

Eficiencia técnica y medioambiental de las explotaciones vinícolas ecológicas versus convencionales (*)

AMAIA ARANDIA MIURA (**)

ANA ALDANONDO OCHOA (**)

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La agricultura ecológica es un sistema de producción que intenta crear sistemas integrados y sustentables, tanto desde un punto de vista medioambiental, como económico y social, intentando minimizar la dependencia de inputs externos, maximizando en la medida de lo posible los recursos existentes en la propia explotación en forma de ciclos cerrados. Para ello, las consideraciones ambientales se integran en las prácticas de manejo, con el objetivo de mantener la fertilidad de suelo a largo plazo, así como su actividad biológica, evitando, en la medida de lo posible, todas las formas de contaminación, producto de la actividad agrícola (1).

En el seno de la UE se da un reconocimiento explícito del rol dual que juega la agricultura ecológica. Por una parte, se trata de productos que los consumidores identifican como más saludables, y por otra, existe un beneficio ambiental y social ligado a este tipo de producción. Y esta es precisamente la motivación que sustenta el apoyo público a estos sistemas de producción. Debido a que estos beneficios ambientales y sociales son en gran medida bienes públicos, se

(*) Las autoras agradecen a dos evaluadores anónimos sus sugerencias que han contribuido a mejorar notablemente este trabajo.

Asimismo, se agradece la financiación del proyecto CICYT AGL-2004-08301.

(**) Departamento de Gestión de Empresas. Universidad Pública de Navarra.

(1) Más información sobre la evolución histórica de la agricultura ecológica se puede encontrar en Lamphkin (1998) y Lotter (2003).

establecen programas de subvención para garantizar su provisión, que no está plenamente garantizada mediante los mecanismos de mercado. De hecho, los programas de agricultura ecológica forman parte de las medidas agroambientales que se han ido introduciendo con las sucesivas reformas de la PAC.

En este trabajo centramos nuestra atención en el creciente interés público por la agricultura ecológica, que puede convertirse en una herramienta muy útil para la disminución del impacto ambiental de los sistemas convencionales de producción. En este sentido, la agricultura ecológica puede contribuir hacia un manejo más racional de los recursos naturales, no sólo desde un punto de vista medioambiental, con un menor impacto de la actividad sobre el medio ambiente, sino también económico, porque es necesario tener presente que se trata de una actividad productiva y, como tal, debe ser rentable para el productor, y además social, porque contribuye a la creación y mantenimiento de las explotaciones y con esto, el tejido social rural.

Mediante la utilización de métodos no paramétricos de medidas de eficiencia (DEA, siglas en inglés), se pretende comparar la eficiencia técnica de los dos sistemas de producción desde dos perspectivas diferentes: considerando exclusivamente la relación entre factores y producto, en una primera fase, e incluyendo los impactos ambientales, en la segunda. De esta manera, hacemos frente a un problema importante que surge a la hora de establecer comparaciones entre agricultura convencional y ecológica: la falta de la consideración de los costes externos ambientales de la producción agraria, ya señalada por algunos autores (Moran, 2002; Pedersen, 2003).

La estructura del artículo es la siguiente: a continuación, presentamos una descripción de la agricultura ecológica y sus principales diferencias respecto a la agricultura convencional, fundamentalmente en cuanto a la calidad ambiental, los rendimientos y el sobreprecio. Esta sección se completa con una breve descripción de la normativa existente sobre agricultura ecológica, en el ámbito europeo y español, además de una descripción del contexto de las medidas agroambientales en el que se engloban este tipo de programas. La tercera sección da una breve visión de la metodología de análisis a aplicar, las medidas no paramétricas de eficiencia, concretamente, el análisis envolvente de datos, así como una descripción de los modelos utilizados. La cuarta sección consiste en la descripción de la muestra, así como la presentación y discusión de los resultados. El trabajo se completa con unas conclusiones finales.

2. DESCRIPCIÓN DE LA AGRICULTURA ECOLÓGICA Y ASPECTOS DIFERENCIADORES

La agricultura ecológica puede definirse como un sistema de producción cuyo objetivo es crear sistemas agrícolas integrados y sostenibles, desde un punto de vista medioambiental, económico y social. En este sistema de producción se intenta minimizar la dependencia de inputs o factores de producción externos, maximizando en la medida de lo posible los recursos existentes en forma de ciclo cerrado. Para ello, las consideraciones ambientales se integran en las prácticas de manejo, se persigue el mantenimiento de la fertilidad del suelo a largo plazo, así como su actividad biológica y se intentan evitar, en la medida de lo posible, todas las formas de contaminación, producto de la actividad agrícola.

La agricultura ecológica se encuentra regulada oficialmente en la Unión Europea con el Reglamento (CE) nº 834/2007. Este reglamento deroga el Reglamento (CEE) nº 2092/91, cuya aprobación, garantizando unos principios comunes mínimos sobre la producción, sistema de control e importaciones de países terceros, entre otros, representa uno de los tres hitos principales en el desarrollo legal de la agricultura ecológica a nivel europeo. El segundo hito importante lo constituye el Reglamento (CE) nº 1804/99, sobre ganadería ecológica, que armoniza varios aspectos de la producción ganadera ecológica, tales como la conversión, origen de los animales, alimentación, tratamientos veterinarios y prácticas de transporte. Finalmente, el tercero es la aprobación del Reglamento (CE) nº 331/2000, que introduce por primera vez un logo común para la agricultura ecológica, con el fin de aumentar la credibilidad de los productos ecológicos entre los consumidores en la UE, así como su identificación.

En España, la Agricultura Ecológica está regulada por el Real Decreto 1852/1993, aprobado tras la entrada en vigor del Reglamento (CEE) nº 2092/91, que contempla la transferencia de estas competencias a las comunidades Autónomas. Asimismo, y con el objetivo de convertirse en un foro de referencia para el sector, se constituye la Comisión Reguladora de la Agricultura Ecológica (CRAE), de la que forman parte productores, consumidores, Administración Central y las Comunidades Autónomas.

En el caso concreto de Navarra, mediante el Decreto Foral 287/1995 se crea el Consejo de la Producción Agraria Ecológica de Navarra (Nafarroako Nekazal Produkzio Ekologikoaren Kontseilua, CPAEN - NNPEK). Este Decreto Foral, además, regulaba la producción agraria ecológica, su producción y comercialización. Este Decreto fue

modificado posteriormente con la aprobación de Decreto Foral 617/1999, con el objetivo de introducir algunos cambios que afectan al sistema de certificación, a la autoridad de control, a algunos aspectos de la terminología y a otras modificaciones introducidas en el Reglamento (CEE) nº 2092/91.

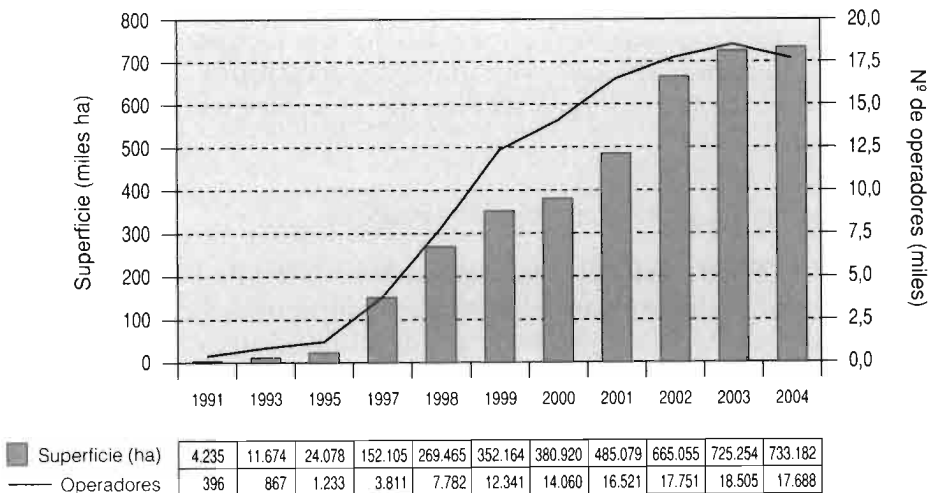
El sector de la agricultura ecológica ha experimentado un gran avance en los últimos años. La superficie ha pasado de 4.253 ha en 1991 a 733.182 ha en 2004 (gráfico 1). Asimismo, el número de operadores ha pasado de 396 a 17688 en el mismo período (MAPYA, 2006a).

En Navarra, la superficie dedicada a la agricultura ecológica ha aumentado de 21 a 19.176 ha en el período 1991-2005 y el número de productores, de 5 a 580, para el mismo período. Asimismo, el número de elaboradores ha pasado de 1 a 87 (gráfico 2).

La agricultura ecológica se convierte en una respuesta activa ante los sistemas convencionales de producción y su impacto sobre el medio ambiente y, como hemos dicho anteriormente, integra las consideraciones ambientales en sus propias prácticas de manejo, lo cual es un rasgo que la diferencia de la agricultura convencional. Haciendo hincapié en la dificultad inherente al establecimiento de criterios generales de comparación entre ambos sistemas, así como

Gráfico 1

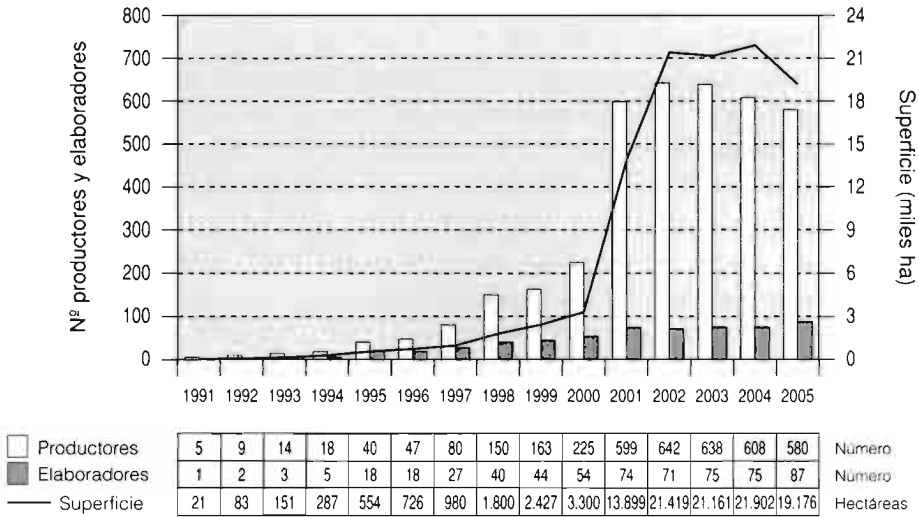
Evolución de la producción agrícola ecológica en España (1991-2004)



Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2006a).

Gráfico 2

Evolución del número de productores y elaboradores de agricultura ecológica en Navarra (1991-2005)



Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2006a).

en la falta de información sobre el impacto económico y social de los mismos, vamos a hacer una revisión de la literatura sobre agricultura ecológica, destacando algunos aspectos esenciales para la comparación de la eficiencia entre estos dos sistemas de producción. Entre estos aspectos destacamos la calidad ambiental, los rendimientos, el sobreprecio de la agricultura ecológica y, finalmente, un breve resumen de las principales aportaciones a la medida y comparación de la eficiencia técnica de las explotaciones ecológicas y convencionales.

2.1. Calidad medioambiental en agricultura ecológica

Stolze *et al.* (2000) realizan una detallada revisión de la literatura que trata el tema de los diferentes impactos ambientales de la agricultura convencional y ecológica. Los autores seleccionan, entre los indicadores ambientales desarrollados por la OCDE (OECD, 1999) un subconjunto de indicadores para la agricultura ecológica, que agrupan en cuatro categorías principales: 1) ecosistemas; 2) recursos naturales (suelo, agua, clima y aire); 3) inputs y outputs de la explotación; y, 4) salud y bienestar (salud y bienestar animal, calidad de los alimentos producidos).

En general, la agricultura ecológica obtiene mejores resultados que la convencional en la mayoría de los indicadores (cuadro 1). Sin embargo, hay ciertos indicadores, como el impacto en el clima y aire, bienestar animal y calidad de los alimentos para los que los resultados no parecen sugerir mucha divergencia en el impacto de ambos sistemas. Esto último también lo indican Dobbs *et al.* (2003), que señalan que «las explotaciones ecológicas [...] sí proporcionan algunos beneficios ambientales a la sociedad. Sin embargo, no lo hacen

Cuadro 1

COMPARACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL DE LA AGRICULTURA ECOLÓGICA Y LA AGRICULTURA CONVENCIONAL

Indicators	++	+	0	-	--
Ecosystem		X			
Floral diversity		X			
Faunal diversity		X			
Habitat diversity			X		
Landscape			X		
Soil		X			
Soil organic matter		X			
Biological activity	X				
Structure			X		
Erosion		X			
Ground and surface water		X			
Nitrate leaching		X			
Pesticides	X				
Climate and air			X		
CO ₂		X			
N ₂ O			X		
CH ₄			X		
NH ₃		X			
Pesticides	X				
Farm input and output		X			
Nutrient use		X			
Water use			X		
Energy use		X			
Animal health and welfare			X		
Husbandry			X		
Health			X		

Legend: Organic farming performs: ++ much better, + better, 0 the same, - worse, -- much worse than conventional farming; if no data was available, the rating was "0 the same".

X: subjective confidence interval of the final assessment which is marked with X.

Source: Stolze et al., 2000.

necesariamente mejor que otras en todos los aspectos ambientales». De acuerdo con Stolze *et al.*, esto podría atribuirse a que realmente no exista diferencia entre ambos sistemas, o al hecho de que la investigación realizada es muy escasa.

2.2. Los rendimientos en agricultura ecológica

Está comúnmente aceptado que la mayor calidad de la agricultura ecológica se logra con un sacrificio en la cantidad producida. Normalmente se considera que los rendimientos medios de la agricultura ecológica son menores que los de la agricultura convencional (Offerman y Nieberg, 2000). Sin embargo, esto no depende únicamente del sistema de manejo, es decir, convencional *vs.* ecológico, sino que también depende de otros factores como el clima, las características del suelo, etc., que ejercen una gran influencia sobre los procesos agrícolas, independientemente del sistema de producción. Además, es importante señalar que también se reconocen rendimientos comparables en cierto número de estudios. El rendimiento del cereal ecológico ronda el 60-70 por ciento del convencional (Lotter, 2003). Para otros cultivos, la gran variabilidad de los datos no permite indicar cifras, sino que es más razonable asumir que los rendimientos en ecológico rondan entre el 60-80 por ciento del convencional (Offerman y Nieberg, 2000). Respecto a la ganadería, la investigación disponible es escasa, y la mayoría de los estudios se refieren al sector del vacuno de leche. De acuerdo con estos estudios, los resultados por animal son alrededor de un 10 por ciento menores, mientras que los resultados por hectárea son entre un 30-40 por ciento menores, debido a la menor densidad ganadera de los sistemas ecológicos (Stonehouse *et al.*, 2001; Rosati y Aumaitre, 2004).

En su detallada revisión de cerca de 400 referencias bibliográficas que comparan diferentes aspectos de la agricultura convencional y ecológica Lotter (2003) señala que el debate sobre los rendimientos debería tener en cuenta dos puntos importantes: en primer lugar, la calidad del cultivo, con un mayor contenido en materia seca en el caso de los ecológicos (Woese *et al.*, 1997; Lampkin, 1998), y en segundo lugar, que los sistemas ecológicos superan a los convencionales en situaciones climáticas severas como la sequía (Pimentel *et al.*, 2005). Otra crítica que se añade a este debate es que considerar los rendimientos por unidad de superficie no tiene en cuenta que los cultivos ecológicos normalmente forman parte de una rotación y por lo tanto, la variable temporal se debería incluir en el análisis (Bruuselma, 2003).

2.3. El sobreprecio de la agricultura ecológica

La etiqueta ecológica es un medio mediante el cual los productores pueden capturar un sobreprecio que refleja la disposición a pagar de los consumidores por productos que han sido producidos usando métodos menos agresivos con el medio ambiente. Estos sobreprecios varían mucho, desde un 50-200 por ciento sobre los precios convencionales para el trigo, hasta un 10-30 por ciento para la leche (Offerman y Nieberg, 2000). Algunos autores señalan que lo realmente importante para los consumidores es el precio del producto ecológico relativo al del convencional (Wynen y Vanzetti, 2002). Sin embargo, como dijimos anteriormente, los precios de los productos convencionales no reflejan los costes externos que se imponen en el medio ambiente. Por lo tanto, como en el caso de los rendimientos, las comparaciones basadas únicamente en el diferencial de precios no son suficientemente explicativas.

En efecto, otro de los aspectos importantes para la comparación de las dos agriculturas es determinar por qué los consumidores están dispuestos a pagar más por la agricultura ecológica. Se trata de saber si este sobreprecio refleja realmente todos los valores diferenciales de la agricultura ecológica. Existe una cantidad considerable de investigación que refleja que realmente existe una disposición a pagar por los productos ecológicos por parte del consumidor (2). Pero además, es muy importante analizar los motivos que se encuentran detrás de esta disposición a pagar. Los principales factores que parecen ejercer influencia sobre los consumidores son la salud, el medioambiente y los motivos éticos (Torjusen *et al.*, 2004). Sin embargo, existe una relación muy compleja entre estos diferentes motivos de compra de productos ecológicos. Por ejemplo, la salud aparece en la mayoría de los estudios (3) como el principal motivo de compra, mientras que el medioambiente se encontraría en segundo lugar. Algunos autores atribuyen este creciente interés en las características privadas, como la salud, a los escándalos alimentarios que ocurrieron durante los años 90, como el escándalo de las vacas locas, las dioxinas, etc. (Wier *et al.*, 2005). De este modo, aunque el reglamento de la agricultura ecológica y, por tanto, la etiqueta ecológica, esté dirigido al modo en que se producen los alimentos, es decir, a los procesos y las técnicas de producción, y no al producto en sí mismo, por lo que se pone énfasis en los atributos públicos, pare-

(2) Ver, por ejemplo, Grote y Volkgemann (2002) y Wier *et al.* (2003).

(3) Ver, por ejemplo, Harris *et al.* (2000) y Torjusen *et al.* (2004).

ce que en realidad son los atributos privados los que están motivando la compra. Esto sugiere que estas dos «caras» del consumo de productos ecológicos, salud y medio ambiente, que representan características privadas y públicas, respectivamente, están interrelacionadas de manera muy acusada, de modo que hallar la influencia particular de cada una de ellas se convierte en una tarea muy complicada.

De acuerdo con lo anterior, se reconoce explícitamente el carácter híbrido de la calidad de los productos ecológicos. Por una parte, la agricultura ecológica tiene un componente privado relacionado con el propio producto, en forma de alimentos más saludables, que se ve reflejado en el mercado en forma de un sobreprecio que los consumidores pagan, de acuerdo con sus preferencias. Así, hay un intercambio entre productores y consumidores, es decir, los consumidores pagan un precio por algo que los productores producen, con lo que no hay externalidad alguna. Por otra parte, la agricultura ecológica tiene una componente pública: hay una externalidad ambiental positiva, en forma de un menor impacto ambiental. No está claro que los consumidores estén realmente pagando por este componente público, lo que puede resultar en una provisión del bien público menor de la deseada, debido a la ausencia de un mercado. Esta es la motivación que subyace al apoyo público a la agricultura ecológica: se establecen medidas de apoyo como medio para garantizar la provisión de estos efectos positivos en el medio ambiente, de carácter público (Arandía, 2007). En este contexto, y en el marco de la Agenda 2000, las ayudas agroambientales quedaron recogidas en las llamadas medidas de acompañamiento, entre las que se encuentran las ayudas a la agricultura ecológica. En España, el Plan Estratégico Nacional de Desarrollo Rural 2007-2013 (MAPYA, 2006b) mantiene la agricultura y la ganadería ecológicas como una de las prioridades del Eje II, Mejora del medio ambiente y del entorno rural, de acuerdo con las recomendaciones del Plan de Acción Europeo para los Alimentos Ecológicos y la Agricultura Ecológica (Comisión Europea, 2004). En el caso de Navarra, las medidas de apoyo de la agricultura y ganadería ecológicas también se incluyen en las medidas agroambientales del Eje II del Plan de Desarrollo Rural de Navarra 2007-2013 (Gobierno de Navarra, 2007).

2.4. La eficiencia técnica global de la agricultura ecológica

A pesar de que la literatura sobre agricultura ecológica toca desde distintas ópticas aspectos relacionados con la eficiencia social de este sistema de producción, los trabajos que comparan la eficiencia de los

dos sistemas de producción con datos de empresas reales son muy escasos y no muestran resultados concluyentes. Por ejemplo, Tzouvelekas *et al.* (2001a y 2001b) comparan la eficiencia de explotaciones convencionales y ecológicas de olivo (2001a) y algodón (2001b) en Grecia, Oude Lansink *et al.* (2002) lo hacen para explotaciones agrícolas y ganaderas en Finlandia y Madau (2005) analiza el caso de explotaciones cerealistas en Italia. Sin embargo, Oude Lansink *et al.* (2002), por ejemplo, mencionan de una manera explícita que no consideran los impactos ambientales de la actividad en ningún caso, con lo que estas medidas de eficiencia pueden considerarse parciales.

3. METODOLOGÍA

En este trabajo vamos a medir la eficiencia técnico-ambiental de explotaciones de agricultura ecológica y convencional. Para ello, hemos calculado índices de eficiencia con un método no paramétrico. Este método no es nuevo, por lo que haremos una breve descripción del mismo. Nuestro trabajo tiene además otras particularidades metodológicas.

3.1. El índice de eficiencia

El concepto económico de eficiencia técnica, aplicado a la producción en su más estricto sentido *paretiano* establece que una empresa es eficiente sólo cuando, para mantener su nivel actual de producción, no se puede disminuir ningún input sin tener que aumentar algún otro, o cuando, dado un determinado nivel de inputs, no se puede aumentar ningún output sin tener que reducir algún otro. Esto es conocido como eficiencia «*Pareto-Koopmans*» (Färe *et al.*, 1985).

Con esta definición de eficiencia, la cuestión es cómo medir la eficiencia técnica de las empresas. Las medidas más comúnmente empleadas en economía se basan en la función distancia radial y direccional. Estas funciones indican cuánto se pueden reducir los inputs o aumentar los outputs, equiproporcionalmente (radial) o cambiando el proceso productivo (direccional), sin una reducción en el nivel actual de producción o un incremento en el nivel de inputs, respectivamente. Es resumen, estas medidas de eficiencia nos dan un indicador cuantitativo de la distancia entre la práctica productiva real de la empresa y la frontera eficiente o de mejores prácticas.

Tras la aclaración de estos conceptos teóricos, su aplicación empírica implica dos cuestiones: en primer lugar, es necesario definir la tec-

nología y su frontera eficiente como una relación cuantitativa entre factores y productos. Con este fin, se emplean combinaciones reales de inputs y outputs de una muestra de empresas. En segundo lugar, se debe determinar la frontera eficiente. En este caso existen fundamentalmente dos procedimientos alternativos establecidos en la literatura (ver, por ejemplo, Førsund *et al.*, 1980): el enfoque paramétrico, que asume una forma funcional para la frontera eficiente, que puede ser determinística o estocástica, y; el enfoque no paramétrico, que aplica técnicas de programación matemática a los datos disponibles. La primera referencia a este segundo enfoque es Farrell (1957). El trabajo de Farrell ha sido la base del desarrollo del Análisis Envolvente de Datos (Data Envelopment Analysis, DEA), por Charnes, Cooper y Rhodes (1978), que mide la eficiencia de una unidad como su resultado relativo a una frontera construida con los datos observados. Así, las empresas que se encuentran sobre la superficie de la frontera son eficientes y el resto son ineficientes. Finalmente, hay que añadir que la eficiencia es relativa, es decir, implica la comparación de la actuación o resultados de una empresa respecto a una frontera que es definida por las mejores empresas en una muestra determinada.

El empleo de la metodología DEA presenta ciertas ventajas sobre los métodos paramétricos porque evita una especificación paramétrica más rígida y no se asume forma funcional alguna de la distribución de eficiencia. Además, permite la consideración y tratamiento diferenciado de múltiples inputs y outputs de una manera explícita. Presenta gran flexibilidad en cuanto a las posibilidades de especificación de los modelos que, de este modo, pueden responder a objetivos distintos. Asimismo, el carácter relativo de los resultados es de gran utilidad a la hora de realizar comparaciones entre muestras determinadas. Sin embargo, existen limitaciones en esta metodología, tales como su sensibilidad a los *outliers* u observaciones extremas y fronteras incompletas (4).

Dentro de este marco de análisis, la presencia de outputs no deseables se considera un rasgo especial de la tecnología, con importantes implicaciones tanto en la formación de la frontera como en las medidas. El reconocimiento de las emisiones contaminantes en economía de la producción implica que la hipótesis de eliminación libre de

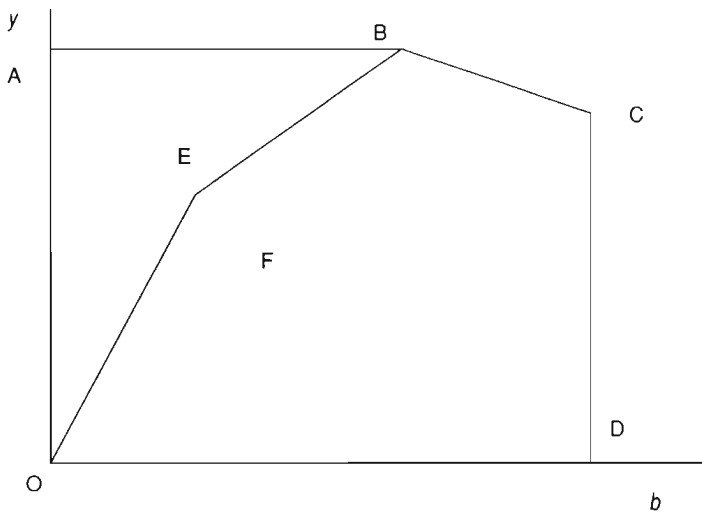
(4) Existen varios desarrollos metodológicos recientes dentro del enfoque no paramétrico, como los de Kumbhakar *et al.* (2007) que proponen un nuevo enfoque para modelos de frontera estocástica no paramétrica, basado en técnicas de máxima verosimilitud local, y Martins-Filho y Yao (2007), que proponen un modelo de regresión de la frontera de producción determinística, menos sensible a valores extremos y outliers que el DEA.

outputs no deseables no se cumple (Färe *et al.*, 1989; Ball *et al.*, 1994; Chung *et al.*, 1997). Es decir, la reducción de un input determinado o un output no deseable no se puede llevar a cabo de manera gratuita. Existe una compensación que implica que la reducción de algún output no deseable, por ejemplo, no se puede hacer sin tener que renunciar a cierta cantidad del output deseable o sin tener que utilizar una mayor cantidad de inputs. Las medidas de eficiencia establecidas bajo esta premisa tratan a las emisiones contaminantes como subproductos indeseables, es decir, productos que resultan del propio proceso productivo que, debido a su naturaleza contaminante, idealmente deberían ser reducidos.

Esto se puede representar gráficamente en el espacio de output deseable y - output no deseable b , en el gráfico 3. OABCD representa la frontera de posibilidades de producción bajo la hipótesis de eliminación fuerte del output no deseable y OEBCD asume la hipótesis de eliminación débil. Ambas fronteras cumplen los axiomas que se establecen en la literatura (ver, por ejemplo, Färe *et al.*, 1985). Así, para una unidad F, la eficiencia (en outputs) bajo la primera hipótesis implica la proyección de F sobre el segmento AB de la frontera OABCD, formada por las unidades más eficientes de

Gráfico 3

**Frontera de posibilidades de producción
bajo las hipótesis de eliminación fuerte y débil**



Fuente: Chung *et al.* (1997).

la muestra. Es evidente que a lo largo de este segmento la cantidad de y se puede mantener mientras que la cantidad de b aumenta libremente. Del mismo modo, F se proyectará sobre el segmento EB de la frontera OEBCD bajo la segunda hipótesis. Ahora, una disminución en b va acompañada de una disminución del output deseable y , porque el output no deseable no se puede eliminar de una manera libre o gratuita. Bajo la consideración de que la eliminación de b no es gratuita, las unidades que en el caso anterior se proyectaban sobre el segmento AB, que permite mayores niveles de b para el mismo nivel de y , ahora se proyectarán sobre la frontera débil, que no admite mayores niveles de b para el mismo nivel de y .

Shephard (1970) introdujo la función distancia como una manera de representar la tecnología:

$$D_0(x,y)=\inf \{\theta:(y/\theta) \in P(x)\}$$

Esto considera que «re-escalar» el output es consistente con una tecnología dada y unas cantidades dadas de inputs, es decir, manteniendo las mismas combinaciones. Esta función, «juega un papel fundamental en la dualidad entre las estructuras de coste y producción y como base para definir una función de producción conjunta para tecnologías con múltiples outputs» (Shephard, 1970, p. 76). Hay que señalar que la inversa de la función distancia en outputs es la eficiencia en outputs de Farrell (Lovell, 1993). Sin embargo, cuando existen outputs no deseables, la medida de Farrell implica un movimiento hacia la frontera en la dirección en que tanto outputs deseables como no deseables se incrementan.

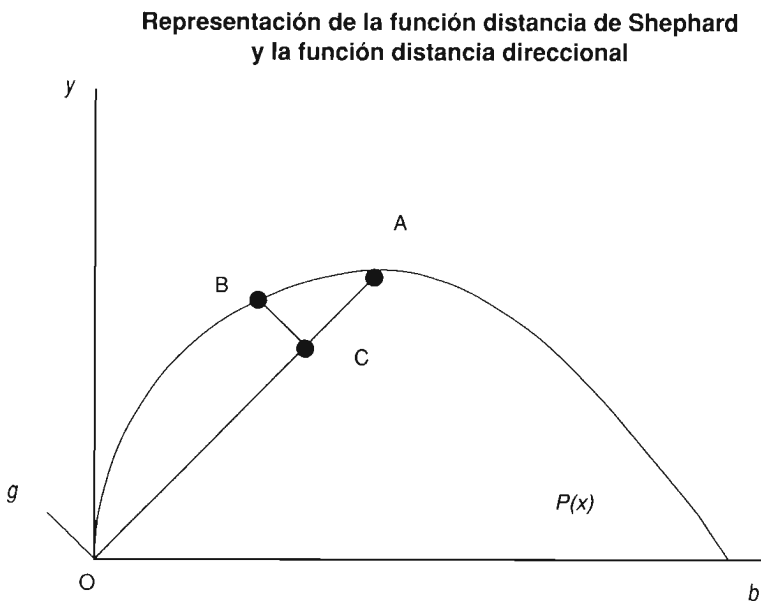
Para permitir un tratamiento diferenciado de los outputs no deseables, Chung *et al.* (1997) introducen, siguiendo a Luenberger (1992), el concepto de función distancia direccional como una representación de la tecnología:

$$\vec{D}_0(x,y,b;g_y,g_b) = \sup \{\beta:(y+\beta g_y, b+\beta g_b) \in P(x)\}$$

El vector direccional (g_y, g_b) indica la dirección en la que el cambio simultáneo debe ocurrir, ya que puede ser especificado en cualquier dirección. Por lo tanto, esta función permite la medida de la eficiencia en cualquier dirección especificada, estableciendo una relación formal entre los resultados económicos de las empresas y su eficiencia técnica. De este modo, si el vector direccional (g_x, g_y) es $(0, y)$ o $(x, 0)$, la función distancia direccional se relaciona con las funciones distancia de Shephard en outputs e inputs, respectivamente (Färe *et al.*, 2000).

Siguiendo a Chung *et al.* (1997), la función distancia direccional y la función distancia en outputs de Shephard se comparan en el gráfico 4. $P(x)$ es el conjunto de outputs, y y b son los outputs deseables y no deseables respectivamente. Si aplicamos el concepto de función distancia en outputs de Shephard, la unidad C se colocará en la frontera de $P(x)$ en el punto A , aumentando todos los outputs en un factor OA/OC . Por el contrario, si se tiene en cuenta la existencia de un output indeseable que debe ser reducido debido, por ejemplo, a alguna restricción ambiental, C se desplazaría hasta el punto B , donde y se aumenta mientras que b se reduce, en un factor de BC/Og .

Gráfico 4



Fuente: Chung *et al.* (1997).

Como se ha comentado anteriormente, la principal diferencia entre las medidas de eficiencia con outputs deseables y no deseables es la forma de la frontera. De acuerdo con esto, la comparación de las medidas obtenidas respecto a las dos fronteras, formadas considerando las dos hipótesis alternativas sobre eliminación, representa la variación de eficiencia que una empresa dada experimenta cuando se tiene en cuenta la eliminación costosa de un output no deseable. En la literatura, este concepto ha sido utilizado, entre otros, por

Färe *et al.* (1989), que aplican un ratio de medidas de eficiencia hiperbólicas en output, bajo las hipótesis de eliminación fuerte y débil, a una muestra de empresas papeleras norteamericanas, como un indicador del impacto que una regulación ambiental puede ejercer sobre los agentes. De este modo, una regulación más restrictiva implica que los agentes deben renunciar a más producción o usar más recursos para aumentar su esfuerzo de reducción de contaminación. En este caso, se puede decir que se busca la internalización de las externalidades, en el sentido en que el impacto ambiental producido por la actividad es tenido en cuenta por las empresas. Esta idea también es señalada por Zaim y Taskin (2000), que refieren el principio de *El que contamina paga* (*Polluter Pays Principle*, PPP), recogido en la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo (1992). Ellos aplican el índice de impacto de Färe *et al.* (1989) al caso de las emisiones de CO₂ en los países de la OCDE; Piot-Lepetit *et al.* (2002) lo aplican al caso de la agricultura cerealista en Francia y Alemania. Hernández-Sancho *et al.* (2000) modifican el índice anterior para adaptarlo a situaciones en las que sólo un subconjunto de los outputs no deseables está restringido por la regulación, y lo aplican al caso del sector español de la madera y el mueble.

La misma idea se ha empleado en la literatura mediante el uso de la función distancia direccional. Piot-Lepetit *et al.* (2002) extienden su análisis de medidas hiperbólicas de eficiencia al concepto de la función distancia direccional y el caso del cereal en Francia y Alemania. Finalmente, Boyd *et al.* (2002) estiman la pérdida en outputs debida al control de la contaminación para el caso de la industria de los contenedores de vidrio norteamericana. Picazo-Tadeo *et al.* (2005) lo aplican a una muestra de productores españoles de pavimento cerámico.

La presente aplicación empírica consiste en el cálculo de la eficiencia técnica de una muestra de explotaciones agrícolas, basado en el concepto de la función distancia direccional en outputs y mediante el empleo de técnicas no paramétricas, concretamente el llamado Análisis Envoltante de Datos, DEA. El objetivo del modelo que se plantea es la maximización simultánea de los outputs deseables y la minimización de los no deseables. De este modo, al objetivo habitual de maximización de la producción (o de su valor), se incorpora de una manera explícita la necesidad de que este objetivo se logre mediante la menor contaminación ambiental posible y, además, que la reducción de las emisiones es costosa. Este modelo se representa mediante el siguiente programa:

$$\begin{aligned} \bar{D}_{\text{fuerte}}(x_k, y_k, b_k; y_k, b_k) &= \max \beta \\ \text{sujeto a} & \\ \sum_k \lambda_k y_{mk} &\geq (1-\beta)y_{mk} \quad m = 1, \dots, M \\ \sum_k \lambda_k b_{rk} &\geq (1-\beta)b_{rk} \quad r = 1, \dots, R \\ \sum_k \lambda_k x_{nk} &\leq x_{nk} \quad n = 1, \dots, N \\ \lambda_k &\geq 0 \quad k = 1, \dots, K \end{aligned}$$

Donde hay una muestra de $k = 1, \dots, K$ explotaciones, $m = 1, \dots, M$ outputs deseables, $n = 1, \dots, N$ inputs y $r = 1, \dots, R$ outputs no deseables. λ_k son las variables de intensidad o pesos, y $(y_k, -b_k)$ es el vector direccional. A continuación, la hipótesis de eliminación débil o costosa de outputs no deseables se introduce en el modelo mediante la modificación en la restricción de los outputs no deseables de la desigualdad por una igualdad, de modo que la restricción queda como sigue:

$$\sum_k \lambda_k b_{rk} = (1-\beta)b_{rk}$$

Como se comentó anteriormente, el empleo de la función distancia direccional en outputs se convierte en una herramienta muy adecuada para *acomodar* los outputs no deseables, porque permite un tratamiento diferenciado de los mismos gracias al vector direccional. Asimismo, tiene una estructura aditiva lo cual puede facilitar su interpretación en términos de beneficio (Hudgins y Primont, 2004). La elección del vector direccional es crucial en esta metodología ya que, no sólo determina la dirección de proyección de las unidades de la muestra hacia la frontera eficiente, lo que puede implicar diferentes resultados, sino que también pueden tener interpretaciones económicas distintas. Mediante la selección de un vector direccional u otro se pueden considerar escenarios alternativos (Picazo-Tadeo *et al.*, 2005) que respondan a los objetivos que plantean, por ejemplo, las distintas medidas de política agroambiental. En este contexto concreto, parece razonable especificar un vector direccional que implique, por una parte, la maximización del output deseable, ya que estamos hablando de una actividad económica que debe ser rentable para el agricultor, y por otra, la minimización de los outputs no deseables que representan el impacto ambiental de la actividad agraria. El vector direccional elegido, con la orientación citada, es la propia observación, lo cual hace su determinación muy simple.

3.2. La tecnología

Los índices de eficiencia técnica en outputs se determinan comparando la cantidad de outputs de las distintas unidades para un mismo nivel de inputs. Un problema habitual en la aplicación empírica de estos índices es la heterogeneidad en inputs y outputs. En particular, cuando se trata de comparar explotaciones de agricultura convencional y ecológica, la propia regulación veta el uso de algunos fertilizantes y pesticidas en agricultura ecológica. Así mismo, la calidad del producto ecológico es diferente de la calidad del producto convencional. Estas diferencias de calidad de inputs y outputs han llevado a algunos a considerar que la agricultura convencional y la ecológica tienen distintas tecnologías, lo que impediría comparar los dos sistemas de producción.

Sin embargo, en pocas industrias las empresas usan inputs de la misma calidad y producen un output homogéneo. Normalmente este problema se resuelve en la práctica utilizando valores en lugar de cantidades. Y considerando el precio como un indicador de calidad. El valor sería entonces una cantidad de características homogéneas.

En este trabajo se ha considerado que la agricultura convencional y ecológica no representan sino una variación de las prácticas de manejo empleadas y, como tales, son una única tecnología. Dado que uno de los objetivos de esta investigación es el análisis y la comparación de la eficiencia de las explotaciones convencionales y ecológicas teniendo en cuenta, además, el impacto ambiental que generan, parece más razonable considerar una única muestra, que además permitirá extraer conclusiones que afectan por igual tanto a unas como a otras. Por lo tanto, consideramos una única frontera de eficiencia y reducimos las diferencias de calidad a diferencias de cantidades mediante el uso del valor de la producción. Hay que señalar que este procedimiento se utiliza en la literatura cuando se calcula una medida global de eficiencia para comparar los dos sistemas de producción (Oude Lansink *et al.*, 2002).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La muestra consta de 86 explotaciones agrícolas de Navarra, para el año 2001, de Orientación Técnico-Económica OTE 311, *Vinos con denominación de origen* y OTE 603, *Agricultura general y viticultura*. Esta muestra se divide en dos grupos: el primero corresponde a 54 explotaciones convencionales, cuyos datos han sido proporcionados por la Secretaría Técnica del Departamento de Agricultura, Ganadería y

Alimentación del Gobierno de Navarra. El segundo grupo está formado por 32 explotaciones ecológicas, certificadas por el CPAEN/NNPEK. Estos datos se han obtenido a partir de entrevistas personales.

Las variables utilizadas en el análisis son las siguientes: cuatro inputs, *tierra*, medida en Hectáreas de superficie agraria útil (SAU); *trabajo total*, medido en Unidades de Trabajo Anual (UTA); *capital*, medido en €, que corresponde a la depreciación y alquiler de maquinaria y edificios, y; *fertilizantes y pesticidas*, en €, que corresponde al gasto realizado en los mismos en la explotación. La elección de esta variable se justifica porque normalmente las prácticas de producción típicas de la agricultura ecológica, tales como la rotación de cultivos, implican una reducción en el uso de estos inputs.

El output deseable, *ingresos totales* de la explotación, se expresa en €. Esta variable se expresa en unidades monetarias por dos razones: en primer lugar, convierte en cantidad de output las diferencias de calidad entre la uva ecológica y la convencional y, en segundo lugar, permite agregar la producción de empresas multiproducto con distintos cultivos complementarios a la viña, tales como cereal, olivo, almendro, hortalizas, etc. Con el objetivo de evitar el sesgo a favor de las explotaciones ecológicas que puede introducir la utilización del output en valor, el análisis se ha replicado para el caso en que no haya variación de precios entre ambas producciones. Con este fin, los precios de los productos ecológicos se han sustituido por los precios medios de los productos convencionales. De este modo, la variable *ingresos totales* se presenta para dos casos: precios convencionales y ecológicos y sólo precios convencionales.

Los outputs no deseables son el *exceso de nitrógeno* en el suelo, en kg., calculado siguiendo la metodología de la OCDE (2001) y un *índice de impacto de los pesticidas (EIQ)*, calculado según el método de Kovach *et al.* (1992), que divide el impacto de las materias activas presentes en los pesticidas en tres componentes (trabajadores en la explotación, consumidores e impacto ecológico) y los pondera para obtener el impacto de las estrategias de gestión de pesticidas en las explotaciones (5).

Las estadísticas descriptivas de las variables se presentan en el cuadro 2, y el cuadro 3 muestra los resultados medios.

(5) Se puede obtener más información sobre este método en la siguiente dirección web: www.nysipm.cornell.edu/publications/eiq

Cuadro 2

ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS VARIABLES UTILIZADAS (*)

	Tierra (ha)	Trabajo (UTA)	Capital (€)	Fert/pest (€)	Output (€)	Output2 & (€)	Nitrógeno (kg)	EIQ (uds)
Muestra completa	54,27 (49,5)	1,61 (0,75)	9.008 (6.791)	6.562 (5.958)	63.081 (46.749)	60.480 (41.687)	5.038 (5.575)	1.887 (829)
Convencionales	58,25 (52,4)	1,52 (0,55)	9.246 (6.724)	6.218 (5.574)	53.351 (35.142)	53.351 (35.142)	5.084 (5.076)	1.490 (127)
Ecológicas	47,54 (44,2)	1,76 (1,00)	8.606 (6.993)	7.141 (6.607)	79.501 (58.633)	72.509 (49.149)	4.960 (6.416)	2.557 (1.059)

(*): media y desviación estándar (entre paréntesis).
&: output con los precios del producto convencional.

Cuadro 3

RESULTADOS MEDIOS DE LOS MODELOS 1 Y 2&

	Modelo 1		Modelo 2			
	$\bar{D}_0 f^*$	$\bar{D}_0^* o^{\$}$	$\bar{D}_0 f^*$	$\bar{D}_0^* o$	$\bar{D}_0^* db^*$	$\bar{D}_0^* = 0$
Precios convencionales y ecológicos						
Muestra completa	0,251 (0,259)	1+8=9	0,249 (0,261)	3+9=12	0,040 (0,032)	6+16=22
Convencionales	0,317 (0,286)	1	0,315 (0,289)	3	0,049 (0,027)	6
Ecológicas	0,140 (0,153)	8	0,138 (0,155)	9	0,026 (0,034)	16
Precios convencionales						
Muestra completa	0,197 (0,190)&	2+10=12	0,194 (0,202)	4+10=14	0,035 (0,030)	9+18=27
Convencionales	0,247 (0,219)	2	0,245 (0,223)	4	0,042 (0,026)	9
Ecológicas	0,109 (0,120)	10	0,108 (0,122)	10	0,022 (0,032)	18

&: media y desviación estándar (entre paréntesis).
*: $\bar{D}_0 f$ y $\bar{D}_0 db$: distancia a la frontera bajo eliminación fuerte y débil, respectivamente.
\$: $\bar{D}_0 = 0$: n° de explotaciones en la frontera.

En el cuadro 3, Modelo 1, se muestran los resultados obtenidos cuando las variables ambientales no se consideran en el análisis. La distancia media para toda la muestra en el Modelo 1 es de 0,251, con 9 explotaciones en la frontera eficiente. Las explotaciones convencionales muestran un valor medio de 0,317 (1 en la frontera), mientras

que para las ecológicas el valor medio de la distancia es de 0,140, con 8 explotaciones en la frontera eficiente. Este resultado parece razonable si consideramos el hecho de que la frontera eficiente está formada por una mayoría de explotaciones ecológicas, y que además el factor de diferenciación de la calidad del producto, en forma del sobreprecio, está introducido en este modelo. Por lo tanto, parece lógico suponer que las explotaciones convencionales, que perciben precios menores, se encontrarán más lejos de la frontera.

En la parte inferior del cuadro 2 se muestran los resultados del mismo análisis considerando únicamente precios convencionales, es decir, eliminando la posible diferenciación de calidad en forma del sobreprecio de los productos ecológicos. En este caso, la distancia media disminuye, lo cual era de esperar precisamente por esta eliminación del sobreprecio, de modo que para la muestra completa es de 0,197 y 0,247 y 0,109 para las explotaciones convencionales y ecológicas, respectivamente. La frontera está formada por 12 explotaciones, de las que 2 son convencionales y 10 ecológicas. Las explotaciones ecológicas siguen siendo más eficientes que las convencionales.

El cuadro 3, Modelo 2, muestra los resultados medios obtenidos cuando las variables ambientales se incluyen en el cálculo. De este modo se profundiza en el análisis del primer modelo, incluyendo consideraciones ambientales, lo cual va completamente en línea con los objetivos de los programas de agricultura ecológica. En este caso, debido a que los outputs no deseables se han incluido en el modelo, la distancia se ha calculado bajo las dos hipótesis descritas en la sección anterior, de eliminación fuerte y débil.

La distancia media para toda la muestra en el Modelo 2, bajo eliminación fuerte, es de 0,249, para las explotaciones convencionales es 0,315 y para las ecológicas es 0,138, con 3 y 9 explotaciones en la frontera, respectivamente. Estos resultados no varían sustancialmente de los obtenidos en el Modelo 1, lo cual se debe a la propia definición del índice de eficiencia fuerte en la dirección $(y, -b)$. En ambos casos se compara cada unidad con aquella que tiene el mayor output para el mismo nivel de inputs. Por otra parte, en el caso de la eliminación débil, los valores bajan a 0,040, 0,049 y 0,026, para toda la muestra, explotaciones convencionales y ecológicas, respectivamente, y el número de explotaciones en la frontera eficiente aumenta de 3 a 6 convencionales y de 9 a 16 ecológicas. Esto nos indica que, mientras que bajo eliminación fuerte se podía conseguir un aumento (y disminución) medio del output deseable (y no deseable) de un 25 por ciento para toda la muestra, ahora, bajo el supuesto de eliminación débil, este valor es de un 4 por ciento, indi-

cando de esta manera el coste de oportunidad que conlleva esta restricción en cuanto a la expansión del output deseable. Además, en el caso de las explotaciones convencionales pasa de un 31,5 por ciento a un 4,9 por ciento y en el caso de las ecológicas, de un 13,8 por ciento a un 2,6 por ciento. Es decir, bajo eliminación débil, el coste de oportunidad sería mayor para las explotaciones convencionales.

Como en el modelo anterior, las filas inferiores del cuadro 2 muestran los resultados obtenidos cuando se consideran únicamente precios convencionales. De nuevo, los resultados bajo la hipótesis de eliminación fuerte no varían sustancialmente respecto de los obtenidos en el Modelo 1. Con eliminación débil, las distancias medias se reducen ligeramente, 0,035, 0,042 y 0,022 para toda la muestra, explotaciones convencionales y ecológicas, respectivamente y, de nuevo, el número de explotaciones en la frontera aumenta, 9 convencionales y 18 ecológicas.

En base a lo comentado hasta ahora, parece evidente que las explotaciones ecológicas obtienen valores menores de la distancia en los dos modelos (con y sin la consideración de variables ambientales) y tanto para cuando se incluye el sobreprecio como para cuando no se incluye, lo cual implica, en definitiva, mayores valores de la eficiencia. Estos resultados se ven reforzados por los que presenta el cuadro 4, en la que se recogen los valores Z del test no-paramétrico de Mann-Whitney que se ha llevado a cabo para determinar si existen diferencias significativas en la eficiencia de ambos sistemas de producción. De acuerdo con los resultados obtenidos, existen diferencias significativas entre ambos sistemas en los dos modelos y para los dos contextos de precios.

En cuanto a estos resultados, hay dos aspectos que merecen especial atención: en primer lugar, respecto a la inclusión de los impactos ambientales, en el cuadro 4 también se muestran los valores Z de Mann-Whitney que determinan si existen diferencias significativas en este sentido. Estos resultados indican que existen diferencias significativas al 1 por ciento entre los modelos 1 y 2, es decir, entre considerar que la eliminación de la contaminación tiene un coste, eliminación débil (modelo 2), o no incluir la contaminación en el modelo (modelo 1). Esto hace patente la importancia de la inclusión de los impactos ambientales de la actividad agrícola, porque no son sino el resultado de las prácticas de manejo que se emplean en la explotación y como tales, inherentes al propio proceso productivo. Por lo tanto, consideramos que se deberían de incluir de manera rutinaria en este tipo de análisis comparativos.

Cuadro 4

VALORES Z DEL TEST DE MANN-WHITNEY PARA DIFERENCIAS EN EFICIENCIA ENTRE EXPLOTACIONES ECOLÓGICAS Y CONVENCIONALES Y ENTRE MODELO 1-MODELO 2

Valores Z		Precios convencionales y ecológicos	Precios convencionales
Diferencias entre explotaciones convencionales y ecológicas	modelo 1	3,92***	3,8***
	modelo 2	3***	2,8***
Diferencias entre modelo1 y modelo2		7,89***	8***

***: diferencias significativas al 1 por ciento.

En segundo lugar, la diferenciación de calidad del producto, que viene representada por el sobreprecio de los productos ecológicos también es un factor que está afectando a los resultados. En el cuadro 5 se presentan los valores Z del test no paramétrico de Mann-Whitney, que intentan identificar la existencia de diferencias en este sentido. De acuerdo con estos resultados, en el modelo 1 existen diferencias significativas al 10 por ciento en la eficiencia cuando se introduce el sobreprecio respecto de cuando se consideran precios iguales en ambos sistemas. Por el contrario, cuando los impactos ambientales entran en juego (modelo 2), el sobreprecio pierde poder explicativo y no se dan diferencias significativas en uno y otro caso.

Cuadro 5

VALORES Z DEL TEST DE MANN-WHITNEY PARA DIFERENCIAS EN EFICIENCIA ENTRE MODELO 1 Y MODELO 2 CON Y SIN INTRODUCCIÓN DEL SOBREPRECIO

Valores Z	Introducción del sobreprecio
modelo 1	1,76*
modelo 2	1,23

*: diferencias significativas al 10 por ciento.

Finalmente hay otro factor a tener en cuenta en este análisis, como es la presencia de dos Denominaciones de Origen (DO), Navarra y Rioja. Este factor, entre otros, constituye la calidad exógena de los productos, que viene determinada por factores que están fuera del control del productor, tales como el origen (Daraio y Simar, 2005). Esto contrasta con la etiqueta ecológica, que se convierte en un fac-

tor de calidad endógena, consecuencia de unas prácticas de manejo adoptadas voluntariamente por el productor (Kristofersson y Rickertsen, 2004). Todas las explotaciones que componen la muestra pertenecen a una u otra denominación. El cuadro 6 presenta un resumen de los resultados obtenidos para el modelo 2 (eliminación débil), en función de la DO. En primer lugar, vemos como las explotaciones que pertenecen a la DO Rioja son más eficientes que las de la DO Navarra. En segundo lugar, las explotaciones ecológicas aparecen de nuevo como más eficientes que las convencionales en ambas DOs y para los dos contextos de precios. Estos resultados son corroborados por los valores Z del Mann-Whitney (cuadro 6), que indican que la eficiencia de las explotaciones pertenecientes a una DO u otra es significativamente diferente (5 por ciento). Esto implica que este factor de calidad exógena ejerce una influencia significativa en el comportamiento y resultados de estas explotaciones. Así pues, podemos decir que, además del impacto de la propia etiqueta ecológica, que representa la calidad endógena, es importante tener en cuenta este factor adicional de calidad exógena a la hora de extraer conclusiones. En resumen, las explotaciones ecológicas son más eficientes bajo ambas DOs.

Cuadro 6

RESULTADOS MEDIOS DEL MODELO 2 (ELIMINACIÓN DÉBIL) POR DO

Precios convencionales y ecológicos			Precios convencionales		
	\vec{D}_0 db [§]	$\vec{D}_0 = 0^{\&}$		\vec{D}_0 db	$\vec{D}_0 = 0$
DO Navarra (50 explotaciones)	0,047 (0,031) [?]	3+7=10	DO Navarra (50 explotaciones)	0,041 (0,031)	4+9=13
Convencionales (30 expl.)	0,053 (0,027)	3	Convencionales (30 expl.)	0,045 (0,027)	4
Ecológicas (20 expl.)	0,039 (0,037)	7	Ecológicas (20 expl.)	0,034 (0,036)	9
DO Rioja (36 expl.)	0,030 (0,029)	3+9=12	DO Rioja (36 expl.)	0,026 (0,027)	5+9=14
Convencionales (24 expl.)	0,044 (0,027)	3	Convencionales (24 expl.)	0,037 (0,026)	5
Ecológicas (12 expl.)	0,003 (0,006)	9	Ecológicas (12 expl.)	0,026 (0,026)	9
Z(Mann-Whitney)	2,27**		Z(Mann-Whitney)	2,15**	

§: distancia a la frontera bajo eliminación débil.
 &: n° de explotaciones en la frontera.
 ?: media y desviación estándar (entre paréntesis).
 **: diferencias significativas al 5 por ciento.

5. CONCLUSIONES

Las medidas agroambientales de apoyo a la agricultura ecológica se establecen para garantizar la provisión de unos bienes públicos, en forma de un menor impacto ambiental que, de otra manera, no serían suministrados, al menos no en la cantidad deseada por el público. Sin embargo, siendo éste su objetivo principal, existen otros objetivos a los que la agricultura ecológica contribuye sin duda alguna, como son el económico, porque es necesario tener presente que se trata de una actividad productiva y, como tal, debe ser rentable para el agricultor, y el social, porque contribuye a la creación y mantenimiento de las explotaciones y con esto, el tejido social rural.

En este trabajo hemos utilizado métodos no paramétricos (DEA) para analizar la eficiencia de una muestra de explotaciones convencionales y ecológicas de Navarra. El análisis se ha llevado a cabo desde dos puntos de vista. Por una parte, en línea con los análisis tradicionales de eficiencia, no se consideran variables que reflejen el impacto ambiental de la actividad agraria. Por otra, el segundo punto de vista incluye de manera explícita el impacto ambiental de la agricultura, que está representado mediante dos variables o indicadores, el balance de nitrógeno y un índice que refleja el impacto de la utilización de pesticidas en las explotaciones. Además de esto, y dado que los productos ecológicos normalmente llevan aparejado un sobreprecio como indicador de una calidad diferenciada, los dos enfoques anteriores se han aplicado para dos situaciones distintas en cuanto al precio de los productos, esto es, considerando precios distintos para unos productos y otros, y considerando únicamente precios convencionales.

En breve, las explotaciones ecológicas aparecen como más eficientes que las explotaciones convencionales en todos los escenarios: incluyendo el impacto ambiental y sin tenerlo en cuenta, y tanto cuando se considera el sobreprecio de la producción ecológica como cuando se valora la producción a precios convencionales. Más detalladamente:

Primero, el mayor nivel de eficiencia de las explotaciones ecológicas cuando no se tienen en cuenta los impactos ambientales puede venir motivado por dos factores principales. Por una parte, se trata de una agricultura de secano, en la que los rendimientos de fertilizantes y pesticidas son generalmente menores que en la agricultura de regadío. En este caso, la aplicación de la normativa de agricultura ecológica no implica gran sacrificio en la producción. Por otra

parte, hay un esfuerzo de adaptación a una regulación más restrictiva, lo cual puede implicar una mejora de la productividad de todos los factores.

Segundo, la eficiencia de las explotaciones ecológicas mejora respecto a las convencionales cuando se consideran los impactos ambientales, lo cual es un resultado razonable, considerando que la actividad de las explotaciones ecológicas está sin duda más restringida que la de las convencionales, y da una indicación de que la regulación puede estar resultando efectiva.

Tercero, en cuanto al efecto del sobreprecio sobre la eficiencia, es significativo cuando ésta se mide sin considerar el impacto ambiental y no lo es cuando se incluyen éstos. El efecto de la mejora ambiental que introduce la agricultura ecológica parece superar, por lo tanto, al del sobreprecio.

También hay que señalar que todas las explotaciones de nuestra muestra pertenecen a dos denominaciones de origen distintas, DO Navarra y DO Rioja y que, independientemente de la DO, las explotaciones ecológicas siguen apareciendo como más eficientes que las convencionales.

En conclusión, la regulación de agricultura ecológica en el cultivo de la viña tiene relativo éxito no sólo porque las explotaciones ecológicas son más eficientes técnicamente, sino porque la adaptación a la misma induce un proceso de aprendizaje por experiencia (*learning by doing*) que mejora la productividad de los factores.

BIBLIOGRAFÍA

- ARANDIA, A. (2007): *The Measurement of Efficiency in Organic Farming: Accounting for Environmental Quality and Product Differentiation*, Tesis Doctoral, Universidad Pública de Navarra.
- BALL, V. E.; LOVELL, C. A. K.; NEHRING, R. F. y SOMWARU, A. (1994): *Incorporating Undesirable Outputs into Models of Production Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, 31: 60-74.
- BOYD, G. A.; TOLLEY, G. y PANG, J. (2002): «Plant Level Productivity, Efficiency and Environmental Performance of the Container Glass Industry». *Environmental and Resource Economics*, 23: 29-43.
- BRUSELMA, T. (2003): «Productivity of Organic and Conventional Cropping Systems», in *OECD Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies* CABI Publishing.
- CHARNES, A.; COOPER, W. W. y RHODES, E. (1978): «Measuring the Efficiency of Decision Making Units European». *Journal of Operational Research*, 2(6): 429-444.

- CHUNG, Y. H.; FÄRE, R. y GROSSKOPF, S. (1997): «Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach». *Journal of Environmental Management*, 51: 229-240.
- COMISIÓN EUROPEA (2004): *Plan de Acción Europeo para los Alimentos Ecológicos y la Agricultura Ecológica* Comunicación de la Comisión al Parlamento y al Consejo Europeo COM (2004).
- DARAIO C. y SIMAR, L. (2005): «Introducing Environmental Variables in Nonparametric Frontier Models: a Probabilistic Approach». *Journal of Productivity Analysis*, 24: 93-121.
- DECRETO FORAL 287/1995, de 4 de septiembre: *por el que se regula en Navarra la producción agraria ecológica y su elaboración y comercialización, y se establece la autoridad de control BON*, 121, 29/09/1995.
- DECRETO FORAL 617/1999, de 20 de diciembre: *por el que se aprueba el Reglamento sobre la producción agraria ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, en el ámbito de la Comunidad Foral de Navarra BON*, 4, 10/01/2000.
- DOBBS, T. L.; NGUYEN, G.; BERTRAMSEN, S. K. y LEGAGNEUX, B. (2003): «French Quality and Eco-Labeling Schemes: Do They Also Benefit the Environment?» Comunicación presentada en el *American Agricultural Economics Association Annual Meeting*, Canada, July 27-30.
- FÄRE, R., GROSSKOPF, S. y LOVELL, C. A. K. (1985): *The Measurement of Efficiency of Production* Kluwer-Nijhoff Publishing.
- FÄRE, R., GROSSKOPF, S.; LOVELL, C. A. K. y PASURKA, C. (1989): «Multilateral Productivity Comparisons When Some Outputs are Undesirable: A Non-parametric Approach». *The Review of Economics and Statistics*, 71(1): 90-98.
- FÄRE, R. y GROSSKOPF, S. (2000): «Theory and Application of Directional Distance Function». *Journal of Productivity Analysis*, 13: 93-103.
- FARRELL, M. J. (1957): «The Measurement of Productive Efficiency». *Journal of the Royal Statistics Society Series A*, 120, part. 3: 253-290.
- FØRSUND, F. R.; LOVELL, C. A. K. y SCHMIDT, P. (1980): «A Survey of Frontier Production Functions and of their Relationship to Efficiency Measurement». *Journal of Econometrics*, 13: 5-25.
- GOBIERNO DE NAVARRA (2007): *Programa de Desarrollo Rural de Navarra (2007-2013)*. Secretaría Técnica Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- GROTE, U. y VOLKGENANNT, U. (2002): *Eco-Labeling in Agriculture* High-Level Pan-European Conference on Agriculture and Biodiversity, OECD Paris.
- HARRIS, B.; BURRESS, D. y EICHER, S. (2000): «Demands for Local and Organic Produce: A Brief Review of the Literature». *Report n° 254A*. Institute for Public Policy and Business Research University of Kansas.
- HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; PICAZO-TADEO, A. y REIG-MARTÍNEZ, E. (2000): «Efficiency and Environmental Regulation. An Application to Spanish Wooden Goods and Furnishings». *Industry Environmental and Resource Economics*, 15(4): 365-378.
- HUDGINS, L. B. y PRIMONT, D. (2004): *Directional Distance Functions: Theory and Applications* Working Paper Department of Economics University of Southern Illinois at Carbondale.

- KOVACH, J.; PETZOLDT, C.; DEGNI, J. y TETTE, J. (1992): «A Method to Measure the Environmental Impact of Pesticides New York's Food and Life Sciences». *Bulletin* nº 139, Cornell University, Ithaca, New York.
- KRISTOFERSSON, D. y RICKERTSEN, K. (2004): «Efficient Estimation of Hedonic Inverse Input Demand Systems». *American Journal of Agricultural Economics*, 86(4): 1.127-1.137.
- KUMBHAKAR, S. C.; PARK, B. U.; SIMAR, L. y TSIONAS, E. (2007): «Nonparametric Stochastic Frontiers: A Local Maximum Likelihood Approach». *Journal of Econometrics*, 137: 1-27.
- LAMPKIN, N. (1998): *Organic Farming* Ipswich, New York Farming Press.
- LOTTER, D. W. (2003): «Organic Agriculture». *Journal of Sustainable Agriculture*, 21(4): 59-128.
- LOVELL, C. A. K. (1993): «Production Frontiers and Productive Efficiency», in Fried, H.; Lovell, C. A. K. y Schmidt, P. (eds.): *The Measurement of Productive Efficiency*, Oxford University Press.
- LUENBERGER, D. G. (1992): «New Optimality Principles for Economic Efficiency and Equilibrium». *Journal of Optimization Theory and Applications*, 75: 221-264.
- MADAU, F. A. (2005): *Technical Efficiency in Organic Farming: an Application on Italian Cereal Farms using a Parametric Approach* Comunicación presentada en el XI^o Congreso de la EAAE, Copenhagen, Dinamarca Agosto 24-27.
- MARTINS-FILHO, C. y YAO, F. (2007): «Nonparametric Frontier Estimation Via Local Linear Regression». *Journal of Econometrics*, 141: 283-319.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2006a): *La Agricultura Ecológica en España* <http://www.mapa.es/es/alimentacion/pags/ecologica/introduccion.htm>. (consultado en junio 2006).
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (2006b): *Plan Estratégico Nacional de Desarrollo Rural 2007-2013*.
- MORAN, D. (2002): *Market Creation for Biodiversity: The Role of Organic Farming in the EU and US* Working Party on Global and Structural Policies, Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, OECD.
- OCDE (1999): *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 1: Concepts and Framework and Volume 2: Issues and Design «The York Workshop»* OECD Paris.
- OCDE (2001): *OECD National Soil Surface Nitrogen Balances. Explanatory Notes* OECD Secretariat.
- Offerman, F. y H. Nieberg (2000) *Economic Performance of Organic Farms in Europe* Organic Farming in Europe: Economics and Policy (Vol. 5). University of Hohenheim.
- OUDE LANSINK, A.; PIETOLA, K. y BÄCKMAN, S. (2002): «Efficiency and Productivity of Conventional and Organic Farms in Finland 1994-1997». *European Review of Agricultural Economics*, 29(1): 51-65.
- PEDERSEN, B. (2003): *Organic Agriculture: the Consumers' Perspective*, in *OECD Organic Agriculture. Sustainability, Markets and Policies* CABI Publishing.
- 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.

- PIMENTEL, D.; HEPPERLY, H.; HANSON, J.; DOUDS, D. y SEIDEL, R. (2005): «Environmental, energetic and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems». *BioScience*, 55: 573-582.
- PIOT-LEPETIT, I.; BRÜMMER, B. y KLEINHANSS, W. (2002): «Régulation Environnementale et Efficacité des Exploitations en Allemagne et en France». *Économie Rurale*, 268-269/Mars-Juin.
- REAL DECRETO 1852/1993, de 22 de octubre, sobre producción agraria ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios BOE nº 283, 26/11/1993.
- REGLAMENTO (CEE) nº 2092/91, de 24 de Junio de 1991, sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios DO L198, 22/07/1991.
- REGLAMENTO (CE) nº 1804/1999 del Consejo, de 19 de Julio de 1999, por el que se completa, para incluir las producciones animales, el Reglamento (CEE) nº 2092/91 sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios DO L 222, 24/08/1999.
- REGLAMENTO (CE) nº 331/2000 de la Comisión, de 17 de Diciembre de 1999, por el que se modifica el anexo V del Reglamento (CEE) nº 2092/91 del consejo sobre la producción agrícola ecológica y su indicación en los productos agrarios y alimenticios, DO L 048, 19/02/2000.
- REGLAMENTO (CE) Nº 834/2007 del Consejo, de 28 de Junio de 2007, sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos y por el que se deroga el Reglamento (CEE) nº 2092/91, DO L 189, 20/07/2007.
- ROSATI, A. y AUMAITRE, A. (2004): *Organic Dairy Farming in Europe*. Livestock Production Science.
- SHEPHARD, R. W. (1970): *Theory of Cost and Production Functions* Princeton University Press, New Jersey.
- SIPILÄINEN T. y OUDE-LANSIN, A. (2005): *Learning in Organic Farming-An Application on Finnish Dairy Farms* Paper prepared for presentation at the XIth Congress of the EAAE, Copenhagen, Denmark August 24-27.
- STOLZE, M.; PIORR, A.; HÄRING, A. y DABBERT, S. (2000): «The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe». *Organic Farming in Europe: Economics and Policy* (Vol. 6) University of Hohenheim.
- STONEHOUSE, D. P.; CLARK, E. A. y OGINI, Y. A. (2001): «Organic and Conventional Dairy Farm Comparisons on Ontario». *Canada Biological Agriculture and Horticulture*, 19(2): 115-125.
- TORJUSEN, H.; SANGSTAD, L.; O'DOHERTY JENSEN, K. y KJÆRNES, U. (2004): *European Consumers' Conception of Organic Food: A Review of Available Research* Professional Report, 4-2004 National Institute for Consumer Research Oslo, Norway <http://orgprints.org/00002490>.
- TZOUVELEKAS, V.; PANTZIOS, C. J. y FOTOPOULOS, C. (2001a): «Technical Efficiency of Alternative Farming Systems: the Case of Greek Organic and Conventional». *Olive-Growing Farms Food Policy*, 26: 549-569.
- TZOUVELEKAS, V.; PANTZIOS, C. J. y FOTOPOULOS, C. (2001b): «Economic Efficiency in Organic Farming: Evidence from Cotton Farms in Viotia». *Greece Journal of Agricultural and Applied Economics*, 33(1): 35-48.

- WIER, M.; HANSEN, L. G.; ANDERSEN, L. M. y MILLOCK, K. (2003): «Consumer Preferences for Organic Foods», in OECD *Organic Agriculture. Sustainability, Markets and Policies* CABI Publishing.
- WIER, M.; ANDERSEN, L. M. y MILLOCK, K. (2005): «Information Provision, Consumer Perceptions and Values – the Case of Organic Foods», in S. Krarup and C.S. Russell (eds.): *Environment, Information and Consumer Behaviour* Edward Elgar Publishing.
- WOESE, K.; LANGE, D.; BOESS, C. y BOGL, K. W. (1997): «A comparison of Organically and Conventionally Grown Foods-Results of a Review of the Relevant Literature». *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 74(3): 281-293.
- WYNEN, E. y VANZETTI, D. (2002): «Research in Organic Agriculture», in Powell *et al.* (eds.): *UK Organic Research 2002: Proceedings of the COR Conference*, 26-28th March 2002 Aberystwyth.
- ZAIM, O. y TASKIN, F. (2000): «Environmental Efficiency in Carbon Dioxide Emissions in the OECD: A Non-parametric Approach». *Journal of Environmental Management*, 58: 95-107.

RESUMEN

Eficiencia técnica y medioambiental de las explotaciones vinícolas vs convencionales

Los programas de certificación ecológica no son sino programas de *eco-etiquetado*, mediante los cuales se certifica que los productos englobados en estas etiquetas cumplen una determinada normativa, que persigue fundamentalmente la reducción del impacto ambiental provocado por la actividad agraria.

Mediante la utilización de métodos no paramétricos de medidas de eficiencia (DEA), en este trabajo se pretende comparar la eficiencia técnica de dos grupos de explotaciones cuyo cultivo principal es la viña, de dos sistemas de producción agraria, agricultura convencional y ecológica. Esto se va a llevar a cabo desde dos perspectivas diferentes: considerando exclusivamente la relación entre factores y producto, en una primera fase, e incluyendo los impactos ambientales, en la segunda. La comparación de los resultados obtenidos en estos escenarios nos permite avanzar algunas conclusiones sobre la eficiencia de la agricultura ecológica en condiciones de secano y cultivos perennes.

PALABRAS CLAVE: eficiencia, agricultura ecológica, impacto ambiental.

SUMMARY

Technical and environmental efficiency of organic vs. conventional vineyards

Organic certification programs are eco-labelling programs, by which it is certified that these products comply with the regulations, whose main aim is a reduction of the environmental impact provoked by agriculture. By means of DEA, in this work we calculate and compare the technical efficiency of two samples of conventional and organic vineyards, from two different perspectives: in the first instance, the relationship between inputs and outputs is considered, exclusively; in the second instance, the environmental impacts arising from the activity are also included. The comparison of the results obtained in these two scenarios allows us to draw some conclusions on the efficiency of organic farming in dry-farming conditions and perennial crops.

KEYWORDS: Efficiency, organic farming, environmental impact.