Una de las conclusiones más relevantes es que la HH vinculada a la producción agraria, industrial y al servicio de abastecimiento urbano, evaluada en 9.087 km^3/año, se distribuía en 74 % verde, 11 % azul y 15 % gris, siendo la producción agraria la actividad más relevante, representando el 92 % de la HH global. Estos datos, que todavía no han sido contrastados en otros estudios, sugieren la importancia de estudiar con mucho detenimiento la disponibilidad de recursos para la satisfacción de las necesidades actuales y futuras de alimentos. El uso y la gestión del agua en la agricultura requieren una perspectiva integrada, que tenga en cuenta el uso del suelo y, por tanto, considere el tipo de sistema de cultivo (regadío y secano) y prácticas de manejo.

La FAO (2012) estima que son necesarios entre 2.000 y 5.000 litros de agua para producir la comida consumida diariamente por una persona. El cambio en los hábitos alimenticios de la población hacia una dieta con un mayor contenido de proteínas animales tiene gran importancia a la hora de estimar las necesidades futuras de agua, dado que la producción de alimentación de base animal requiere de una cantidad de 8 a 10 veces mayor de agua que la utilizada en la producción de cereales. A modo de ejemplo, según los estudios de huella hídrica, la producción de 1 tonelada de cereales requiere entre 947-1.277 m^3/ton, mientras que en la producción de ganado bovino asciende a 14.966 m^3/ton y en la de cerdo supone 5.592 m^3/ton (Hoekstra *et al.*, 2011).

Finalmente, un estudio realizado por *Water Resources Group*[2] estima, en un escenario de crecimiento económico y poblacional, y sin considerar incremento de rendimientos de cultivo, un incremento del 35 % del uso consuntivo del agua en el horizonte temporal 2010-2030. Esto supondría un uso consuntivo de agua de 6.900 km^3/año en el año 2030, frente a 4.500 km^3/año en el año 2010. Este incremento estimado muestra, por tanto, la existencia en el año 2030 de una brecha del 40 % (2.700 km^3/año) entre la oferta de agua y el uso consuntivo estimado de la misma. Estas cifras podrían variar, teniendo en cuenta los escenarios de crecimiento poblacional (UN, 2011).

[2] Grupo formado por *The International Finance Corporation* (IFC) del Banco Mundial, McKinsey y Company, Barilla Group, Coca-Cola Company, Nestlé SA, SABMiller plc, New Holland Agriculture, Standard Chartered Bank y Syngenta AG.

En línea con la existencia de suficientes recursos físicos, económicos y humanos para alimentar a la futura población (CAWMA, 2007), la brecha global de 2.700 km^3/año no refleja un importante problema en lo que se refiere a escasez física del recurso, si lo comparamos con la cantidad de recursos renovables globales disponibles. Sin embargo, la seguridad hídrica y alimentaria sí ha de enfrentarse al importante reto que presenta la distribución de la población mundial en relación a la disponibilidad del recurso. El 85% de la población mundial reside en la mitad más árida del planeta, siendo más de 1.000 millones de personas las que viven en regiones áridas o semiáridas sin tener acceso, o con un acceso limitado, a recursos hídricos renovables (OECD, 2008). A este respecto, estimaciones de Falkenmark y Lannerstad (2010) predicen que en el año 2050 el 46 % de la población mundial aquella residente en países como China, India, Irán, Pakistán, Jordania o Egipto se encontrará en situación de escasez de agua azul y agua verde (Tabla 2). Si bien España quedaría encuadrada en la celda inferior derecha, por tener abundancia de recurso azul y verde, algunas cuencas, como la del Segura o las Islas Canarias claramente quedarían encuadradas en la celda opuesta, con escasez de ambos tipos de recursos.

Tabla 2. Situaciones de escasez/abundancia de agua de la población mundial con respecto a los recursos disponibles per cápita de agua verde y agua azul (m^3/persona·año), año 2050

Agua azul	Agua verde	
	Escasez (<1.300 m^3/persona·año)	**Abundancia (> 1.300 m^3/ persona·año)**
Escasez (<1.000 m^3/pers·año)	46 % (Irán, Pakistán, Jordán, Egipto, Etiopía, India, China) • Aumento de la superficie sembrada • Importaciones de alimentos • Mejoras en la productividad de la tierra	14 % (Kyrgisztsan, Rep. Checa, Lesoto, Suráfrica) • Mejora de los sistemas de secano • Cosecha de agua
Abundancia (>1.000 m^3/pers·año)	21 % (Japón, Bangladesh, Corea del Norte, Corea del Sur, Nigeria, Togo) • Crecimiento del regadío	19 % (Zimbabue, Ghana, Angola, Botswana, Chad, Kenia, Mali…) • Mejora en los secanos • Crecimiento del regadío

Fuente: Falkenmark y Lannerstad (2010, p. 114).

3.2. Aplicación a España

España es el quinto país con mayor HH del mundo: 2.461 m^3 de agua al año por persona. Por delante quedan solo Níger, Bolivia, EEUU y Portugal (Hoekstra y Mekonnen, 2011). Se estima que de los 2.461 m^3/año y persona de España, 1.802 m^3 son de agua verde, 321 m^3 de agua azul y 338 m^3 de agua gris. No obstante, debido a los supuestos y simplificaciones en los datos de entrada, los cálculos nacionales de la HH deben interpretarse con cautela.

La agricultura española es el principal sector consumidor de agua azul y verde, con casi el 85 % del total de la HH, pero en cambio tiene una importancia relativamente menor para la economía (2,3 % del PIB en 2009) y el empleo (4,3 % de la fuerza laboral en 2009). El abastecimiento urbano representa el 8 % del agua consumida. La industria alcanza el 7 % del total de agua consumida, contribuyendo con un 14% al PIB y empleando al 16 % de la población activa (Garrido *et al.*, 2010).

En el conjunto de la agricultura, los cereales (38 %) y el olivar (20 %) representan la mayor parte de la HH agrícola nacional, seguidos de los cítricos, frutas y cultivos industriales (véase Tabla 3). Las producciones de cereales y aceituna emplean mayoritariamente agua verde, es decir, se obtienen en producciones de secano. Sin embargo, el agua azul, a medida que aumenta la superficie de regadío, cobra cada vez más importancia. Por ejemplo, tanto el olivar como el viñedo duplicaron su superficie de regadío entre los años 2000 y 2010. Esto plantea un tema importante: ¿hasta qué punto es interesante para España dedicar agua azul para el regadío de cereales que tienen un bajo valor económico y pueden importarse? Es probable que la propia dinámica económica produzca ese cambio, pues la situación actual proviene de una política de autosuficiencia alimentaria que hoy en día tiene un sentido relativo al estar dentro de la Unión Europea.

Tabla 3. Porcentaje de la HH nacional (%), HH por unidad (m^3/t), productividad aparente del agua (PAA) (€ /m^3 de agua verde y azul, a precios nominales) y PAA del agua azul (€/m^3) por tipo de cultivo (medias de 1995-1996 y 2007-2009)

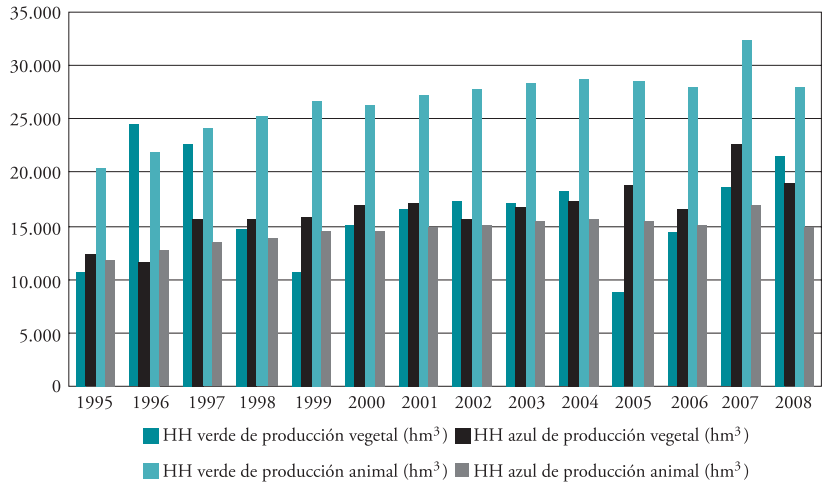
Tipo de cultivo	Media (1995-1997)				Media (2007-2009)			
	% HH nacional	HH por unidad de producción (m^3/t)	PAA (€/m^3)	PAA de agua azul (€/m^3)	% HH nacional	HH por unidad de producción (m^3/t)	PAA (€/m^3)	PAA de agua azul (€/m^3)
Cereales	33,9	555	0,27	0,96	39,7	534	0,33	0,84
Legumbres y tubérculos	2,7	196	0,84	1,75	2,1	283	0,82	1,63
Cultivos industriales	10,3	297	0,30	0,47	4,9	273	0,33	0,59
Forrajes	4,8	46	2,22	4,79	7,2	69	1,44	2,68
Hortalizas	4,8	123	2,92	3,58	5,1	123	3,71	4,30
Cítricos	5,4	301	0,92	1,28	6,6	330	0,70	1,11
Otros frutales	8,2	674	0,60	1,33	7,4	685	0,78	1,59
Viña	7,2	454	1,00	10,23	6,9	357	1,03	3,98
Olivo	22,6	1.801	0,36	7,27	20,1	955	0,45	3,65

Fuente: Chico y Garrido (2012).

El Gráfico 3 muestra la HH del sector agrario español. La huella hídrica de los cultivos entre 1995 y 2009 aumentó un 5 %, hasta los 30.000 hm^3/año; la HH del sector ganadero (incluyendo la huella de los forrajes y piensos) en el mismo período aumentó un 30 %, hasta los 45.000 hm^3/año. La Tabla 3 y el Gráfico 3 muestran otro aspecto de gran interés: la rapidez en los cambios de usos del agua. Ello indica que no se puede tener una visión estática de la política del agua y que las variaciones futuras dependerán en buena parte de la política global.

Los productos que integran la mayor parte de la HH nacional (cereales y aceite de oliva), particularmente los cereales, tienen una menor productividad aparente del agua (PAA, €/m^3), definida como el valor económico de los bienes producidos por unidad de consumo de agua, mientras que los cultivos hortícolas, viñedos y forrajes presentan las mayores PAA. En cuanto a su tendencia, la PAA ha tenido un comportamiento diferente al de la HH. Los árboles frutales, cereales, hortalizas y aceitunas han aumentado su PAA (32% en el caso de los árboles frutales), mientras que la de las legumbres, cítricos y forrajes ha disminuido. Finalmente, el viñedo ha mantenido unos valores de PAA parecidos en los dos períodos considerados.

Gráfico 3. HH interna verde y azul de los cultivos y producción animal (hm³/año)



Fuente: Aldaya *et al.* (2012).

3.3. La política agraria y del agua

Resulta interesante discutir las recomendaciones que formulan Hoekstra *et al.* (2011) para los gobiernos y empresas, y para la agricultura, a la vista de las evaluaciones de la HH.

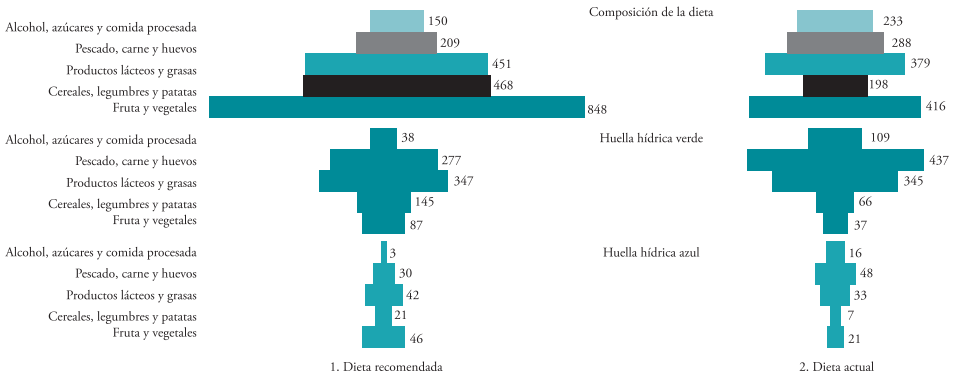
a) Consumo responsable

La HH es un medio para comunicar el impacto ambiental del consumo y el estilo de vida. Así, por ejemplo, WWF-UK calculó la huella hídrica de un ciudadano medio británico, y divulgó esta información en su web y en documentos de divulgación. Tal vez esto es lo más llamativo de la HH, y ha sido potenciado a través de los «calculadores» online de diversos productos disponibles en la web de la *Water Footprint Network* (WFN). Es un hecho de creciente repercusión e imparable impacto mediático, lo que ha provocado que importantes corporaciones en el mundo (Coca-Cola, Nestlè, C&A, Barilla, Levi's, UNILEVER…) sean miembros de la WFN y están realizando evaluaciones de las huellas de sus productos. Creemos que este es uno de los aspectos más poderosos y mediáticos de la HH.

b) El doble dividendo de la sostenibilidad y la salud

Un segundo aspecto, también susceptible de innumerables derivaciones, es el que incide en la HH de estilo de vida o patrón de consumo. El acento se pone en calcular el nivel de apropriación (o necesidades) de agua que exige la producción de todos los bienes y servicios necesarios para mantener el estilo de vida de una persona durante un día o un año. En este caso, se evalúa la HH de diversas dietas, y se comprueba que una alimentación más sana tiene una huella hídrica menor (López-Gunn *et al.*, 2012), como se muestra en el Gráfico 4.

Gráfico 4. Composición (g/persona/día), huella hídrica azul y huella hídrica verde (m^3/persona/año) de la dieta mediterránea recomendada (izquierda) y la dieta media actual (derecha) de un consumidor adulto español



Fuente: López-Gunn *et al.* (en De Stefano y Llamas, 2012).

La HH está ayudando a crear conciencia sobre el impacto que nuestra forma de vida, los productos que consumimos y las formas de producción tienen sobre los recursos hídricos. Además tiene en cuenta que una parte de nuestra huella hídrica puede no producirse en la ciudad donde vivimos, ni siquiera en nuestro propio país. Por eso, desde hace pocos años se habla de la globalización del agua, como una forma de entender mejor las interrelaciones entre los países, sus habitantes y formas de vida, y los recursos hídricos del planeta.

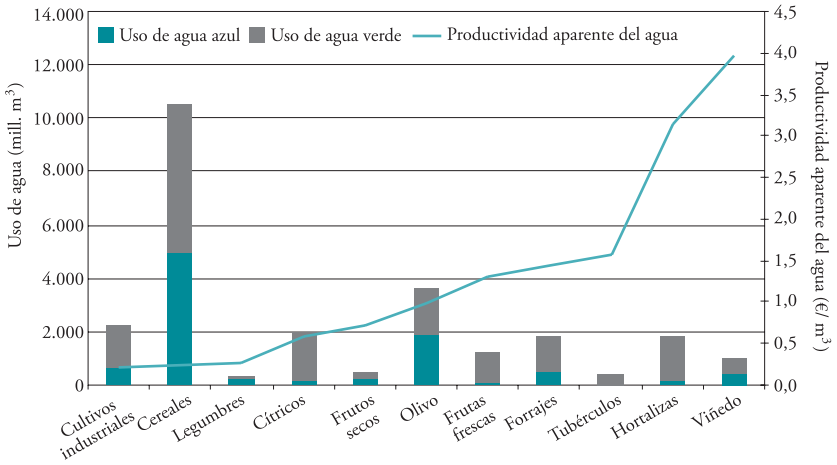
c) La idea de los límites que plantea el objetivo de sostenibilidad en una cuenca hidrográfica

La HH puede concebirse como un «gasto de agua». Al computar los usos directos e indirectos relacionados con el agua verde, azul y gris, es posible establecer conclusiones sobre el nivel de riesgo de sobrepasar los límites de capacidad de carga de un sistema o subsistema hídrico. En este punto, como hemos indicado, subsisten serias dudas con respecto al cálculo de las huellas verde y gris, y su agregación a la huella azul con la idea de sumar así un indicador total de HH y compararlo con los recursos hídricos disponibles y sostenibles. Por ello, entendemos que las huellas verde y gris requieren análisis separados, y no deben en principio sumarse para obtener así indicadores de sostenibilidad en el ámbito de cuenca.

d) La asignación de agua

Las diferencias de huella hídrica apuntan a posibles mejoras de eficiencia. Pero justamente este punto, el que extiende los resultados de la HH al ámbito de la economía del agua, es uno de los más controvertidos. Wilchelns (2010) ha sido uno de los autores más prolíficos en criticar la extensión de los resultados de la HH y del comercio de agua virtual al ámbito de la política. En el libro de Garrido *et al.* (2010) se realiza un estudio profundo y completo de la HH de España, incidiendo muy especialmente en el sector agrario. Estos autores han elaborado un gráfico sintético (Gráfico 5) que, si bien está referido al año 2006, mantiene su vigencia general en la actualidad, como prueban autores de estudios más recientes (Chico y Garrido, 2012). De este gráfico parece concluirse que existen importantes volúmenes empleados en producciones de poco valor, lo que podría sugerir que mediante reasignaciones de agua podría mejorarse la eficiencia económica del agua en la agricultura española. Al tiempo, y como escriben de Stefano y Llamas (2012), existen soluciones para la escasez de agua en España, no demasiado costosas en términos de coste de oportunidad o empleos perdidos.

Gráfico 5. Productividad aparente del agua y huella hídrica azul y verde de la producción de cultivos en la agricultura española (año 2006)



Fuente: Garrido *et al.* (2010).

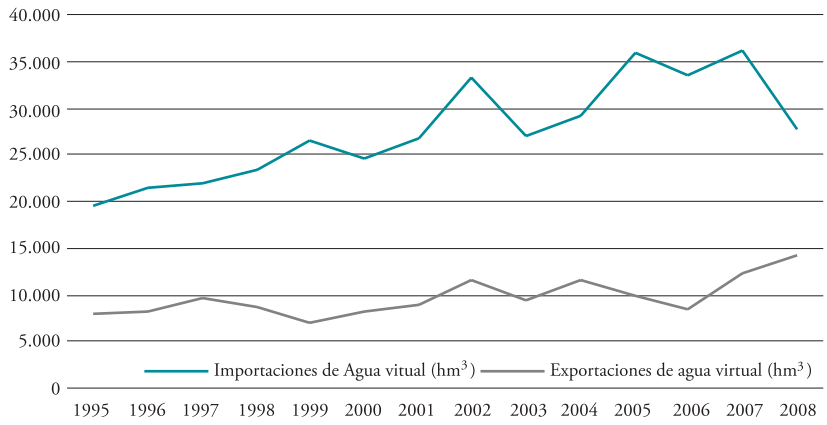
e) El comercio internacional y el comercio de agua virtual

El agua virtual es un concepto acuñado en la década de los noventa por el prof. A. Allan (Allan, 2011), y se refiere al volumen de agua dulce utilizada para producir un producto o servicio. Tradicionalmente, los países formulan planes hidrológicos nacionales mediante la evaluación orientada a cuantificar las demandas de los usuarios del agua y de los ecosistemas acuáticos, y por lo general solo referidas al agua azul. En la planificación se suelen considerar opciones para reducir esa demanda de agua y también para aumentar la oferta. Sin embargo, por lo general no se tiene en cuenta el comercio del agua virtual que incluye tanto el agua azul como el agua verde del propio país y de los países de los que se importan o a los que se exportan productos y servicios. Como luego se explica, esto constituye una limitación con consecuencias prácticas y de política del agua.

España es un importador neto de agua virtual. En un año, nuestro país importa más agua virtual en materias primas agrarias de la que consumen todos sus sectores, incluido el estrictamente agrícola, es decir la producción de las cosechas. Esta importación, principalmente de cereales y oleaginosas (soja y sus derivados), es casi exclusivamente de agua verde (más del 90 %), y está relacionada con la producción de carne y las exportaciones, ya que

muchos de los cereales y semillas oleaginosas importados se utilizan para la fabricación de piensos y concentrados empleados en la alimentación animal. España es un país con un saldo neto exportador de su industria cárnica, de 1.600 millones de euros/año. En cuanto a la evolución en el tiempo, las importaciones y exportaciones de agua virtual aumentaron año a año (Gráfico 6). Las importaciones alcanzaron los 35.000 hm^3/año, llegando a ser casi el doble de las exportaciones (12.000 hm^3/año).

Gráfico 6. Flujos de agua virtual (AV) con relación a los cultivos (hm^3/año)



Fuente: Chico y Garrido (2012).

El comercio de agua virtual, como tal, suscita muchas dudas y no pocas críticas (Niemeyer y Garrido, 2011). Resumimos aquí esta literatura. Wilchelns (2010) señala que, aunque la noción del comercio de agua virtual ha sido efectiva para atraer el interés de analistas y políticos por los recursos hídricos, no tiene un fundamento teórico efectivo y no debería ser un criterio para orientar las políticas. Soriano *et al.* (2013), en coincidencia con este autor, concluye que el comercio de agua virtual está mejor explicado estadísticamente por la escasez de tierra que de agua, lo que sugiere la importancia del agua verde y contribuye a explicar también el fenómeno de acaparamiento de tierras.

Wichelns (2010) sostiene que el comercio de agua virtual carece de fundamento teórico para servir de base en la recomendación de políticas. Seekell *et al.* (2011) sostienen que no sirve para aliviar la escasez de agua

o prevenir conflictos, pues el comercio no tiene en cuenta los impactos ambientales, y advierten del uso indebido de las evaluaciones de agua virtual en el campo de la política económica, del agua o comercial. Kumar y Singh (2005) concluyen que las estrategias basadas en las evaluaciones de comercio de agua virtual no mitigarán la escasez de agua.

f) La sostenibilidad en la industria agro-industrial

En otra línea de investigación en franco crecimiento, muchos autores han evaluado la HH de los productos elaborados. Hay numerosos ejemplos en la literatura: una pizza (Aldaya y Hoekstra, 2010), el sector textil (Chico *et al.*, 2013), las margarinas (Jefferies *et al.*, 2012), o las bebidas refrescantes (Ercin *et al.*, 2011). En todos ellos, se comprueba que el producto básico o materia prima agraria supone más del 90 % de la huella hídrica.

g) La huella hídrica de los productos ganaderos

La HH de los productos cárnicos es muy sensible a la conversión ración-peso de los animales. Las especies monogástricas (pollo, conejo y cerdo) tienen una conversión de 2,5-3 kg de concentrado en kg de peso de animal vivo en el momento de sacrificio. En rumiantes (vacuno, ovino) esta conversión no es directa porque las raciones tienen también fibra con alto contenido de humedad, aunque estas se mezclen con concentrados. En cualquier caso, la conversión del alimento a peso vivo, así como la composición del alimento, explican las diferencias de HH entre especies.

A la HH del propio animal, huevo, leche o canal que se evalúa, hay que sumar el agua de servicio y la HH de las madres reproductoras. Willaarts *et al.* (2013) lo han hecho para la carne de pollo y de cerdo y para los huevos. Hay indudablemente muchos matices que hacer en estas valoraciones, pero podemos establecer algunos niveles de HH de productos ganaderos que se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Huella hídrica de algunos productos ganaderos

Producto	HH	Nota
Carne de porcino	4.124 litros/kg	Tiene en cuenta la alimentación de la madre y dietas diferentes en las etapas de engorde
Carne de pollo	4.267 litros/kg	Tiene en cuenta la alimentación de la madre
Huevos	0,5 litros/unidad	Tiene en cuenta la madre y la vida de la ponedora

Fuente: Willaarst *et al.* (2013).

4. Los pros y contras de la Huella Hídrica como indicador de sostenibilidad

La implementación de los cálculos de la HH o el denominado *Water Footprinting* parece un indicador abocado a inundar numerosos aspectos relacionados con la sostenibilidad. Sin embargo, existen varios enfoques no coincidentes bajo la misma denominación y no hay un fundamento teórico claro que marque las orientaciones metodológicas de manera inequívoca. El mundo corporativo se ha interesado por este indicador, lo mismo que las grandes industrias de consumo, pero siguiendo enfoques diferenciados y no siempre en concordancia con el enfoque más hegemónico de la *Water Footptrint Network*. Algunas consultoras ofrecen servicios para calcular la HH de productos y servicios, y los gobiernos (MARM, 2011)[3] y los organismos internacionales han promovido estudios de la HH.

En nuestra opinión, podemos señalar los siguientes aspectos positivos:

1. *Concienciación del consumidor e interés del mundo industrial*. Los estudios de cálculo de eficiencia del agua y su traducción a indicadores sencillos constituyen una línea de trabajo que irá produciendo un corpus de conocimiento más sólido y preciso con el que evaluar procesos, bienes de consumo y servicios. Se espera que el consumidor reaccione a estos indicadores y las empresas tratarán de acreditar sus mejoras. De esta forma los incentivos están desplegados y el tiempo dirá en qué medida dan resultados.
2. *Posibilidad de comunicar las mejoras de eficiencia de manera sencilla y comprensible*. Para un ciudadano de a pie el dato de que la HH de su alimentación es de 1.600 o 2.000 m^3/año no le sirve de mucho porque carece de referencia. Puede parecer mucho o poco de acuerdo con los recursos hídricos que hay disponibles o con referencia a otras personas de otros países. Por tanto, muy pocas empresas han optado por etiquetar la HH de sus productos[4], prefiriendo en cambio comunicar las mejoras en medidas relativas o porcentuales, o anunciar los programas de mejora de sostenibilidad de su producción. Un enfoque que se está empleando en los medios es medir la HH en números de piscinas olímpicas.

[3] El cálculo de la huella hídrica está recogido en la Instrucción de Planificación (ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre).
[4] La marca de pantalones Levi's o la empresa cosmética de Brasil Natura han publicado la HH de algunos de sus productos.

3. *Conexión e interés por las relaciones agua, sostenibilidad y comercio*. Evidentemente, para que el comercio sea sostenible, es preciso que se remuneren los factores a su coste de oportunidad. De ello se deduciría que si el comercio de agua virtual está llamado a ser el vehículo con el que se corrijan las desigualdades de acceso al agua y tierra en el mundo, es preciso que los productos objeto de intercambio internalicen en su precio las externalidades de su producción así como el coste de oportunidad de los recursos empleados. Ello llevaría a obligar a los países a cargar un precio por el agua que recupere los costes, y podría dar lugar a barreras no arancelarias. Aunque estemos lejos de que este asunto sea considerado seriamente, el debate es absolutamente relevante y presenta aspectos de dimensión política internacional, con impacto en el marco de comercio internacional y las regulaciones que se establezcan para favorecer el comercio justo y sostenible. En este sentido la Organización Mundial del Comercio ha iniciado estudios para analizar las implicaciones que tendría introducir estándares de HH en los productos o incluso tener en cuenta la política de tarificación del agua en los exportadores al objeto de poder considerar como subvención no sometida a caja verde las tarifas no recuperadores de costes.

4. *Se calcula el uso de agua directo e indirecto necesarios para producir bienes y servicios, incluyendo las tres componentes de la huella hídrica (verde, azul y gris)*. Por tanto, se hace un intento de integrar toda la cadena productiva, lo cual es también el objeto de las Tablas *Input-Output*, pero en este caso los estudios analizan las relaciones entre sectores –en la medida que la Contabilidad Nacional los desagrega–, y no simplemente los procesos de producción, como hace la HH al poner el foco en la cadena de producción. Tal vez esta sea la mejor contribución de la HH, pero en parte este es también el enfoque de los Análisis de Ciclo de Vida. En el caso de la HH verde, se ha integrado en el análisis el agua de lluvia y se ha estrechado la separación analítica y conceptual de los estudios de agua y tierra, como recursos naturales que ahora se visualizan de manera vinculada.

Podemos identificar algunos aspectos negativos:

1. *La inclusión del agua verde en las «cuentas del agua» representa un avance significativo para lograr una gestión más integral y sostenible de los recursos hídricos*. Sin embargo, todavía se desconoce la cantidad de agua verde que puede ser reasignada para uso humano sin causar per-

juicios medioambientales. Esta circunstancia impide que se puedan establecer umbrales de sostenibilidad en la utilización de este recurso.

2. *El bajo coste de oportunidad del agua verde promueve su mal uso y la práctica ausencia de su gestión*. En ese sentido resulta imprescindible poner en valor la importancia de este recurso, haciendo explícito los múltiples servicios que genera. Un indicador unidimensional puede no ser suficiente para formular conclusiones sobre la asignación del agua, pues además del agua y con mayor importancia aún, existen otros factores como el capital, la tierra, el trabajo y la tecnología que afectan a la productividad de la tierra de secano.

3. *El grado de agregación con el que se difunden los resultados de HH acarrea el riesgo de cometer errores importantes*. Por un lado, se pretende crear unos estándares para productos y procesos (como uno de los objetivos de la *Water Footprint Network*), de forma que sea sencillo realizar cálculos de la HH en cualquier circunstancia, pero por otro, los estudios que se van realizando, cada vez con mayor detalle, muestran las diferencias de cálculo y contexto. Por tanto, esa estandarización no es por el momento posible, ni mucho menos confiable.

4. *El número de indicadores y enfoques que se han desarrollado recientemente es excesivo*. Confunde a los responsables en sostenibilidad de las organizaciones. Impide la contrastación de evaluaciones realizadas en diferentes contextos realizadas por diversos autores, si bien hay que indicar que en el caso de la agricultura las metodologías son más consistentes y los datos más fácilmente comparables entre sí.

5. Por último, pero tal vez más importante, *el indicador de HH*, a no ser que integre valoraciones económicas de los productos y del coste de oportunidad del agua (como hicieron Garrido *et al.*, 2010), *no se presta a la formulación de políticas agrarias, industriales o del agua*. Esta deficiencia ha ido matizándose en la medida que los indicadores han ido integrando componentes de impactos locales o regionales. En parte, esto ha venido motivado porque algunos indicadores han sido promovidos por empresas (VEOLIA) u organizaciones empresariales (WBCSD) o ecologistas (WWF) para ayudar a las empresas a identificar los riesgos que entraña el factor agua en sus instalaciones y operaciones. De este modo, se han desarrollado aplicaciones basadas en cartografías que ayudan a situar las evaluaciones de HH en contextos y realidades concretas.

5. Aplicaciones y utilidad para la gestión del agua en la agricultura

Las posibles aplicaciones o utilidades de la HH para la gestión del agua se pueden agrupar en tres áreas de interés: (a) la concienciación ambiental y la comunicación social; (b) la sostenibilidad en la producción y la responsabilidad social corporativa (RSC); (c) las políticas del agua y agraria, en ámbitos locales, nacionales o internacionales.

En el ámbito de la *planificación hidrológica*, la HH es un indicador con utilidad dudosa[5]. Lo es porque las variables que se manejan en la planificación no tienen una conexión directa con las que suministra la HH. Y al contrario, las que precisa la planificación, como usos directos, contaminación, impactos y manejo de los sistemas hidráulicos, son tangencial o indirectamente evaluadas en la HH. Sin embargo, es un hecho cierto que existen avances en la HH que van acercando sus evaluaciones al terreno de la planificación en todos los ámbitos de interés, desde los más locales a los internacionales o globales.

Uno de los avances más sustantivos se ha producido al tratar de georeferenciar el lugar en que se produce el impacto. Casi todas las aplicaciones mencionadas en la Tabla 1 tienen la funcionalidad de calcular la HH del proceso o producto y ponerla en relación con el estado de los recursos hídricos de la cuenca o zona en que se va establecer la producción. Es por ello que el manual de HH de Hoekstra *et al.* (2011) ha incluido la palabra *assessment* (evaluación) en su título, indicando así que es importante relacionar la HH con el lugar en que se produce.

La *gestión del agua en la agricultura* es un ámbito concreto pero crucial de la gestión del agua (Aldaya *et al.*, 2012). Como sector es el principal usuario, y por el lado del consumo, como es lógico, lo es también. Como usuario, la HH de la agricultura tiene innumerables aplicaciones, muchas de las cuales superan y trascienden las también interesantes evaluaciones de evapotranspiración (ET) de los cultivos. En primer lugar, al separar las fracciones de HH en los colores del agua se puede analizar mejor el valor del agua de riego, así como imputar impactos mediante la huella gris, lo que permite obtener una visión más completa de la medida del impacto de los cultivos y sus técnicas de producción, y los efectos y potencial del comercio de agua virtual. En segundo lugar, permite a la industria transformadora, interesada en calcular la HH de

[5] Conclusión que se sustenta en seminarios realizados con responsables de planificación de España en el Seminario de la Fundación Botín. 7º Seminario Nacional: «Planificación Hidrológica y el uso de la Huella hídrica en España» (http://www.fundacionbotin.org/7-seminario-nacional-planificacion-hidrologica-y-el-uso-de-la-huella-hidrica_observatorio-agua.htm).

sus productos, integrar la HH de sus materias primas, sumándolas a las que tiene en sus propios procesos de transformación. Además, ambas HH se pueden certificar, asegurando así la continuidad del cálculo en toda la cadena, que es la principal fortaleza del indicador. Por último, es un indicador que permite evaluar el impacto de las políticas del agua en la agricultura, en la medida que proporciona evaluaciones del ahorro del agua, en sus tres componentes.

En el ámbito agrario, otra gran área de aplicación es la *HH de los productos ganaderos*. Con no poco revuelo entre los representantes del sector, las cifras de HH de productos básicos de alimentación de origen animal, como la carne, los huevos y la leche, son verdaderamente llamativas. Sin embargo, y al margen de que en ocasiones se oculta que las HH elevadas de estos productos es debida a la transformación y eficiencia nutricional de los piensos y forrajes, es interesante resaltar dos aspectos. El primero es que la ganadería en todos los países y especies tiene una HH predominantemente verde. En segundo lugar, lo que interesa no es la HH absoluta, sino las mejoras que se producen, su composición y el lugar donde se imputa. El mensaje se complica y ha de matizarse para no dar lugar a sesgos negativos de escasa justificación. Por ello, y esta es otra gran ventaja para la política de la HH, es importante que la industria y la distribución trabajen con sus proveedores para reducir la HH íntegra de sus productos en el lugar concreto en que se produce.

Tal vez, el ámbito de mayor repercusión es el que descansa en las comparaciones de HH de los mismos productos obtenidos con técnicas diversas y en lugares diferentes. Sin embargo, para este fin se precisa el cálculo del impacto *in situ*, dimensión que, como se ha explicado en este capítulo, ha recibido mucha atención recientemente por parte de los desarrolladores de HH.

Referencias bibliográficas

Aldaya, M.M. y Hoekstra, A.Y. (2010). «The water needed for Italians to eat pasta and pizza». *Agricultural Systems*, 103: 351-360.

Aldaya, M.M., Cabrera, E., Custodio, E., De Stefano, L., Garrido, A., López-Gunn, E., Llamas, M.R., Villarroya, F. y Willaarts, B.A. (2012). *El agua en España: bases para un pacto de futuro*. Fundación Botín, Santander.

Allan, T. (2011). *Virtual water.* I.B. Tauris & Co., London.

CAWMA, Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture. (2007). *Water for food, water for life: A comprehensive assessment of water management in agriculture*. Earthscan e International Water Management Institute, London/Colombo.

Chico, D., Aldaya, M.M. y Garrido, A. (2013). «A water footprint assessment of a pair of jeans: the influence of agricultural policies on the sustainability of consumer products». *Journal of Cleaner Technologies,* en prensa; doi: 10.1016/j.jclepro.2013.06.001.

Chico, D. y Garrido, A. (2012). «Overview of the extended Water Footprint in Spain: the importance of agricultural water consumption in the Spanish economy». En de Stefano, L. y Llamas, M.R. (Eds.): *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, Boca Raton (EEUU): 75-85.

Ercin, A.E., Aldaya, M.M. y Hoekstra, A.Y. (2011). «Corporate water footprint accounting and impact assessment: The case of the water footprint of a sugar-containing carbonated beverage». *Water Resources Management*, 25(2): 721-741.

Falkenmark, M. y Lannerstad, M. (2010). «Food security in water-short countries – Coping with carrying capacity overshoot». En Martínez Cortina, L., Garrido, A. y López-Gunn, E. (Eds.): *Rethinking water and food security: Fourth Botin Foundation Water Workshop*. CRC Press, Boca Raton (EEUU): 3-22.

FAO, Organización para la Agricultura y la Alimentación de Naciones Unidas. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Serie de Riego y Drenaje N° 56. FAO, Roma.

FAO, Organización para la Agricultura y la Alimentación de Naciones Unidas. (2012). *100 days to Rio +20, 100 facts. Making the link between people, food and the environment. FAO at RIO+20*. FAO, Roma.

Fulton, J., Cooley, H. y Gleick, P.H. (2012). *California's water footprint*. Pacific Institute, Oakland (EEUU).

Garrido, A., Llamas, M.R., Varela-Ortega, C., Novo, P., Rodríguez-Casado, R. y Aldaya, M.M. (2010). *Water footprint and virtual water trade in Spain*. Springer, New York.

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. y Mekonnen, M.M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard.* Earthscan, London.

Hoekstra, A.Y. y Chapagain, A.K. (2008). *Globalization of water: Sharing the planet's freshwater resources*. Blackwell Publishing, Oxford.

Hoekstra, A.Y. y Mekonnen, M.M. (2012). «The water footprint of humanity». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9): 3232-3237.

Kumar, M.D. y Singh, O.P. (2005). «Virtual water in global food and water policy making: is there a need for rethinking?» *Water Resources Management*, 19: 759-89.

Jefferies, D., Muñoz, I., Hodges, J., King, V.J., Aldaya, M., Ercin, A.E., Milà i Canals, L. y Hoekstra, A.Y. (2012). «Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption: Key learning points from pilot studies on tea and margarine». *Journal of Cleaner Production*, 33: 155-166.

Llamas, M.R. (2005). *Los colores del agua, el agua virtual y los conflictos hídricos. Discurso Inaugural Curso 2005-06*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid.

López-Gunn, E., Willaarts, B., Dumont, A., Niemeyer, I. y Martínez-Santos, P. (2012). «The concepts of water and food security». En de Stefano. L. y Llamas, M.R. (Eds.): *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* CRC Press, Boca Raton (EEUU): 23-33.

MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2011). *Huella hídrica en España. Sostenibilidad y territorio*. MARM, Madrid.

Niemeyer, I. y Garrido, A. (2011). «International farm trade: does it favour sustainable water use globally?» En Hoekstra, A.Y., Aldaya, M.M. y Avril, B. (Eds.): *Proceedings of the ESF Strategic Workshop on accounting for water scarcity and pollution in the rules of international trade.* Value of Water Research Report Series No. 54. UNESCO-IHE, Delft (The Netherlands): 63-84.

OECD, Organization for Economic Co-operation and Development. (2008). *Enviromental outolook to 2030*. OECD, Paris.

Rodríguez Casado, R., Garrido, A., Llamas, M.R. y Varela Ortega, C. (2009). «La huella hidrológica de la agricultura española». *Ingeniería del Agua*, 16(1): 27-40.

Seekell, D., D'Odorico, A.P. y Pace, M.L. (2011). «Virtual water transfers unlikely to redress inequality in global water use». *Environmental Research Letters*, 6(2): 1-6.

Soriano, B., Garrido, A. y Novo, P. (2013). *La tierra y el agua en el punto de mira de la inversión en los países en desarrollo. Análisis de las relaciones entre el comercio de agua virtual y la Ayuda Oficial al Desarrollo en la Cooperación Internacional*. Fundación del Canal de Isabel II, Madrid.

Stedutto, P., Hsiao, T.C., Fereres, E. y Raes, D. (2012). *Crop yield response to water*. Serie de Riego y Drenaje Nº 66. FAO, Roma.

UN, United Nations. (2011). *World population prospects. The 2010 revision, Volumen I: Comprehensive tables*. ST/ESA/SER/313. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. United Nations, New York.

Velázquez, E., Madrid, C. y Beltrán, M.J. (2011). «Rethinking the concepts of virtual water and water footprint in relation to the production–consumption binomial and the water-energy nexus». *Water Resources Management*, 25(2): 743-761.

Wichelns, D. (2010). «Virtual Water: A helpful perspective, but not a sufficient policy criterion». *Water Resources Management*, 24(10): 2203-2219.

Willaarts, B., Garrido, A. y Flachsbarth, I. (2013). *Ecosystem services trade-offs linked to globalization and increasing meat consumption*. Manuscrito.

Reflexiones finales

Una visión particular de este libro

David Uclés Aguilera
Servicio de Estudios Agroalimentarios de Cajamar Caja Rural

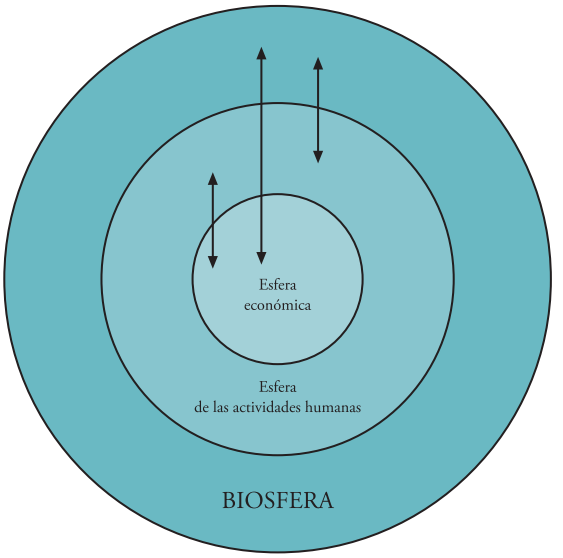
«La biología es la ciencia más cercana a la economía».
Alfred Marshal (tomado de Margalef, 1992)

1. El paradigma en transformación

El paradigma reinante hasta no hace demasiado tiempo juzgaba a la naturaleza como un elemento pasivo del proceso económico; tan solo se concebía como un ente prácticamente inerte del que obtener recursos y en el que depositar los residuos resultado de los procesos de producción, distribución y consumo. Sin embargo, el paulatino deterioro de los ecosistemas y los cada vez más perceptibles efectos del cambio climático, han provocado que la economía comience a mirar a la naturaleza como algo más que una variable estática. El foco sobre el mercado, que ha caracterizado el pensamiento económico con más o menos intensidad desde Adam Smith, está trasladándose levemente hacia otros aspectos (Naredo, 1996). Si bien es cierto que este foco mantiene diferentes grados de acercamiento, que van desde la economía ambiental, en la que los intentos se concentran en incorporar la naturaleza al mercado, calculando valores y asignando precios a los servicios ambientales, hasta la bioeconomía, en la que se plantea una incorporación de los procesos sociales y económicos a los ecosistemas (Passet, 1996).

En cualquier caso, lo que está quedando claramente de manifiesto desde cualquiera de las aproximaciones que estamos llevando a cabo, es que la naturaleza es mucho más compleja de lo que los economistas solíamos reconocer, y que sus procesos se nos tienden a perder detrás de las series históricas y los modelos econométricos con los que nos sentimos reconfortados –y en los que nuestra ciencia busca asimilarse a la física de los desarrollos matemáticos: elegante, aséptica y objetiva–. Tendemos a olvidar que cualquier modelo es, por definición, una simplificación de la realidad y que, en ocasiones, esa simplificación no incorpora procesos importantes en el largo plazo, porque simplemente nos resultan desconocidos, o porque sus efectos no se dejan ver sino en períodos de tiempo geológico.

Gráfico 1. Relaciones entre las esferas de las relaciones humanas y la economía con la biosfera



Fuente: Passet (1996, p. 45).

Como acabamos de comentar, afortunadamente hoy la idea dominante comienza a ser la del proceso sistémico, en el que cabe establecer relaciones entre los ámbitos económico, social y medioambiental a diversos niveles, y en el que existen procesos de retroalimentación o umbrales de tolerancia que, una vez traspasados, modifican las condiciones de un nuevo equilibrio, o marcan el inicio de procesos de imposible control. En este sentido, el desarrollo de la Dinámica de Sistemas y una creciente comprensión de los procesos naturales, están impactando en la economía, en cuya literatura ya es posible encontrar conceptos como umbral, capacidad de carga, inercia o resiliencia, los primeros provenientes de la ciencia ecológica y el último de la psicología. No obstante, la visión preponderante aún mantiene una perspectiva prometeica del papel del ser humano en la naturaleza y cae en la trampa dialéctica de considerar a la tecnología como la solución de cualquier problema que pudiera surgir en el futuro. Es obvio que el papel de la tecnología ha sido primordial para, por ejemplo, haber evitado de momento una crisis malthusiana, pero también es cierto que los problemas a los que nos enfrentamos como especie para

nuestra supervivencia se complican a la vez que se van haciendo globales, y que las inercias y los cambios en los ecosistemas pueden tener consecuencias impredecibles o, lo que es peor, fuera del alcance, tanto en la forma como en el tiempo, de nuestros conocimientos.

Es posible que las anteriores líneas tengan un tono melancólico, demasiado parecido a la resignación, pero nada más lejos. El primer paso para resolver un problema es ser consciente del mismo. Y, tanto desde el punto de vista de la política como desde el de la ciencia económica, se es cada vez más consciente de nuestra continua aproximación a la capacidad de carga del ecosistema Tierra (*Gaia*), y nos estamos armando con un creciente arsenal de ideas y herramientas que deben contribuir a la resolución de este aparente nudo gordiano de la elección entre crecimiento y desarrollo y supervivencia a largo plazo.

Y la primera idea con la que contamos es precisamente una que, como demostración de la esquizofrenia que nos produce situarnos ante la existencia de un límite material, es un oxímoron: el desarrollo sostenible. Entendido como lo hacen la mayor parte de los autores, este concepto pone el énfasis en la solidaridad intergeneracional, enfrentándose abiertamente con un segundo concepto que responde a la idea tan humana de la preferencia por la liquidez. Nótese que mientras el primero nos anima a tener en cuenta las necesidades de las generaciones futuras, el segundo tiende a minusvalorarlas a la hora de maximizar el bienestar de la presente.

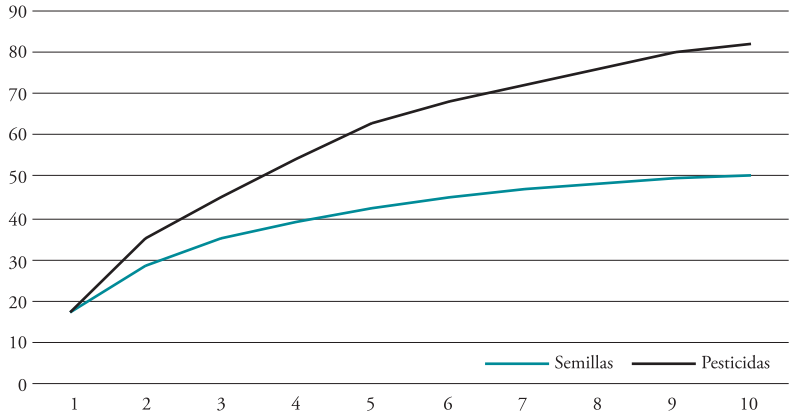
El papel protagonista de la agricultura en la posible ecuación de un nuevo equilibrio es evidente. No solo se trata del sector que provee el alimento a la población, sino que con el tiempo se le han ido «asignando» nuevas responsabilidades, como el mantenimiento de los ecosistemas agrarios y de los servicios públicos que estos procuran, y que es uno de los sectores que mayor impacto tiene sobre el medio ambiente. No en vano, «influye decisivamente en los ciclos globales de materia y energía y en las propiedades biológicas de los ecosistemas» (Oñate y Blanch, 2013, p. 155). La agricultura, por tanto, estará a buen seguro a ambos lados de la igualdad, siendo a la vez parte del problema y parte de la solución. Como señalan desde un principio Reig y Gómez-Limón (2013, p. 42) en estas mismas páginas, el sector agrario se enfrenta a un triple desafío: «debe responder al rápido crecimiento de la demanda de alimentos, debe hacerlo de tal forma que asegure una continua reducción de la parte de la población mundial que padece subnutrición, y además debe crecer sin dañar la base de recursos naturales sobre la que se sustenta su capacidad de producción futura».

Los planteamientos agrarios también han ido modificándose con el tiempo. Desde una perspectiva muy productivista, hija de la revolución verde, hemos pasado a un momento actual en el que la preocupación por la contaminación, la salubridad de los alimentos y la propia sostenibilidad en el tiempo de los cultivos nos está acercando a manejos integrados, mucho más biomiméticos que los anteriores. En el ámbito de las ideas (en la economía agraria) los mensajes también han cambiado, como ponen claramente de manifiesto los trabajos que se agrupan en este libro.

La agricultura se está convirtiendo también en uno de los campos en los que las innovaciones biotecnológicas están llamadas a tener un mayor impacto. La secuenciación de los genomas de la mayoría de las especies ganaderas y de los cultivos aprovechados por la humanidad está en proceso o finalizada. Simplemente el acortamiento y abaratamiento de los procesos de mejora que eso supone es ya una pequeña revolución, puesto que posibilita un acelerado ajuste entre los cambios futuros en los gustos de la demanda y la oferta y reduce los costes hasta el punto de que podría hacer viable la aparición de nuevos agentes dispuestos a explotar ese conocimiento. Sin embargo, la entrada del agro en territorios de frontera tiene también efectos secundarios, como son el conflicto generado alrededor de los organismos genéticamente modificados y las consecuencias ambientales, sociales y jurídicas que conlleva el uso de los mismos. Un conflicto que se adereza con un agudo proceso de concentración empresarial en el sector de las semillas y los agroquímicos (Gráfico 2) y la guerra abierta y global de los grupos ecologistas, preocupados por los potenciales efectos perniciosos de estas producciones sobre la salud humana y los ecosistemas agrarios de amplias zonas del planeta. Esta situación incidirá negativamente, con toda seguridad, en el debate y en la adopción de medidas en el campo.

La historia es un proceso en continua construcción. Las decisiones de esta generación configurarán en gran medida las posibilidades de bienestar y desarrollo de la próxima. Nuestro poder de influencia sobre el entorno natural nunca había sido tan grande (y es muy posible que siga creciendo en las próximas décadas), por lo que desde el punto de vista de la ética, deberíamos encauzar nuestra senda hacia la sostenibilidad, que es lo mismo que decir, hacia la supervivencia como especie.

Gráfico 2. Cuota de valor acumulado por las 10 primeras empresas del mercado de semillas y pesticidas en el mundo (2010). En porcentaje

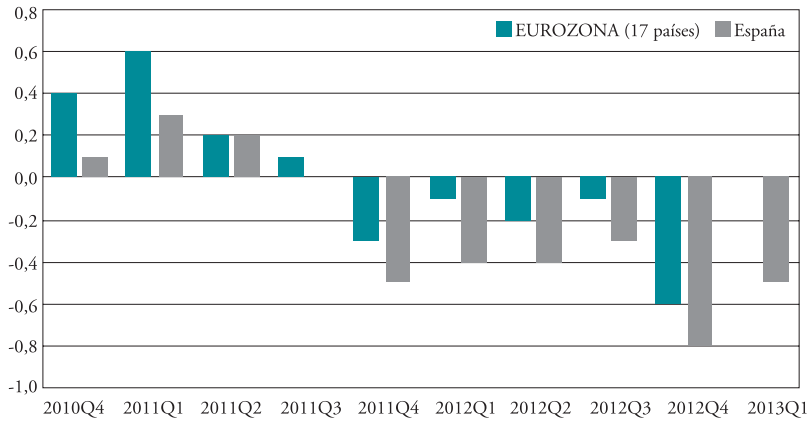


Fuente: 3D (2010).

2. Un mal lugar y un mal momento

Las crisis económicas, un mal endémico de la humanidad y una característica definitoria del capitalismo, nos obligan a desviar nuestra atención desde lo importante hacia lo urgente. En un país con una tasa de paro que sobrepasa el 27 % (marzo de 2013), con un endeudamiento explosivo y con una población atenazada por el miedo (y que no consume), el «largo plazo» no va más allá del mes, o de lo que da de sí la nómina. Y España no es el único país en estas condiciones; Europa y, más concretamente, la Eurozona se ha convertido en el riesgo sistémico más importante para la economía mundial (Gráfico 3). La gestión de esta crisis ha pasado por diversas fases. Inicialmente, se ofreció una imagen de unidad materializada en el aumento de la liquidez a nivel mundial y políticas fiscales expansivas. Sin embargo, pocos podían augurar en 2008 que la crisis fuera a tener consecuencias tan continuadas a lo largo del tiempo y tan profundas en lo que a destrucción de tejido productivo se refiere. Y la duración trajo consigo el distanciamiento en las posiciones iniciales. Al tiempo que nuestra economía seguía perdida en sus tribulaciones, el mundo se dividía entre los pragmáticos que mantenían en marcha toda la maquinaria pesada, monetaria y fiscal, con el fin de recuperar la actividad (caso de EEUU) y aquellos alineados con la austeridad purgadora de vicios y pecados pasados (Europa).

Gráfico 3. Variación intertrimestral del PIB de la Eurozona (UE-17) y España



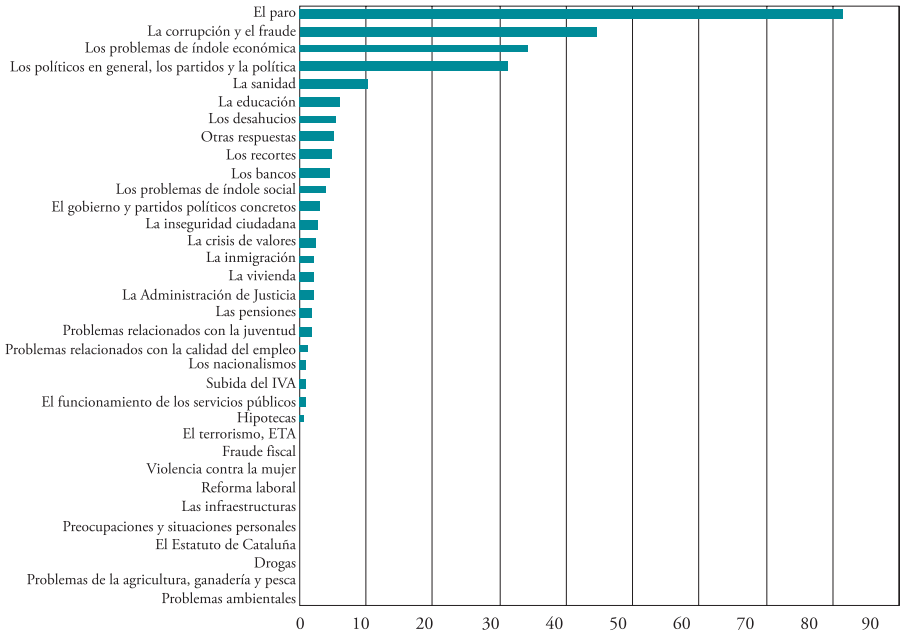
Fuente: Eurostat (2013).

Una crisis de tan hondo calado ha dejado en España un enorme lastre en términos de paro (más de 6 millones, según la EPA del primer trimestre de 2013) y ha trastocado las preocupaciones de la sociedad, de forma que es nuevamente el paro, y con mucha diferencia, la mayor preocupación de los españoles (Gráfico 4).

El proceso de rápida desagrarización del que hablan en su contribución a este libro Arnalte *et al.* (2013), se relaciona con una pérdida de protagonismo constante del sector primario en España desde los años 60. Los procesos de urbanización e industrialización del país absorbieron importantes contingentes de población que abandonaron las zonas rurales para encontrar un futuro mejor en las ciudades, donde daban cuerpo a la nueva y pujante clase media española. Esto produjo una pérdida aguda de peso de la agricultura en el PIB y el empleo nacionales. La pérdida de peso económico ante el dinamismo de otros sectores produjo un cierto retroceso también en la valoración social de esta actividad por parte de la sociedad, reflejándose finalmente en una reducción del peso político de la misma.

Frente a esta realidad, nos encontramos con un reverdecimiento del sector agroalimentario español en su papel socioeconómico. Por un lado, la demanda de alimentos se muestra más inelástica que la del resto de bienes respecto a las pérdidas de renta (Cabrera *et al.*, 2013). Por otro lado, en términos de empleo, ha sufrido una menor caída desde el desencadenamiento de la crisis (Tabla 1) que el conjunto de la economía, que la construcción y que la industria (aunque el deterioro que se ha producido durante 2012 ha sido muy elevado).

Gráfico 4. Mayores preocupaciones de los españoles en marzo de 2013. En porcentaje



Fuente: CIS (2013).

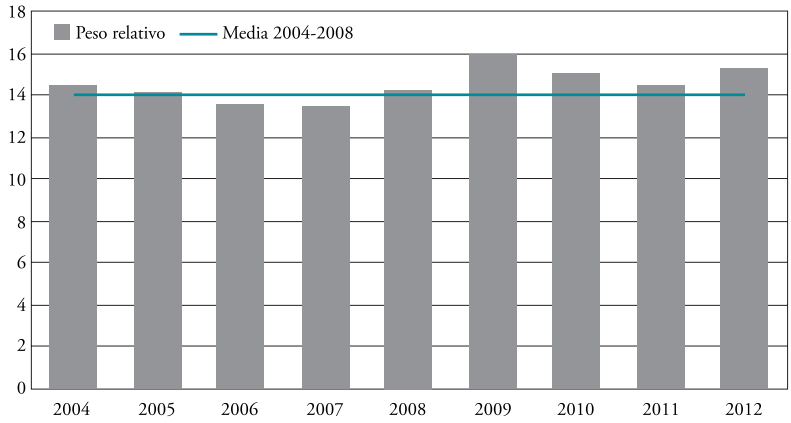
Tabla 1. Variación del empleo en la economía española entre 2008 y 2013

	Total	Agricultura	Industria	Construcción	Servicios
1T 2008	20.402,3	863,7	3.313,4	2.670,3	13.554,8
1T 2013	16.634,7	723,2	2.316,7	1.049,7	12.545,1
% variación	-18,5	-16,3	-30,1	-60,7	-7,4

Fuente: EPA, INE (2013).

La diversidad de las producciones nacionales, la diseminación en el territorio de la oferta primaria y de las industrias asociadas (Jordana, 2009), así como una creciente vinculación con la exportación, han hecho de este sector uno de los reductos de competitividad española. La necesidad extrema de la economía nacional de vender fuera de sus propias fronteras, ante la abulia del consumo de las familias, ha vuelto a poner de relieve el potencial agroalimentario español. La realidad, por tanto, se ha mostrado bastante tozuda, y ha terminado situando al sector en la primera línea de fuego de la «resistencia» a la crisis, a pesar de la pérdida de peso en el PIB de que nos habla en estas mismas páginas Atance (2013).

Gráfico 5. Peso relativo de las exportaciones de alimentos de España. En porcentaje



Fuente: DATACOMEX (2013).

En cierta medida, España está redescubriendo que durante las décadas pasadas, en medio de la ya mencionada desagrarización, del proceso de adhesión a las Comunidades Europeas, de la entrada en vigor del Acta Única y de la aprobación de nuevas legislaciones y acuerdos comerciales de la UE con terceros, el sector agroalimentario ha sabido adaptarse para sobrevivir y convertirse en una evidente realidad justo cuando peor se presenta el futuro de la economía nacional.

Obviamente, esto ha podido suceder gracias a la mejora de la eficacia y la eficiencia de nuestras explotaciones y empresas agroalimentarias en el uso de los factores de producción. Particularmente, en el caso de la agricultura es muy destacable lo que comenta Atance (2013, p. 101) al respecto de la evolución de las dos últimas décadas: «esta intensificación del proceso productivo en el sector agrario en España ha venido acompañada de una importante mejora en la eficiencia en el uso de los consumos intermedios».

3. La ética y la oportunidad

Llega el momento de unir los argumentos dispersos de los dos anteriores apartados. Recapitulando, la sostenibilidad, a pesar de la pérdida de protagonismo en el debate político y social que ha provocado la crisis, es uno de los

objetivos globales del sistema económico mundial o, al menos, de algunas de sus partes más relevantes y, con toda seguridad, de la Unión Europea. Por otro lado, el sector agroalimentario, que había perdido importancia en los ámbitos social y económico, se ha transformado por la vía de los hechos en una fuente de competitividad de la economía española y en una de las palancas más plausibles para contribuir a la superación de la crisis.

De la unión de estas dos propuestas nace la conveniencia de preocuparnos por la sostenibilidad del sector y de cada uno de los segmentos que lo integran como vía para garantizar su futuro y el de todos los que dependen de él, incluyendo a los consumidores. Desafortunadamente no se trata de un debate claro y directo como, por otro lado, sucede siempre que hablamos de actividades humanas. Plantearnos estas cuestiones con honestidad nos lleva a preguntas que van aportando capas y capas de información y de nuevas ideas (incluso de ideologías) que van complicando el asunto hasta niveles insospechados.

Por ejemplo, podemos plantearnos herramientas que nos permitan medir el grado de sostenibilidad de un determinado proceso, digamos la producción agraria. Pero este es solo el primer peldaño de la cadena de suministro (y de valor) que lleva los alimentos hasta el consumidor. Un planteamiento coherente requiere hacer lo mismo en el resto de los eslabones de esa cadena. Y, una vez que estamos con ello, surge un dilema moral. ¿Es la sostenibilidad un asunto totalmente ajeno a la distribución del poder en la propia cadena?

Esta pregunta es, en el fondo, la particularización de otra mucho más general, una que nos venimos haciendo desde los años 70 (Orduna, 1995). La distribución de la riqueza no es neutral en relación al medio ambiente. No se trata solamente de una cuestión de sensibilidad ante los problemas medioambientales, ni de educación, ni siquiera de prioridades en el sentido de Maslow. Como bien señalaba Requeijo (1995), la pobreza nunca viene sola. Junto a ella se producen lo que este autor denomina las siete plagas del subdesarrollo y que, junto con la propia pobreza generalizada, incluyen: inestabilidad política, crecimiento demográfico acelerado, desplazamientos masivos de población, fuga de cerebros, baja pulsación económica y, por supuesto, problemas medioambientales. Todas estas plagas, además, se retroalimentan unas a otras. En realidad, de lo que estamos hablando es de ética, una disciplina que está en el origen de la propia economía (Galbraith, 1989), antes de que esta comenzara a centrarse en el mercado (Naredo, 1996). Considerando que este planteamiento excede los objetivos de esta publicación, simplemente mencionaremos que los problemas de sostenibilidad no se agotan en un deter-

minado territorio. La globalización de las cadenas de suministro alimentario no solo deslocaliza la producción, sino también los efectos medioambientales y sociales de los procesos productivos vinculados al sector agroalimentario y al transporte entre los distantes puntos de aprovisionamiento y consumo.

Sin entrar en cuestiones de gobernanza de la cadena, pero centrando el foco en la sostenibilidad social, la vinculación de la agricultura con territorios rurales en los que mayoritariamente se lleva a cabo, implica que nos encontremos también cuestiones relacionadas con el despoblamiento, envejecimiento, las condiciones de vida de los ciudadanos, la movilidad de los mismos y su acceso a servicios públicos básicos como la educación o la sanidad. Arnalte *et al*. (2013) profundizan en estas cuestiones poniendo de manifiesto la enorme diversidad de circunstancias que se producen en el agro español. En esta perspectiva se dan la mano de nuevo factores de justicia o ética, y otros mucho más pragmáticos como la proximidad al mercado (y no solo en términos geográficos). En muchos lugares del país, la agricultura sigue siendo la principal actividad económica. El estado de salud de la misma coincide entonces con el de las sociedades en las que se desarrolla. Así, vemos que mientras en algunos lugares los problemas derivan de la inclusión de contingentes de mano de obra foránea o del encaje en los mercados altamente concentrados, en otros el problema principal es el abandono de los cultivos, consecuencia y causa del declive de esas zonas rurales.

Se ha planteado en ocasiones la posibilidad de retribuir los servicios medioambientales de estos cultivos para complementar las rentas de sus agricultores: mantenimiento de paisajes, fijación de CO_2, lucha contra la pérdida de suelos por erosión, etc. Pero no hay un mercado que asigne esos precios, quedando en manos de los poderes públicos y, por tanto, con un elevado riesgo de que pasen a formar parte de las redes clientelares. De ahí la necesidad de asignarles un valor que los «visualice» para el conjunto de la sociedad.

Son muchos los problemas metodológicos y prácticos a resolver, propios de una realidad tan compleja y variada como la que se describe a lo largo de este libro, por lo que lo que desde estas páginas se aporta es una aproximación completa, pero no universal, a las cuestiones relacionadas con la sostenibilidad de la agricultura. Sin embargo, este libro también demuestra que nos encontramos en un momento en el que el proceso de acumulación de conocimientos ha cubierto ya uno de esos umbrales que conducen a nuevos equilibrios. El estado de la cuestión actual es ya suficientemente profundo y amplio como para comenzar a pasar de la teoría a la acción.

Por ejemplo, contamos con una batería de indicadores, seleccionados y calculados cuyo seguimiento nos permitiría una evaluación dinámica del comportamiento del sector y de su aproximación o separación de la senda de la sostenibilidad, de la triple sostenibilidad de la que se habla en los distintos capítulos de este libro (Garrido, 2012). Por otro lado, y como se menciona en varias ocasiones, las políticas comunitarias en general, y la PAC en particular, están focalizando en la sostenibilidad muchos de los incentivos diseñados y de los criterios para selección de actuaciones y proyectos.

Un caso particularmente ilustrativo de la complejidad de la cuestión es el caso de la huella hídrica, una particularización de la huella ecológica y que nos presenta Garrido (2013); solo este indicador nos lleva a plantearnos el flujo neto de «agua virtual» para obtener la huella sobre el territorio nacional, con hasta 10 criterios distintos para su medición.

Por otro lado, existe un nuevo consumidor, preocupado no solo por lo que consume, sino por el camino que han seguido los productos que compra hasta llegar a sus manos; siendo cada vez más consciente de los problemas, sobre todo en el ámbito social y ambiental, que sus pautas de compra conllevan. Este consumidor exige a las marcas cambios en sus políticas de producción y aprovisionamiento, como ha sucedido en los últimos años con conocidas empresas de zapatillas deportivas o de tecnología; la una en relación al uso de trabajo infantil y la otra por la utilización de componentes altamente contaminantes.

Una sociedad más concienciada irremediablemente presionará sobre los productores para que sus bienes resulten moralmente compatibles con sus hábitos de compra. Esto quiere decir que, por un lado, las exigencias de información al respecto de los procesos productivos y de distribución van a aumentar y, por otro, las normativas legales van a tender a satisfacer también las nuevas demandas de la sociedad. El escenario que se dibuja es claramente permeable a la aparición de estudios sobre sostenibilidad a todos los niveles, no solo de sector o país, sino incluso de producciones individualizadas, o de explotaciones. Obviamente, en función de los costes y los beneficios esperados.

4. Un futuro sostenible o solo un futuro

Retomando las reflexiones del comienzo, parece que las preocupaciones de la sociedad, de las organizaciones internacionales y de las empresas comienzan a confluir en el vértice de la sostenibilidad. La globalización ha extendido

el impacto del modo de vida occidental por un rango cada vez más amplio de territorios, poniendo en un brete los límites físicos del sistema. Posiblemente la velocidad de los cambios a favor de una cultura de la sostenibilidad no son tan acelerados como sería necesario. Existen aún muchas voces que proclaman la insustancialidad de este problema y que invitan a olvidarnos de ello, fiando el futuro en manos del mercado, de la tecnología o de ambos. Sin embargo, el movimiento se está produciendo y la enorme costra de inmoralidad que se ha descubierto en la base de la crisis financiera internacional ha lanzado un poderoso mensaje a la sociedad: no todo puede valer.

El futuro será más sostenible, o no será. Nuestra inteligencia no nos hace inmunes a las leyes de la naturaleza. Podemos preverlas, usarlas en nuestro beneficio, pero no podemos evitarlas. Para lograr acercarnos a ese futuro necesitamos, como ya se ha comentado, herramientas de medida, indicadores que nos señalen cuánto de lejos o de cerca estamos de lograr nuestros objetivos. Debemos elegir entre diversas opciones de desarrollo, pero conociendo los riesgos de cada una de ellas en los diversos ámbitos: económico, social y ambiental, para evitar que las decisiones se tomen a oscuras.

Este libro responde a ese ánimo de aportar luz. Lo hace en el campo limitado (y a la vez amplísimo y diverso) de la agricultura española. A lo largo de sus páginas se cubren de forma prolija prácticamente todos los aspectos de la sostenibilidad. Se producen no solo aproximaciones teóricas, sino que también se aportan datos sobre el desempeño de nuestra agricultura en relación a la sostenibilidad y se ejemplifican diversos casos.

De lo que trata este libro es, en definitiva, de futuro. España tiene una agricultura variada, tanto en producciones como en situaciones. En el cruce de caminos entre la economía y la biología, entre el mercado y la sociedad, entre la naturaleza y el beneficio, en ese punto ideal, es en el que el tiempo de nuestra civilización podrá dilatarse. Nos interesa mucho encontrarlo. Y aquí se ha desbrozado un poco el camino.

Referencias bibliográficas

Arnalte, E., Moreno, O.M. y Ortiz, D. (2013). «La dimensión social del proceso de ajuste estructural en la agricultura española». En Gómez-Limón, J.A. y Reig, E. (Eds.): *La sostenibilidad de la agricultura española*. Cajamar Caja Rural, Almería.

Atance, I. (2013). «Sostenibilidad económica de la agricultura española». En Gómez-Limón, J.A. y Reig, E. (Eds.): *La sostenibilidad de la agricultura española*. Cajamar Caja Rural, Almería.

Cabrera, A., García, R. y Uclés, D. (2013). *El sector agroalimentario en 2012*. Cajamar Caja Rural, Almería.

Galbraith, J.K. (1989). *Historia de la economía*. Ariel, Barcelona.

Garrido, A. (2012): *Indicadores de sostenibilidad de la agricultura y ganadería española*. Fundación Cajamar, Almería.

Garrido, A. (2013). «Huella hídrica y gestión del agua en agricultura». En Gómez-Limón, J.A. y Reig, E. (Eds.): *La sostenibilidad de la agricultura española*. Cajamar Caja Rural, Almería.

Jordana, J. (2009). «¿Hacia dónde va la industria alimentaria?»; en Lamo de Espinosa, J. (Ed.): *El nuevo sistema agroalimentario en una crisis global*. Colección Mediterráneo Económico (15). Fundación Cajamar, Almería.

Margalef, R. (1992). *Ecología*. Planeta, Madrid.

Naredo, J.M. (1996). *La economía en evolución, historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI, Madrid.

Oñate, J.J. y Blanch, B. (2013). «Sostenibilidad ambiental y ecológica de la agricultura española». En Gómez-Limón, J.A. y Reig, E. (Eds.): *La sostenibilidad de la agricultura española*. Cajamar, Caja Rural. Almería.

Orduna, P. (1995). *El medio ambiente en la política de desarrollo*. ESIC, Madrid.

Passet, R. (1996). *Principios de bioeconomía*. Fundación Argentaria-Editorial VISOR, Madrid.

Reig, E. y Gómez-Limón, J.A. (2013). «La sostenibilidad de la agricultura actual». En Gómez-Limón, J.A. y Reig, E. (Eds.): *La sostenibilidad de la agricultura española*. Cajamar, Caja Rural. Almería.

Requeijo, J. (1995). *Economía mundial: un análisis entre dos siglos*. McGraw-Hill, Madrid.

Referencia curricular de los autores

José Albiac Murillo es PhD y MSc en Economía Agraria por la Universidad de Illinois y economista por la Universidad de Zaragoza. Trabaja como investigador en el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (Gobierno de Aragón), y sus áreas de especialización son la economía del medio ambiente y de los recursos naturales, la gestión de los recursos hídricos, la contaminación difusa, y el cambio climático. Ha trabajado en la comparación internacional de políticas de agua, tecnologías e instituciones entre países, en el estudio de la gestión sostenible de grandes acuíferos, en los problemas de contaminación difusa de origen agrario, y en las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático en la agricultura.

Correo electrónico: maella@unizar.es

Francisco José Areal es doctor en Economía agraria y de la alimentación por la Universidad de Reading, Reino Unido. En la actualidad es Profesor Titular en Economía medioambiental de la Escuela de Agricultura, Política y Desarrollo en la Universidad de Reading, donde es director del Master en Economía agraria. Con anterioridad ha trabajado como economista para la Comisión Europea en el Instituto de Prospectiva Tecnológica (IPTS) en Sevilla (2009-2011) y para el Laboratorio Central de Ciencias, actualmente Agencia de Investigación de la Alimentación y Medio Ambiente, en York, Reino Unido (2003-2006). Su labor investigadora se ha centrado en varios temas: el análisis de eficiencia técnica, en particular la incorporación de la provisión de bienes medioambientales por parte de los agricultores y de aspectos de dependencia espacial utilizando métodos Bayesianos; el rendimiento agrario, económico y medioambiental de los cultivos genéticamente modificados (GM) así como las consecuencias potenciales de la introducción de medidas que aseguren la coexistencia entre los cultivos GM y no-GM en la adopción de cultivos GM en Europa; el efecto del comercio en la introducción de especies invasoras; y valoración medioambiental.

Correo electrónico: f.j.areal@reading.ac.uk

Eladio Arnalte Alegre es doctor ingeniero agrónomo por la Universitat Politècnica de València y catedrático en el Departamento de Economía y Ciencias Sociales de dicha Universidad desde 1993. Su principal campo de especialización es el análisis económico de los procesos de cambio estructural en agricultura, las implicaciones rurales de esos procesos y el papel de las

políticas agrarias y de desarrollo rural, temas sobre los que ha dirigido varios proyectos de investigación. Ha coordinado el libro *Políticas agrarias y ajuste estructural en la agricultura española* (MAPA, 2006), es coautor del texto *Lecciones de Política Rural* (UPV, 2012) y coeditor del volumen A*griculture in Mediterranean Europe. Between old and new paradigms* (Emerald, 2013). Fue representante de España en el *Management Comittee* de la Acción COST «Rural Innovation» (1998-2002). En el periodo 2005-2012 ha sido director de la *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*.

Correo electrónico: evarnalt@esp.upv.es

Ignacio Atance Muñiz es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid (2001). Profesor en el Área de Economía, Sociología y Política Agraria de la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia (Universidad de Valladolid) entre los años 2001 y 2005. Es funcionario del Cuerpo Nacional de Ingenieros Agrónomos y trabaja desde el año 2006 en el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en la actualidad como subdirector general de Análisis, Prospectiva y Coordinación en la Subsecretaría del mismo. Desde 2008 es responsable de las publicaciones del Área de Análisis y Prospectiva del MAGRAMA (http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/informacion/analisis-y-prospectiva/). Dentro del campo de la economía agraria, ha investigado y publicado en los campos de: mercados agrarios internacionales, política agraria europea, política agroambiental, política de desarrollo rural y comercialización agraria, con una atención especial a los sistemas agrarios extensivos y la dimensión medioambiental y social de la actividad agraria. Entre los años 2001 y 2007 fue miembro de la junta directiva de la Asociación Española de Economía Agraria.

Correo electrónico: iatancem@magrama.es

Mercedes Beltrán-Esteve es doctora en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Alicante y profesora en la Facultad de Economía de la Universidad de Valencia. Su labor investigadora se ha centrado en las áreas de economía agraria, Economía medioambiental y análisis de la eficiencia y productividad, en las que ha publicado diversos artículos en revistas internacionales de impacto como *European Journal of Operational Research* y *Journal of Productivity Analysis*.

Correo electrónico: mercedes.beltran@uv.es

Beatriz Blanch Martínez es licenciada en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid y ha sido colaboradora científica de los departamentos de Zoología y Ecología de esta misma Universidad. Actualmente es profesora de educación secundaria en el Departamento de Ciencias Naturales del IES Joaquín Turina, de Madrid.

Correo electrónico: beablanch@gmail.com

Luis Díaz Balteiro es doctor Ingeniero de Montes por la Universidad Politécnica de Madrid, MBA por el Instituto de Empresa y catedrático en el Departamento de Economía y Gestión Forestal de la Universidad Politécnica de Madrid. Básicamente, su investigación se ha centrado en el diseño y la aplicación de diversas herramientas analíticas para la resolución de problemas asociados con la gestión forestal. En la actualidad es el investigador responsable del Grupo de Investigación: «Economía y Sostenibilidad del Medio Natural (EcSEn)». Autor de varios trabajos relacionados con la agregación de indicadores de sostenibilidad, publicados en revistas internacionales del máximo impacto.

Correo electrónico: luis.diaz.balteiro@upm.com; web: www.balteiro.com

Encarna Esteban Gracia es doctora en Economía por la Universidad de Zaragoza y actualmente profesora en el Departamento de Análisis Económico de la Facultad de Ciencias Sociales y Humanas de Teruel (Universidad de Zaragoza). Anteriormente, ha trabajado en el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), donde realizó sus tesis doctoral; en la Universidad de Connecticut (USA), donde completó un Master of Science en *Agricultural and Environmmental Economics*; y finalmente, ha trabajado como investigadora post-doctoral en la Universidad de California, Riverside (USA). Su trabajo se centra en el estudio de los recursos hídricos desde una perspectiva económica: gestión sostenible de acuíferos, estudio de ecosistemas acuáticos, y contaminación difusa.

Correo electrónico: encarnae@unizar.es

José María García Álvarez-Coque es catedrático de Economía Aplicada en la Universidad Politécnica de Valencia (UPV). En 1991, fue investigador visitante del Instituto Internacional para la Investigación de Política Alimen-

taria (IFPRI, Washington, DC). En los últimos 20 años, ha dirigido proyectos de investigación y cursos de postgrado para organismos internacionales relacionados con el comercio, el desarrollo y las políticas relacionadas con la agricultura. En 1993-94, fue presidente del Grupo de Trabajo de Frutas y Hortalizas de la OCDE (Paris). Ha colaborado como asesor o consultor de Instituciones Europeas (Comisión y Parlamento), FAO (América Latina y Próximo Oriente) y Comunidad Andina y diversas instituciones españolas. Entre 2000 y 2004, director del Departamento de Economía y Ciencias Sociales de la UPV. Entre 2001 y 2007, presidente de la Asociación Española de Economía Agraria. Miembro del Comité Directivo del Proyecto del 7PM SUSTAINMED «Sustainable agri-food system and rural development in the Mediterranean Partner Countries».

Correo electrónico: jmgarcia@upvnet.upv.es

Alberto Garrido es Doctor Ingeniero Agrónomo y Catedrático de Economía Agraria de la Escuela de Ingenieros de Madrid de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Director del Centro de Estudios e Investigación para la Gestión de Riesgos Agrarios y Medioambientales (CEIGRAM), centro de I+D de la UPM, y Subdirector del Observatorio del Agua de la Fundación Botín. Enseña Microeconomía, Economía agraria y de los recursos naturales, Gestión de riesgos en la agricultura, e investiga sobre temas relacionados con la economía y la política del agua, cambio climático, gestión de riesgos y seguros agrarios, sostenibilidad de la agricultura y volatilidad de precios de materias primas agrarias. Ha publicado 140 artículos, monografías y capítulos de libros. Su última obra es *Water for Food in a Changing World*. (Garrido, A. y H. Ingram, Eds., Routledge Publishers, Londres, 2011). En relación con el capítulo del libro trabaja en diversos Proyectos del Observatorio del Agua de la Fundación Botín, e imparte cursos y conferencias sobre huella hídrica.

Correo electrónico: alberto.garrido@upm.es

Fernando E. Garrido Fernández es doctor Ingeniero Agrónomo por la Universidad de Córdoba en la especialidad de Economía y Sociología Agrarias y Científico Titular en el Instituto de Estudios Sociales Avanzados (IESA-CSIC). Su línea de trabajo se enmarca en la articulación entre territorio, agricultura y medio ambiente, centrándose en temas relacionados con el desarrollo sostenible, el desarrollo rural, las políticas agro-ambientales y los recursos hídri-

cos. En los últimos años, su trabajo se ha centrado en el papel del capital social como factor en los procesos de desarrollo rural/territorial.

Correo electrónico: fgarrido@iesa.csic.es

José A. Gómez-Limón es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad de Córdoba y profesor titular en el Departamento de Economía, Sociología y Políticas Agrarias de la Universidad de Córdoba desde 2011. Anteriormente ha desempeñado su actividad docente e investigadora en la Universidad de Valladolid (1997-2009) y en el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de la Junta de Andalucía (2009-2011). Su labor investigadora ha estado relacionada principalmente con la modelización de la actividad agraria y el análisis de las políticas agraria y medioambiental. En relación a la temática de este libro cabe destacar su labor de coordinador durante el período 2011-2013 del proyecto de investigación AGRIGOBERSOS («Indicadores sintéticos de sostenibilidad: un instrumento para la mejora de la gobernanza del sector agrario» y sus numerosas publicaciones en revistas internacionales de máximo impacto (*Ecological Economis, Journal of Agricultural Economics, Land Use Policy*, etc.). Actualmente es editor ejecutivo de la revista *Economía Agraria y Recursos Naturales*.

Correo electrónico: jglimon@uco.es

Mohamed Taher Kahil es ingeniero agrónomo por la Escuela Superior de Agricultura de Mograne (Túnez). En el periodo 2008-2010 ha realizado un Máster en Planificación Integrada para el Desarrollo Rural y la Gestión del Medioambiente en el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza. Actualmente es investigador pre-doctoral en la Unidad de Economía Agraria del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón. Su trabajo de investigación se ha centrado en el análisis de las políticas de mitigación y adaptación al cambio climático en la agricultura y el análisis de la sostenibilidad del uso de los recursos hídricos en un contexto de escasez y sequía.

Correo electrónico: mt.kahil@gmail.com

Albert Massot Marti es doctor en Derecho y máster en Dirección y Administración de Empresas por ESADE. Funcionario del Cuerpo General de la Administración de la Generalitat de Catalunya (adscrito al Gabinete Técnico del Departamento de Agricultura como jefe de Coordinación de Asuntos

Comunitarios), actualmente en situación de servicios especiales. Desde 1986 funcionario comunitario en el Parlamento Europeo donde ha trabajado sucesivamente en la Dirección General de Estudios (Agricultura y Pesca), en el Secretariado de la Comisión de Agricultura y Desarrollo Rural y en el Servicio de Estudios Parlamentarios de la Dirección General de Políticas Internas (Sector Agricultura). Autor de monografías y numerosos artículos sobre las políticas públicas agrarias y muy especialmente sobre la PAC, sus mecanismos y sus reformas. En la actualidad, en su calidad de administrador principal de Estudios Agrarios Parlamentarios, da apoyo técnico a los diputados de la Comisión de Agricultura y Desarrollo Rural del PE e impulsa y coordina la elaboración de estudios por consultores externos sobre la nueva PAC 2020 desde una perspectiva fundamentalmente institucionalista. Tiene la Encomienda de número de la Orden del Mérito Agrario, Pesquero y Alimentario, Sección Mérito Agrario, de España (2002).

Correo electrónico: albert.massot@europarl.europa.eu

Olga M. Moreno Pérez es ingeniera agrónoma por la Universidad de Córdoba, y doctora por la Universitat Politècnica de València desde 2009. Ejerce su labor docente e investigadora como contratada doctora en el Departamento de Economía y Ciencias Sociales de esta última universidad. Su investigación se ha centrado en los procesos de cambio agrario y sus implicaciones para los territorios rurales, y se ha interesado especialmente por las vías de transformación de la agricultura de base familiar. Ha participado, entre otros, en los proyectos de investigación CAMESPA («Cambio estructural y política agraria: el caso de los sistemas agrarios especializados en olivar, cultivos herbáceos y ganadería bovina» y RURAGRI («El papel de la agricultura en los procesos de desarrollo y diferenciación de los territorios rurales españoles». Asimismo, ha publicado varios artículos en revistas internacionales de prestigio en colaboración con otros autores.

Correo electrónico: omoreno@esp.upv.es

Eduardo Moyano Estrada es profesor de investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) en el área de Ciencias Sociales. Sus trabajos de investigación versan sobre acción colectiva y articulación de intereses en el sector agroalimentario, y gobernanza y desarrollo en las áreas rurales. Ha dirigido tesis doctorales en España, Francia, Turquía, Marruecos y Latinoamérica (Brasil, México y Argentina) y publicado un centenar de

trabajos de naturaleza científico-académica y de divulgación. En 1997 recibió el Premio Arco Iris por su trabajo sobre las federaciones de cooperativas en la Unión Europea, y en el año 2001 el gobierno de la República francesa le condecoró con la Orden del Mérito Agrícola por el conjunto de sus trabajos sobre las organizaciones profesionales agrarias. Es miembro correspondiente de la Academia Francesa de Agricultura.

Correo electrónico: emoyano@iesa.csic.es

Juan José Oñate Rubalcaba es doctor en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid y profesor titular en el Departamento de Ecología de dicha Universidad. Su actividad investigadora se centra en los campos de la Ecología Agraria (análisis de políticas agrarias, interacciones entre biodiversidad y agricultura, ecología de vertebrados) y la Evaluación Ambiental (evaluación de impacto ambiental y evaluación ambiental estratégica). Imparte docencia sobre Ecología, Recursos Naturales, y Evaluación Ambiental. Ha sido investigador e investigador principal en programas científicos españoles (CICYT y DGICYT) y de la Unión Europea (FAIR, EESD, Agencia Europea del Medio Ambiente, Joint Research Centre), además de haber actuado como consultor técnico para distintas administraciones y empresas. Es autor o coautor de 62 publicaciones especializadas y 8 de divulgación.

Correo electrónico: juan.onate@uam.es

Dionisio Ortiz Miranda es profesor titular en el Departamento de Economía y Ciencias Sociales de la Universitat Politècnica de València, a la que se incorporó en el año 2000. Ingeniero agrónomo y doctor por la Universidad de Córdoba, realizó una estancia como *visiting scholar* en el Departamento de *Land Economy* de la Universidad de Cambridge (RU) en 2004. Su actividad investigadora se ha centrado en el papel de las políticas y los modos de gobernanza en los procesos de cambio agrario y de cambio rural. Sobre estas cuestiones ha publicado varios artículos en revistas especializadas y participado en diversos proyectos de investigación correspondientes al Plan Nacional de I+D (CAMESPA, RURAGRI) y el Programa Marco de la UE (CAPMEDIT, SUSTAINMED). Es miembro del Consejo Editorial de la revista *AGER Revista de Estudios sobre Despoblación y Desarrollo Rural* y co-editor del libro *Agriculture in Mediterranean Europe: between old and new paradigms* (Emerald, 2013).

Correo electrónico: dortiz@upv.es

Andrés J. Picazo Tadeo. *Master in Science* por la *London School of Economics and Political Science* (1991) y doctor en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Valencia (1994). Catedrático de Economía Aplicada en la Universidad de Valencia desde 2008. Ha investigado sobre temas de Economía Agraria, Economía Medioambiental y análisis de eficiencia y productividad, áreas en las que ha publicado cerca de sesenta artículos en revistas científicas nacionales e internacionales de impacto. Asimismo, ha participado en una treintena de obras colectivas de contenido docente y de investigación.

Correo electrónico: andres.j.picazo@uv.es; web: www.uv.es/ajpicazo

Ernest Reig Martínez. Doctor en Ciencias Económicas por la Universitat de València, y catedrático de Economía Aplicada en dicha Universidad, sus campos de especialización son el análisis económico regional, la Economía agroalimentaria y el análisis de la eficiencia y la productividad en presencia de efectos medioambientales. En la actualidad su trabajo se orienta principalmente hacia el cálculo de índices de sostenibilidad. Ha publicado, individualmente o en colaboración con otros autores, diversos libros, entre ellos *La multifuncionalidad de la agricultura en España* (Ministerio de Agricultura-EUDEMA, 2007), *La sostenibilidad del crecimiento económico en España* (FUNCAS, 2011) y *Crecimiento y competitividad. Motores y frenos de la economía española* (Fundación BBVA, 2012), así como más de sesenta artículos en diversas revistas científicas especializadas. Fue *Research Scholar* en la London School of Economics en 1983-84 y director del Instituto Valenciano de Economía de la Institución Valenciana de Estudios e Investigación, entre 1986 y 1991. Es miembro del Instituto Valenciano de Investigaciones Económicas (IVIE) y también del Consejo Asesor de la *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, y del Consejo de Redacción de *Investigaciones Regionales.*

Correo electrónico: Ernest.Reig@uv.es

Laura Riesgo es doctora en Economía por la Universidad de Oviedo y profesora titular en el Departamento de Economía, Métodos Cuantitativos e Historia Económica de la Universidad Pablo de Olavide desde 2011. Previamente fue investigadora en la Universidad de Valladolid (2001-2002) y en el Instituto de Prospectiva Tecnológica (JRC-IPTS) de la Comisión Europea

(2009-2011). Sus campos de especialización están relacionados con la Economía de los recursos naturales, principalmente con el uso del agua de regadío en la agricultura, la sostenibilidad agraria a través del cálculo de indicadores, el análisis socio-económico de los cultivos modificados genéticamente, y la modelización del comportamiento de los agricultores a través de técnicas de decisión multicriterio.

Correo electrónico: laurariesgo@upo.es

Carlos Romero López es doctor ingeniero agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid y catedrático de Economía en dicha Universidad. Anteriormente fue catedrático en la Universidad de Córdoba y profesor visitante en la Universidad de Reading. Autor, coautor y editor de 20 libros y de unos 200 trabajos científicos con una perspectiva pluridisciplinar, que combina la ingeniería, la economía y la matemática aplicada. Carlos Romero es *fellow* de varias asociaciones como la *Operational Research Society*. Actualmente es editor de área del *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* y editor asociado de la revista *Forest Science*. Entre otras distinciones el profesor Romero es Premio Nacional de Economía y Medio Ambiente y Medalla Georg Cantor otorgada por la *International Society on Multiple Criteria Decision Making*. El impacto de su investigación se concreta en un índice *h* de 25, según la base de datos del ISI.

Correo electrónico: carlos.romero@upm.es; web: www.montes.upm.es/personales/carlosromero

David Uclés Aguilera es licenciado en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Granada y director del Servicio de Estudios Agroalimentarios de Cajamar Caja Rural. Anteriormente fue director de los servicios de estudios de la Fundación Cajamar y de la Cámara de Comercio de Almería, consultor y gerente en Qualitas, Consultores de Empresa, SL. Ha dado clases como profesor asociado en el departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Almería durante 12 cursos académicos. Su ámbito de trabajo ha estado vinculado a la economía regional y al análisis de coyuntura, así como a la economía agraria.

Correo electrónico: ducles@cajamar.com; web: www.capeandoeltemporal.com