

# IMPACTO DE LAS AYUDAS AGROAMBIENTALES SOBRE LA ECO-EFICIENCIA DE LA AGRICULTURA DE SECANO.

---

*Mercedes Beltrán-Esteve<sup>a</sup>, José A. Gómez-Limón<sup>b</sup> y Andrés J. Picazo-Tadeo<sup>c</sup>*

<sup>a</sup> Departamento de Economía Aplicada II. Universidad de Valencia. Campus de Tarongers. 46022, Valencia. Spain. Telephone: ++ 34 963 828 349/55; email: [mercedes.beltran@uv.es](mailto:mercedes.beltran@uv.es)

<sup>b</sup> Departamento de Economía Agraria. Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. PO Box 3092. 14080, Córdoba. Spain. Telephone: ++ 34 957 016 051; email: [josea.gomezilimon@juntadeandalucia.es](mailto:josea.gomezilimon@juntadeandalucia.es)

<sup>c</sup> Departamento de Economía Aplicada II. Universidad de Valencia. Campus de Tarongers. 46022, Valencia. Spain. Telephone: ++ 34 963 828 349/62; email: [andres.j.picazo@uv.es](mailto:andres.j.picazo@uv.es)

RESUMEN. En este artículo se estudia la *eco-eficiencia* de una muestra de explotaciones agrarias españolas utilizando técnicas de Análisis de la Envolvente de Datos. En particular, con la descomposición por programas propuesta por Charnes et al. (1981), se analiza si los niveles de eco-eficiencia de las explotaciones acogidas al programa agroambiental para la protección de la flora y fauna son superiores a los que presentan las explotaciones no acogidas al mismo. Los resultados obtenidos en el estudio así lo verifican, evidenciando la posibilidad de reducir las presiones ambientales si todas las explotaciones adoptasen este programa. El cálculo de precios sombra para las presiones ambientales que generan las explotaciones agrarias permite asimismo valorar en términos monetarios la reducción potencial en las presiones ambientales que supondría la adopción de este programa por aquellas explotaciones que no están acogidas al mismo. Los resultados obtenidos en este sentido muestran que la valoración media de esa reducción de presiones (55,65 €/ha) es similar a la prima establecida para las explotaciones acogidas. En cualquier caso, habida cuenta de la gran variabilidad existente entre explotaciones, se aconseja adjudicar este contrato medioambiental utilizando un sistema de licitaciones.

PALABRAS CLAVE. Análisis Envolvente de Datos; eficiencia económica-ecológica; precios sombra; política agroambiental.

Códigos JEL. C61; D21; Q18; Q57.

## I. Introducción

Las actividades económicas inciden en la calidad medioambiental por el uso que éstas hacen de recursos naturales, los residuos que generan y, en ocasiones, los servicios ambientales y mejoras en el hábitat que producen. Este es el caso de las producciones agrarias (Hodge, 2000) que, desde los años noventa del pasado siglo, han generado una preocupación creciente por su incidencia sobre el medioambiente. Por un lado, existe cierta alarma social por la contaminación derivada del empleo abusivo de fertilizantes y plaguicidas, así como por la erosión de la base de recursos naturales (suelo y agua) asociados a la agricultura intensiva. Por otro lado, preocupa igualmente la amenaza de abandono de la actividad en sistemas agrarios de alto valor natural (*High Natural Value Systems*, HNVS) por falta de rentabilidad (marginalidad económica), en la medida que puede mermar la diversidad de paisajes y la biodiversidad asociada a los sistemas agrarios tradicionales (Picazo-Tadeo et al., 2009; Brady, et al., 2009). Esta preocupación por la relación entre actividad agraria y medio ambiente se ha plasmado en el desarrollo del concepto de *agricultura sostenible* (Hansen, 1996). El concepto de eficiencia económica-ecológica, más conocida como eco-eficiencia, es un instrumento para el análisis de la sostenibilidad que indica una relación empírica en las actividades productivas entre coste o valor económico e impacto medioambiental (Schaltegger, 1996; Huppel e Ishikawa, 2005).

En el ámbito de la Unión Europea, las relaciones entre agricultura y medioambiente se gestionan desde la esfera pública a través de la Política Agraria Común (PAC). En efecto, esta política comunitaria tiene entre sus objetivos asegurar que las prácticas agrarias no perjudiquen el medioambiente y preserven los activos naturales del mundo rural. Para poder lograr dicho objetivo, la PAC cuenta fundamentalmente con dos instrumentos. El primero es la *condicionalidad*, consistente en la exigencia que los agricultores observen un nivel mínimo de respeto al medio ambiente (cumplimiento de las denominadas 'Buenas Prácticas Agrarias') para el cobro de las ayudas directas a las rentas agrarias (actualmente a través del régimen de pago único por explotación). El segundo son los *programas agroambientales*, contratos suscritos voluntariamente por los productores agrarios mediante los cuales estos se comprometen a suministrar servicios medioambientales por encima del nivel básico establecido por la condicionalidad a cambio de una ayuda monetaria equivalente al

lucro cesante (ingresos que los agricultores dejan de percibir por desempeñar las actividades ambientales acordadas) más los sobrecostes en que deben incurrir para su desarrollo<sup>1</sup>.

Dentro de este marco, el objetivo de esta investigación es analizar los programas agroambientales en términos de eco-eficiencia. De manera más concreta, este trabajo se centra en el *programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna* aplicado en la Comunidad Autónoma de Castilla y León<sup>2</sup> como caso de estudio. La finalidad de dicho programa es contribuir al mantenimiento de los sistemas extensivos de secano y fomentar las prácticas que mejoren y diversifiquen el hábitat para la alimentación y cobijo de las aves esteparias características de estos sistemas de alto valor natural. Así, a través de un análisis de la eco-eficiencia de las explotaciones acogidas y no acogidas a este programa agroambiental, este trabajo pretende analizar conjuntamente tanto los efectos económicos sobre la renta de los agricultores como los efectos medioambientales asociados a las tecnologías de producción que los agricultores tienen como alternativas: producción acogida al programa y no acogida.

El interés de este estudio reside en la información que puede proporcionar a los gestores políticos para justificar o no la implementación del programa agroambiental analizado, así como para orientar su aplicación práctica (cuantía necesaria para los pagos ambientales, sistema de asignación de contratos, etc.). Efectivamente, a través de este trabajo se quiere responder a preguntas clave en este sentido como: a) ¿son las explotaciones acogidas al programa agroambiental analizado más eco-eficientes que las que no están acogidas al mismo?, b) si es así, ¿cabe afirmar que la tecnología de producción asociada al programa agroambientales es más eco-eficiente?, c) ¿qué cantidad monetaria compensaría los costes de oportunidad de las explotaciones que quieran acogerse al programa? Sin duda las respuestas a estas preguntas cubren una laguna de conocimiento necesario para mejorar la gobernanza del sector agrario a través de los programas agroambientales.

Para alcanzar los objetivos arriba planteados este trabajo se estructura de la siguiente manera: tras esta introducción, en la Sección II se desarrolla la metodología y la Sección III describe la muestra y las variables

---

<sup>1</sup> El Reglamento (CE) nº 1257/1999 del Consejo de 17 de mayo de 1999 regula, en el capítulo 6 del Título II sobre medidas de desarrollo rural, las medidas agroambientales de aplicación a todos los estados miembros. La Comisión Europea aprobó, mediante la Decisión C (2000) 3549 de 24 de noviembre, el "Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento en España" aplicable en el periodo de programación 2000-2006 (PDR 2000-2006).

<sup>2</sup> Esta medida agroambiental se inscribe en el Programa de Desarrollo Rural (PDR) 2000-2006 de la Comunidad Autónoma de Castilla y León. Su aplicación queda regulada por la Orden de 11 de julio de 2002 de la Consejería de Agricultura y Ganadería.

económicas y medioambientales utilizadas. La Sección IV analiza los resultados obtenidos y en la sección V se presentan las conclusiones.

## II. Metodología

### II.1. Eco-eficiencia: definición y cuantificación con DEA

La capacidad de los procesos productivos para generar bienes y servicios con la mínima degradación medioambiental, o eco-eficiencia, se formaliza como una ratio entre un indicador del comportamiento económico y otro del comportamiento ecológico. Valorar la eco-eficiencia de una explotación agraria, o de un grupo de explotaciones, requiere comparar su comportamiento con las posibilidades que ofrece la tecnología disponible. Como la tecnología no es conocida, hay que estimarla a partir de las observaciones de que se dispone, ya sea con aproximaciones econométricas o con técnicas no-paramétricas. El análisis de la envolvente de datos (Data Envelopment Analysis, DEA) es una técnica no paramétrica de análisis de eficiencia introducida por Charnes et al. (1978) que recurre a la programación matemática para valorar el comportamiento relativo de una serie de unidades de toma de decisiones (DMU), comparando cada una de ellas con las mejores prácticas observadas o factibles, dados unos supuestos básicos sobre la tecnología de producción.

Asumamos que se observa una muestra de  $K$  explotaciones agrarias  $[DMU_k (k=1, 2, \dots, K)]$ , cada una de las cuales obtiene un valor añadido  $v_k$  en su proceso productivo, a la vez que genera una serie de presiones que dañan el medioambiente,  $p_{nk}, n=1, 2, \dots, N$ . El conjunto tecnológico generador de presiones ambientales ( $T$ ) que representa todas las posibles combinaciones de valor añadido,  $v$ , y presiones ambientales,  $p=(p_1, p_2, \dots, p_n)$ , se define como:

$$T = [(v, p) \in R_+^{1+N} | \text{podemos generar el valor añadido } v \text{ con las presiones } p]$$

Siguiendo a Kuosmanen y Kortelainen (2005) la eco-eficiencia de la explotación  $k^o$  se define como un cociente entre el valor añadido y el daño ambiental que esta provoca:

$$EE_{k^o} = \frac{\text{valor añadido}}{\text{daño ambiental}} = \frac{v_{k^o}}{D(p_{k^o})} = \frac{v_{k^o}}{\sum_{n=1}^N w_n p_{nk^o}} \quad [1]$$

Donde  $D(p_k)$  representa el daño medioambiental provocado por el conjunto de presiones ambientales. Para agregar las  $N$  presiones se puede utilizar una media ponderada,  $D(p_k) = \sum_{n=1}^N w_n p_{nk}$ , donde  $w_n$

refleja la ponderación o importancia relativa que se asigna a cada presión ambiental. En ocasiones dichas ponderaciones se asignan de forma arbitraria (igual ponderación a todas, por ejemplo), mientras que en otras se utiliza información exógena para determinarlas (opinión de expertos, por ejemplo). No obstante, en nuestro caso se ha optado por utilizar el esquema de ponderaciones resultante de la metodología DEA, que no requiere juicios a priori. La ponderación o *precio sombra* que se asigna en el DEA a cada presión,  $w_n$ , varía entre las explotaciones de modo que cada DMU obtenga siempre la valoración más favorable en relación a las unidades de referencia de la muestra cuando utilizan esas mismas ponderaciones.

En concreto, para valorar las diferencias de eco-eficiencia entre las explotaciones acogidas al programa flora y fauna (FyF) y las que no lo están (NO\_FyF), puede utilizarse una linealización del problema primal (Kuosmanen y Kortelainen, 2005, Cooper et al., 2007), a través de la cual se determinan los precios sombra de las presiones ambientales,  $w_{nk^o}$ , que llevan a la mejor clasificación de la explotación evaluada,  $k^o$ . Formalmente:

$$\begin{aligned} \min_{w_{nk^o}} EE_{k^o}^{-1} &= \sum_{n=1}^N w_{nk^o} \frac{p_{nk^o}}{v_{k^o}} \\ \text{sujeto a} \\ \sum_{n=1}^N w_{nk^o} \frac{p_{nk^o}}{v_k} &\geq 1 \quad k = 1, \dots, K \\ w_{nk^o} &\geq 0 \quad n = 1, \dots, N \end{aligned} \quad [2]$$

Así pues, con el vector de ponderaciones resultante de este programa se minimiza el valor agregado de las presiones ambientales por unidad de valor añadido. Para una explotación eco-eficiente el índice  $EE_{k^o}^{-1}$  toma valor uno, mientras que en aquellas explotaciones que generen más presiones por unidad de valor añadido obtendrán un valor superior a la unidad. Alternativamente, se puede obtener el índice de eco-eficiencia resolviendo el problema dual, el modelo en forma de envolvente. En el modelo dual se determina la distancia de la explotación evaluada a la envolvente así como la explotación con la que se compara. Formalmente:

$$\begin{aligned} \min_{\theta_{k^o}, \lambda_k} EE_{k^o} &= \theta_{k^o} \\ \text{sujeto a} \\ v_{k^o} &\leq \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k \\ \theta_{k^o} p_{nk^o} &\geq \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{nk} \quad n = 1, \dots, N \\ \lambda_k &\geq 0 \quad k = 1, \dots, K \end{aligned} \quad [3]$$

En este caso  $\lambda$  es un conjunto de variables intensidad que representa la ponderación de cada explotación en la construcción de la DMU utilizada como referente para determinar el nivel de eco-eficiencia de la explotación analizada. La solución óptima a este problema,  $\theta_{k^0}^*$ , que toma valores entre cero y la unidad, representa la mínima proporción de presiones ambientales de la explotación  $k^0$  con la que podríamos obtener el mismo valor añadido manteniendo la actividad dentro del conjunto tecnológico. Si  $\theta_{k^0}^*$  toma valor uno, la explotación es clasificada como eco-eficiente. Cuanto menor sea su valor, menor será su eco-eficiencia.

Tras esta reducción radial o proporcional en todas las presiones es posible que todavía queden excesos o slacks en alguna de ellas ( $s_{nk^0}^p$ ) que podrían sesgar los resultados obtenidos. Siguiendo a Picazo-Tadeo et al (2011), se obtienen indicadores de eco-eficiencia específicos por presión ambiental que tienen en cuenta dichos slacks, como

$$EEE_{p_{nk^0}} = \theta_{k^0}^* - \frac{s_{nk^0}^p}{p_{nk^0}} \quad [3\_EEE\_pn]$$

Los slacks son la solución al siguiente programa de optimización

$$\max_{s_{k^0}^v, s_{nk^0}^p, \lambda_k} S_{k^0} = s_{k^0}^v + \sum_{n=1}^N s_{nk^0}^p$$

Sujeto a:

$$\begin{aligned} v_{k^0} + s_{k^0}^v &= \sum_{k=1}^K \lambda_k v_k \\ \theta_{k^0}^* p_{nk^0} - s_{nk^0}^p &= \sum_{k=1}^K \lambda_k p_{nk} & n = 1, \dots, N \\ s_{k^0}^v, s_{nk^0}^p &\geq 0 & n = 1, \dots, N \\ \lambda_k &\geq 0 & k = 1, \dots, K \end{aligned}$$

[3\_slacks]

## II.2. Eco-eficiencia de gestión y Eco-eficiencia de programa

La valoración de programas fue introducida por Charnes et al. (1981) al objeto de identificar las diferencias de eficiencia inherentes a los grupos (ineficiencia de programa o entre-grupos), aislándolas de las potenciales ineficiencias de cada DMU (ineficiencia de gestión o intra-grupo) que valoran el comportamiento de cada DMU en relación al resto de explotaciones de su propio grupo o programa. Corregido el comportamiento de cada DMU por sus ineficiencias de gestión o intra-grupo, las diferencias que persisten en la eficiencia de las mismas constituye una valoración de las ineficiencias debidas al programa o entre-grupos.

Este mismo planteamiento puede realizarse en términos de eco-eficiencia, tal y como aquí se propone (Gómez-Limón, et al., 2011). Efectivamente, con nuestro caso de estudio se trata de determinar si las previsi-

bles diferencias entre la eco-eficiencia de las explotaciones agrarias acogidas al programa agroambiental de flora y fauna (FyF) y la eco-eficiencia de las que no lo están (NO\_FyF) se debe realmente al uso de una tecnología superior (existencia de diferencias significativas en la eco-eficiencia de programa), y no a una presencia anómala de buenos gestores dentro de este programa (inexistencia de diferencias significativas en la eco-eficiencia de gestión). Este análisis resulta especialmente relevante para la evaluación de políticas, pues permite determinar la eficacia de una medida concreta, en este caso de política agroambiental.

El análisis de la descomposición de los índices de eco-eficiencia en índices de gestión (o intra-grupo) e índices de programa (o inter-grupo) puede apoyarse en un gráfico. Se supone un proceso productivo que al obtener valor añadido,  $v$ , genera dos tipos de presiones ( $p_1, p_2$ ). Además, se considera que hay dos tipos de explotaciones que desarrollan esta actividad productiva: las que tienen firmado un contrato agroambiental (FyF) y las que no lo tienen firmado (NO\_FyF). Bajo el supuesto de rendimientos constantes a escala, siguiendo a Farrell (1957), se puede representar el conjunto tecnológico generador de presiones y la frontera eficiente, mediante el uso del equivalente a una isocuanta unitaria que, por paralelismo con la teoría de la producción, puede denominarse curva iso-valor-añadido. Formalmente, el conjunto de requerimientos de presiones con las que se puede generar un determinado valor añadido,  $v$ , es:

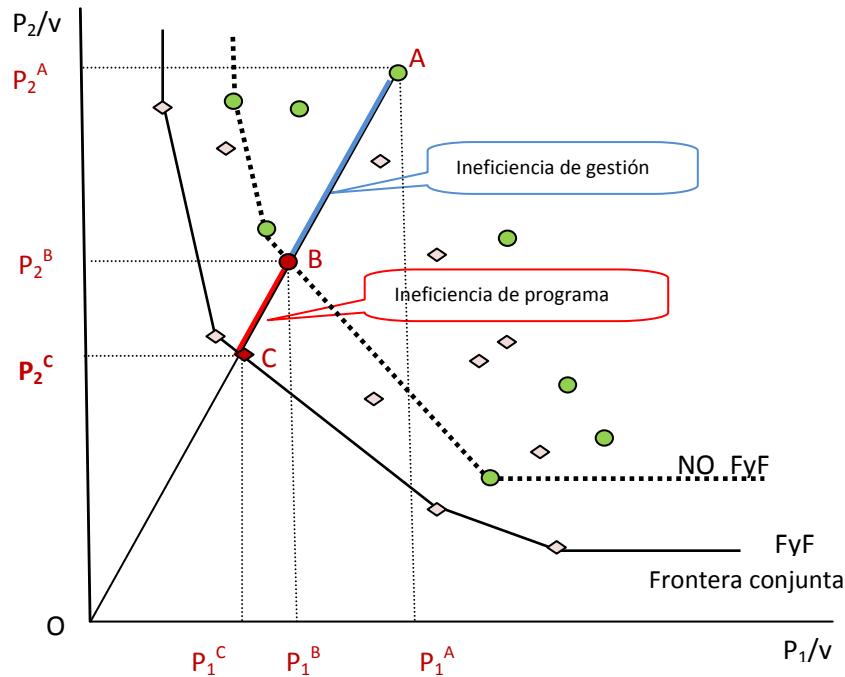
$$F(v) = [(p_1, p_2) | \text{podemos generar el valor añadido } v \text{ con las presiones } p]$$

La envolvente inferior de este conjunto es la curva iso-valor añadido que determina la frontera tecnológica. En particular, la curva iso-valor añadido unitaria es la envolvente inferior del conjunto de requerimientos de presiones necesarias para producir una unidad de valor añadido.

En el gráfico 1 se ilustran las presiones generadas en la obtención de una unidad de valor añadido por cada DMU de una muestra hipotética. Los rombos corresponden a observaciones de explotaciones acogidas al programa medioambiental (FyF) y los puntos a las que no lo están (NO\_FyF). La frontera tecnológica de cada grupo se representa mediante una curva iso-valor añadido unitaria, formada por las líneas que unen las DMU eco-eficientes en relación a su grupo y los puntos  $(0, \infty)$  e  $(\infty, 0)$ . En este ejemplo ilustrativo se verifica que la frontera tecnológica global se corresponde asimismo con la del grupo FyF, cuya tecnología de producción se supone más eco-eficiente.

Gráfico 1.

Descomposición de la ineficiencia: ineficiencia de gestión e ineficiencia de programa.



Sea A una DMU no acogida al programa de ayudas agroambientales. En el gráfico se observa que dadas las tecnologías disponibles, la unidad A podría obtener el mismo valor añadido con unas presiones ambientales menores tales como las que representa el punto C. La eco-ineficiencia observada tiene dos causas: mala gestión y uso de una tecnología eco-ineficiente. En primer lugar, la explotación A no aplica de modo eficiente la tecnología que utiliza (*ineficiencia de gestión*). Un uso eficiente de su tecnología (programa NO\_FyF) le permitiría reducir las presiones ambientales hasta B. En segundo lugar, podemos generar menos presiones ambientales utilizando una tecnología más eco-eficiente (acogimiento al programa FyF). La distancia entre las dos fronteras tecnológicas muestra la ineficiencia debida al uso de una tecnología eco-ineficiente (*ineficiencia de programa*).

El índice de eco-eficiencia se puede descomponer radialmente en eco-eficiencia de gestión y eco-eficiencia de programa. El índice de eco-eficiencia de la explotación A respecto al programa global es igual a  $OC/OA = \theta_{k^A}^*$  que puede descomponerse en eco-eficiencia de gestión (intra-grupo),  $OB/OA = \theta_{k^A}^{[Gestión\_K_i]^*}$  y eco-eficiencia de programa (inter-grupo),  $OC/OB = \theta_{k^A}^{[Programa]^*}$ . Formalmente

$$\theta_k^* = \theta_k^{[Gestión\_K_i]^*} \times \theta_k^{[Programa]^*}; \quad \forall k \in K_i; \quad i = 1, 2. \quad [4]$$

No obstante, el interés no es tanto valorar la ineficiencia de cada DMU sino globalmente las diferencias de eco-eficiencia entre los programas, esto es, la distancia entre las fronteras de los dos grupos de explotaciones. El procedimiento establecido por Charnes et al. (1981) para el cálculo de la eco-eficiencia de programa incluye diversas etapas, tal como se exponen a continuación, que deben culminar en un análisis de significatividad de las diferencias entre programas.

La primera etapa consiste en separar las DMU en los grupos correspondientes a los programas analizados. En el primer grupo,  $FyF$ , hay  $K_1$  observaciones, y en el segundo,  $NO\_FyF$ , el resto,  $K_2 = K - K_1$ . Para cada grupo ( $K_i$ ,  $i=1,2$ ) se aplica el programa de optimización [3] en el que se compara cada unidad con las DMU del propio programa que presentan un mejor comportamiento. El resultado es una medida de la eco-eficiencia de gestión o intra-programa que denominamos  $\theta_{k^o}^{[Gestión\_K_i]^*}$ .

En segundo lugar, se procede a estimar los valores eco-eficientes de cada DMU dentro de su programa. Para ello se proyectan las explotaciones eco-ineficientes sobre la frontera tecnológica de su programa aplicando la siguiente expresión:

$$p_{nk^o}^{[K_i]eficiente\ F-D} = \theta_{k^o}^{[Gestión\_K_i]^*} p_{nk^o} \quad k^o \in K_i; \quad i = 1,2. \quad [5]$$

Con ello se elimina la influencia de una potencial concentración asimétrica de buenos o malos gestores en los programas. Tenemos dos grupos de explotaciones ficticias eco-eficientes en el uso de sus propias tecnologías, las  $FyF$  y las  $NO\_FyF$ , a las que denominamos  $k^{o'}$ . Estas son la base para analizar las diferencias de eficiencia entre programas.

En una tercera etapa se agrupan las DMU ficticias de ambos programas en una misma muestra y se estima la frontera tecnológica global. La solución al programa de optimización [3],  $\theta_{k^{o'}}^{[Programa]^*}$  es una estimación radial de la eco-eficiencia de programa o inter-grupo de la explotación  $k^{o'}$ , que equivale a la distancia entre la frontera de su grupo y la frontera tecnológica global. Si el programa  $FyF$  es más eco-eficiente que el programa  $NO\_FyF$ , cabe esperar que sus índices de eco-eficiencia de programa estén próximos a la unidad,  $\theta_k^{[Programa]^*} \sim 1$  si  $k \in K_{FyF}$ , y que para las  $NO\_FyF$  estos sean inferiores a la unidad  $\theta_k^{[Programa]^*} < 1$  si  $k \in K_{NO\_FF}$ . No obstante, es posible que las soluciones individuales resulten difíciles de interpretar. A fin de valorar globalmente los programas y determinar si hay diferencias estadísticamente significativas en la

eco-eficiencia de los mismos, se hace necesario aplicar, en una cuarta etapa, un contraste estadístico a los resultados obtenidos para  $\theta_k^{[Programa]*}$ ; se utiliza el contraste de suma de rangos de Mann-Whitney (Grosskopf y Valdmanis, 1987; Brockett y Golany, 1996; Sueyoshi et al., 2010).

### II.3. Obtención de precios sombra para valorar el impacto ambiental

Los resultados obtenidos permiten valorar si un programa es superior en términos de eco-eficiencia y cuantificar la reducción en las presiones ambientales que puede lograrse si las explotaciones del programa menos eco-eficiente adoptan la tecnología del programa más eco-eficiente. Las reducciones potenciales son:

$$\nabla p_{nk^o} = (1 - \theta_{k^o}^{[Programa]*}) p_{nk^o}^{[K_i]eficiente F_D} \quad k^o \in K_i; \quad i = NO\_FF; \quad n = 1 \dots N \quad [6]$$

Donde  $p_{nk^o}^{[K_i]eficiente F_D}$  es la cuantía de presión  $n$  que ejercería  $k^o$  si se comportase eco-eficientemente en su propia tecnología, y  $(1 - \theta_{k^o}^{[Programa]*})$  es la eco-ineficiencia de programa para  $k^o$ . Por tanto,  $\nabla p_{nk^o}$  mide la reducción en la presión  $n$  que puede conseguir la explotación  $k^o$  no acogida al programa agroambiental si adopta las mejores prácticas globales. Éste es el impacto medioambiental del programa en términos de *reducción física* de cada presión.

Para determinar si la cuantía de la ayuda es suficiente para compensar al agricultor por el uso de unas prácticas más respetuosas con el medioambiente, se debe dar una valoración monetaria a esta reducción de presiones. La dificultad, sin embargo, a la que nos enfrentamos es que no se dispone de precios para las mismas. Una forma alternativa de valorar en términos económicos el menor daño ambiental causado por la actividad agraria es utilizar el valor del producto marginal en relación a cada presión ambiental.

El análisis DEA permite estimar precios sombra para cada una de las presiones ambientales. Efectivamente, de la versión de los multiplicadores (programa [2]) se pueden obtener las ponderaciones de las presiones ambientales, variables  $w_{nk}$ , que minimizan el daño ambiental agregado por unidad de valor añadido y, por tanto, maximizan la puntuación de eco-eficiencia de la explotación. Estas variables duales miden el efecto de un cambio en cada una de las restricciones tecnológicas sobre la eco-eficiencia, por lo que pueden utilizarse para generar el precio sombra de cada presión ambiental, así como el valor de su producto marginal.

Seguendo a Oude-Lansink y Silva (2004), se determina el producto marginal de cada presión ambiental,  $p_n$ , y cada explotación  $k^o$ ,  $PMg_{nk^o}$ , como el cambio en el valor añadido que resulta de un cambio marginal en la presión ambiental. Formalmente:

$$PMg_{nk^o} = \frac{\partial v_{k^o}}{\partial p_{nk^o}} = - \frac{\partial \theta_k / \partial p_{nk}}{\partial \theta_k / \partial v_k} \quad [7]$$

Las variables  $\partial \theta_k / \partial p_{nk}$  y  $\partial \theta_k / \partial v_k$  se calculan utilizando las variables duales del modelo [2] asociadas con las restricciones de cada presión ambiental y del valor añadido.

El precio sombra de cada presión ambiental,  $PS_{nk^o}$ , es igual al valor de su producto marginal. Así pues, si se dispone del precio del producto obtenido, estamos en condiciones de dar un valor monetario a la presión ambiental como:

$$PS_{nk^o} = p_v \cdot PMg_{nk^o} \quad [8]$$

En nuestro caso el producto obtenido es el valor añadido, una magnitud expresada en términos monetarios, por lo que su precio es la unidad monetaria;  $p_v = 1$ . Así pues, el precio sombra de cada presión ambiental para cada explotación equivale a su producto marginal. Para una DMU que se comporta de forma ineficiente en relación una presión ambiental, el *coste de oportunidad* de mejorar su comportamiento ( $PS_{nk^o}$ ) será relativamente bajo, pero cuando ejerce una presión muy baja, reducirla adicionalmente tendrá un coste relativamente alto ( $PS_{nk^o}$  alto) (Reig-Martinez, et al.2001).

Para concluir se determina el coste de oportunidad, en términos del valor añadido perdido, de que cada explotación no acogida al programa agroambiental analizado se acoja al mismo,  $CO_{k^o}$ , a partir del precio sombra [8] y la reducción física de cada presión ambiental [6]. Formalmente:

$$CO_{k^o} = \sum_{n=1}^n PS_{nk^o} * \nabla p_{nk^o} \quad k_o \in NO\_FF \quad [9]$$

Donde  $CO_{k^o}$  es una estimación del valor añadido perdido como consecuencia de la reducción en las presiones ambientales asociadas a la adopción del programa más eco-eficiente. Esta es la pérdida de valor añadido que debe compensar la ayuda agroambiental si se quiere incentivar a los productores a utilizar la tecnología más eco-eficiente.

### III. Información y construcción de variables

#### III.1. Sistema agrario objeto de estudio y muestra

El análisis empírico realizado se ha apoyado en la información de una muestra de explotaciones agrarias que desarrollan su actividad en cuatro comarcas de la provincia de Palencia (Cerrato, Campos, Saldaña-Valdavia y Boedo-Ojeda)<sup>3</sup>. La agricultura de la zona se caracteriza por basarse en los cultivos extensivos de secano, y en especial los cereales, por lo que se las conoce con el apelativo de “estepas cerealistas”. La elección de este sistema agrario como caso de estudio se justifica tanto por sus características técnicas, al ser el ámbito de aplicación del programa agroambiental para la protección de la flora y fauna, como por cuestiones de interés práctico, al tratarse de una zona agraria y rural por excelencia actualmente amenaza por la falta de rentabilidad, donde las funciones sociales y ambientales de la actividad tienen una importancia relativa mayor a la propia función económica (Kallas et al., 2007a y 2007b).

La muestra de explotaciones analizadas se extrajo del conjunto de la población a la que pertenecen a través de un muestreo por cuotas en función de la comarca agraria y de la afiliación de los productores a las diferentes Organizaciones Profesionales Agrarias (OPAs) durante los meses de marzo y abril de 2008. La información recogida sobre estas explotaciones, a través del correspondiente cuestionario, se centra en las características estructurales de la explotación, las características socio-demográficas de sus titulares, las actividades y técnicas de producción agraria utilizadas y el tipo de ayudas recibidas en el marco de la PAC, todas ellas referidas a la campaña agrícola 2006-07. El número de explotaciones que completaron satisfactoriamente el cuestionario ascendió a 241, de las cuales 78 están acogidas al programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna, y las 163 restantes no reciben ningún tipo de ayuda agroambiental.

Para obtener los indicadores económicos y medioambientales empleados en el análisis ha sido necesario igualmente el uso de información secundaria complementaria, tal y como se detalla en el siguiente epígrafe.

---

<sup>3</sup> El universo de explotaciones de la zona de estudio está constituido por un total de 7.276 explotaciones según el Censo Agrario de 1999.

### III.2 Indicadores económicos y medioambientales

Como indicador del desempeño económico de las explotaciones se ha utilizado el *Valor Añadido Económico por hectárea*, que incluye las rentas que remuneran a los factores primarios de producción: trabajo, capital y tierra. El valor añadido se ha obtenido, para cada explotación, como la diferencia entre el valor de la producción, incluidas las subvenciones a los productores, y el valor de los consumos intermedios utilizados en el proceso de producción.

$$v_k = \frac{VALPRO_k + SUB_{A_k} + SUB_{FF_k} - COSTVAR_k}{SUP_k} = \frac{VAB_k}{SUP_k} \quad [10]$$

El valor de la producción,  $VALPRO_k$ , representa los ingresos por las ventas de productos agrarios obtenidos por la explotación. A estos ingresos hay que añadir las subvenciones acopladas (pagos por superficie en función del cultivo) y agroambientales,  $SUB_{A_k} + SUB_{FF_k}$ , ya que los agricultores, al tomar sus decisiones de producción, consideran estas subvenciones como un ingreso más. Para obtener su valor añadido, a los ingresos anteriores se les resta los costes variables,  $COSTVAR_k$ , generados por el uso de semillas, fertilizantes nitrogenados y fosfatados, pesticidas y energía.

En relación al comportamiento medioambiental de las explotaciones agrarias, se han considerado las cinco presiones ambientales más significativas:

- a. *Presión sobre la biodiversidad* ( $PRESBIO = p_{1k}$ ). Con este indicador se pretende recoger la presión medioambiental que genera una elevada especialización productiva, ya que la tendencia al monocultivo reduce la diversidad de la fauna y flora salvaje. Para su obtención se parte del índice de diversidad de Shannon (SHDI), que tiene en cuenta tanto el número de variedades como la regularidad en la distribución (Sipiläinen, et al, 2008). Así, la presión sobre la diversidad la definimos de tal manera que toma valor uno en caso que en la explotación se cultive en régimen de monocultivo, y su valor disminuye (tiende a cero) cuanto mayor es el número de cultivos de la explotación y más regular es la distribución de superficie entre las mismas. Formalmente:

$$p_{1k} = PRESBIO_k = \frac{1}{e^{SHDI_k}} \quad \text{donde } SHDI_k = -\sum_{i=1}^D (S_{ik} * \ln S_{ik}); \quad S_{ik} = \frac{X_{ik}}{SUP_k} \quad [11]$$

donde  $S_{ik}$  es la proporción de superficie de la explotación  $k$  dedicada al cultivo  $i$ . y  $PRESBIO_k$  es la superficie *equiproporcional* dedicada a cada cultivo.<sup>4</sup> Cabe esperar que una mayor especialización tenga un efecto negativo sobre la sostenibilidad ambiental; esto se recoge como un aumento en la presión ambiental y por tanto un mayor índice PRESBIO.

- b. *Balance de nitrógeno* ( $BALNITRO = p_{2k}$ ). El balance de nitrógeno mide el impacto que puede tener la agricultura sobre el medio ambiente por el exceso en el uso de nitrógeno como fertilizante (contaminación de las masas de agua). Dicho balance se calcula como la diferencia entre el aporte de nitrógeno al suelo ( $N_{aportado}$ ), ya sea por el abono orgánico o por el abono químico, y las salidas de nitrógeno presente en los productos obtenidos del cultivo ( $N_{extraído}$ ):

$$p_{2k} = BALNITRO_k = \sum_i (N_{aportado_{ik}} - N_{extraído_{ik}}) * S_{ik} \quad \text{donde } S_{ik} = \frac{X_{ik}}{SUP} \quad [12]$$

donde  $BALNITRO_k$  indica los kg de nitrógeno por hectárea y año que la explotación  $k$  vierte al medio ambiente. Lógicamente, cuanto mayor es el balance de nitrógeno (mayor exceso), mayor es la presión para el medio ambiente que provoca la actividad agraria.

- c. *Balance de fósforo* ( $BALFOSFO = p_{3k}$ ). Este indicador, mide la diferencia entre el fósforo aportado a través del abonado ( $P_{aportado}$ ) y la cantidad de fósforo presente en la producción utilizada ( $P_{extraído}$ ), ya sea el producto principal o los residuos aprovechados:

$$p_{3k} = BALFOSFO_k = \sum_i (P_{aportado_{ik}} - P_{extraído_{ik}}) * S_{ik} \quad \text{donde } S_{ik} = \frac{X_{ik}}{SUP} \quad [13]$$

donde  $BALFOSFO_k$  indica los kg de fósforo por hectárea y año que la explotación  $k$  vierte al medio ambiente. Al igual que para el indicador anterior, cuanto mayor es el balance de fósforo mayor es la presión ambiental (mayor riesgo de contaminación de las aguas).

- d. *Riesgo de pesticidas* ( $RIESPEST = p_{4k}$ ). Este indicador proporciona información sobre la toxicidad liberada al medio por el uso de pesticidas. Mide la capacidad biocida potencial de las materias activas incluidas en los pesticidas utilizados en los procesos agrarios, esto es, la cantidad de organismos vivos que potencialmente pueden eliminarse por el uso de estas sustancias químicas.

---

<sup>4</sup> A título de ejemplo, si PRESBIO toma valor 0,10 la distribución de cultivos de la explotación es equivalente, en términos de presión sobre la biodiversidad, a la que ejerce una explotación que dedica un 10% de su superficie a cada cultivo. Este indicador considera equivalente en términos de biodiversidad obtener dos variedades de cultivo dedicando a cada una el 50% de la superficie (PRESBIO=0,5) o cuatro variedades con una distribución muy desigual (PRESBIO=0,502, si se dedica 80%, 10%, 8% y 2% de superficie a cada cultivos).

El riesgo de toxicidad asociado a cada cultivo  $i$  se obtiene como suma, para todos los productos fitosanitarios ( $m$ ) utilizados en dicho cultivo, de la ratio entre la cantidad del producto comercial aplicado ( $QPC_m$  en kg por hectárea) corregido por la concentración de materia activa ( $CMA_m$ ) y la dosis letal 50% ( $DL50_m$  en mg de producto por kg de rata) de dicha materia activa<sup>5</sup>. A nivel de explotación, el riesgo de toxicidad por pesticidas sería:

$$p_{Ak} = RIESPEST_k = 1000 * \sum_i (\sum_m \frac{1000 * QPC_{mik} CMA_m}{DL50_m}) * S_{ik} \quad \text{donde } S_{ik} = \frac{X_{ik}}{SUP} \quad [14]$$

donde  $RIESPEST_k$  indica el potencial biocida de los pesticidas utilizados (en gramos de rata por hectárea y año). Cuanto mayor es el valor de este indicador mayor es la presión medioambiental provocada por la explotación  $k$ .

- e. *Ratio energética* ( $RATIOENE = p_{5k}$ ). Este es un indicador del equilibrio energético de la actividad agraria. La ratio energética de cada cultivo  $i$  compara la energía contenida en los *inputs* utilizados en el cultivo (semillas, fertilizantes, etc.) y en las labores realizadas en el mismo (maquinaria, combustibles, etc.), con la energía contenida en los *outputs* obtenidos de dicho cultivo considerado. Para el conjunto de la explotación este indicador se obtiene como sigue:

$$p_{5k} = RATIOENE_k = \sum_i (\frac{Energía\_inputs_{ik}}{Energía\_outputs_{ik}}) * S_{ik} \quad \text{donde } S_{ik} = \frac{X_{ik}}{SUP} \quad [15]$$

donde  $RATIOENE_k$  es la proporción de energía consumida por kilocaloría producida. Un mayor valor de esta ratio nos indica que es necesario un mayor consumo de energía en los *inputs* para obtener una kilocaloría incorporada en la producción aprovechada y, por tanto, una menor eficiencia energética y sostenibilidad medioambiental del proceso productivo considerado.

El cuadro 1 presenta los principales estadísticos de las variables utilizadas en el estudio para el conjunto de explotaciones de la muestra y para cada grupo o programa considerado (explotaciones acogidas al programa agroambiental para la protección de la flora y fauna -FyF- y el de las que no están acogidas al mismo -NO\_FyF-).

---

<sup>5</sup> La dosis letal al 50% (DL50) indica la dosis de la sustancia que resulta mortal para la mitad de los animales de la prueba, expresada en mg de sustancia por kilo de animal. Estos experimentos se realizan usualmente empleando ratas, por lo que se expresa como mg de sustancia por kilo de rata.

**Cuadro 1. Estadísticos descriptivos de la muestra de explotaciones.**

Total, acogidas al programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna [FyF] y no acogidas [NO\_FyF]

	TOTAL		Incluidas en el programa [FyF]		No incluidas en el programa [NO_FyF]		t-student (p) FyF//NO_FyF
	Media	Desviación	Media	Desviación	Media	Desviación	
		estándar		estándar		estándar	
<b>Output</b>	508,39	68,39	515,72	72,47	504,90	66,30	-1,16 (,247)
Ventas (€/ha)	461,56	66,33	446,09	69,22	468,97	63,80	2,53 (,012)
Subvenciones acopladas (€/ha)	35,06	5,71	33,28	6,10	35,91	5,33	3,42(,001)
Subvenciones flora y fauna (€/ha)	11,77	18,10	36,35	10,77	0,00	0,00	-43,2 (,000)
<b>Input</b>	209,21	46,25	198,92	43,90	214,12	46,67	2,41 (,017)
Semillas (€/ha)	54,18	12,73	52,27	10,84	55,09	13,48	1,61 (,109)
Nitrógeno (€/ha)	67,13	43,07	62,32	39,20	69,44	44,73	1,20 (,231)
Fósforo (€/ha)	25,77	10,10	24,35	9,33	26,45	10,41	1,51 (,132)
Pesticidas (€/ha)	21,96	19,81	21,92	13,48	21,98	22,26	0,02 (,983)
Energía (€/ha)	40,16	10,09	38,12	10,02	41,14	10,00	2,20 (,029)
<b>Valor Añadido Económico (VAE)</b>							
VAE= Outputs - Inputs	299,18	73,43	316,73	77,79	290,78	69,94	-2,60 (,010)
<b>Presiones medioambientales</b>							
Presión sobre Biodiversidad (%)	47,88	22,55	35,82	12,58	53,65	23,97	6,20 (,000)
Balance de Nitrógeno (kg N/ha)	27,05	23,35	23,27	18,53	28,86	25,19	1,75 (,082)
Balance de Fósforo (kg P/ha)	31,13	24,46	26,61	19,45	33,29	26,31	1,99 (,047)
Riesgo de Pesticidas (gr rata/ha)	771,73	748,71	681,19	629,42	815,05	797,70	1,30 (,195)
Ratio energética (%)	30,80	6,04	30,09	6,04	31,14	6,03	1,27 (,207)
<b>Número de explotaciones (DMU)</b>	241		78		163		

## IV. Resultados

### IV.1. Índices de eco-eficiencia (frontera conjunta)

A partir de la información descrita en la sección anterior, para cada una de las 241 explotaciones de la muestra, se han obtenido los índices de eco-eficiencia ( $\theta_k^0$ ) como solución al problema de programación lineal [3], tomando como referencia las mejores prácticas observadas en el conjunto de las explotaciones analizadas. En el cuadro 2 se presentan los resultados así obtenidos.

El índice de eco-eficiencia radial (IEE) medio para el conjunto de explotaciones ha resultado de 0,62. Este valor sugiere que, como media, las explotaciones muestreadas pueden obtener el mismo valor añadido reduciendo en un 38% la presión ambiental causada por su actividad productiva. Por tanto, puede afirmarse que globalmente estas actividades son bastante eco-ineficientes.

En el cuadro 2 también se muestra los resultados del análisis diferencial de los índices de eco-eficiencia para cada uno de los grupos de explotaciones consideradas (acogidas al programa medioambiental y no acogidas al mismo). Dichos resultados permiten realizar una primera aproximación a la valoración del impacto de los contratos de extensificación para la protección de la flora y fauna. Efectivamente, se observa una notable diferencia en los índices de eco-eficiencia medios obtenidos por ambos grupos: 0,72 y 0,57, respectivamente. Así cabe concluir afirmando que, como promedio, las explotaciones acogidas al programa agroambiental pueden reducir las presiones generadas en la obtención de su valor añadido hasta en un 28% y las no acogidas al mismo pueden reducirlas hasta en un 43%, sin que ello implique necesariamente reducción alguna en el valor añadido generado. Estas diferencias entre los grupos son estadísticamente significativas.

No obstante, es posible que la superioridad en términos de eco-eficiencia de las explotaciones acogidas al programa agroambiental tan sólo refleje su buen comportamiento en alguna de las presiones, pues la máxima reducción equi-proporcional y el valor del índice de eco-eficiencia están determinados por aquella presión en la que muestra mejor comportamiento. En el cuadro 2 también se facilitan los índices de eco-eficiencia específicos por presión ambiental obtenidos para la frontera conjunta (aplicación del programa [3 slacks] y de la ecuación [3 EEE\_pn]). Estos índices son, por construcción, menores o iguales que los índices radiales.

**Cuadro 2.** Índices de eco-eficiencia e índices específicos por presión ambiental (frontera conjunta).  
Resultados para todas las explotaciones; las acogidas al programa agroambiental [FyF] y las no acogidas [NO\_FyF]

	TODAS		Incluidas en el programa [FyF]		No incluidas en el programa [NO_FyF]		CSR <sup>(1)</sup>
	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Mann-Whitney Z
<b>Índices de eco-eficiencia radial (IEE)</b>							
IEE radial	0,62	0,21	0,72	0,21	0,57	0,19	-5,01***
Nº de DMU con IEE=1	21		15		6		
<b>Índices de eco-eficiencia específicos por presión ambiental (IEE_E)</b>							
IEE_E_PRESBIO	0,56	0,24	0,71	0,22	0,49	0,21	-6,39***
IEE_E_BALNITRO	0,46	0,27	0,59	0,30	0,40	0,23	-4,68***
IEE_E_BALFOSFO	0,51	0,26	0,62	0,28	0,46	0,24	-4,01***
IEE_E_RIESPEST	0,60	0,22	0,71	0,22	0,55	0,20	-4,91***
IEE_E_RATIOENE	0,59	0,21	0,67	0,23	0,55	0,19	-3,91***

<sup>(1)</sup> Contraste de suma de rangos de Mann-Whitney. La hipótesis nula (H<sub>0</sub>) es que las dos muestras proceden de la misma población y, por tanto, sus distribuciones de probabilidad son iguales. La hipótesis alternativa (H<sub>a</sub>) es que son distintas. \*\*\* significativo al 1%.

En promedio, los índices de eco-eficiencia para el riesgo de pesticidas y el balance energético son 0,60 y 0,59 respectivamente, mientras que el de biodiversidad es igual a 0,56. En el otro extremo, los niveles de eco-eficiencia para el balance de fósforo y de nitrógeno son de 0,51 y 0,46, respectivamente. En cualquier caso, las explotaciones acogidas al programa agroambiental para la protección de la flora y fauna son más eco-eficientes que las no acogidas al mismo en cada una de las presiones ambientales consideradas; una diferencia que, atendiendo al contraste de suma de rangos de Mann-Whitney, es estadísticamente significativa. Por presiones, destaca el buen comportamiento relativo de las explotaciones flora y fauna en la presión sobre la biodiversidad, al igual que en relación al riesgo de pesticidas. En cualquier caso conviene destacar como en ambos tipos de explotaciones las principales eco-ineficiencias son las provocadas por el uso de nitrógeno y, aunque en menor medida, de fósforo.

En resumen se constata que, por término medio, las explotaciones acogidas al programa para la protección de la flora y fauna son más eco-eficientes que las no acogidas al programa. Para descartar que éste sea un resultado espurio, debido a una acumulación anómala de buenos gestores en las explotaciones acogidas al programa agroambiental, y confirmar que este programa es más eco-eficientes *per se*, a continuación se efectúa un análisis por programas.

#### IV.2. Eco-eficiencia de gestión y Eco-eficiencia de programa

Para cada explotación acogida al programa de extensificación para la protección de la flora y fauna se ha estimado el programa [3] como resultado de la comparación con las 78 explotaciones de su grupo. Del mismo modo, para cada una de las 163 explotaciones no acogidas al programa se ha estimado igualmente el programa [3] comparándola con las explotaciones de este grupo. Así obtenido, el índice de eco-eficiencia de cada explotación  $k^o$  muestra la máxima reducción proporcional en todas las presiones ambientales que puede conseguir esta unidad de producción cuando se compara con el resto de explotaciones que están sujetas a sus mismas restricciones medioambientales por compartir su programa; es decir, su *eco-eficiencia de gestión o intra-grupo*. Estos resultados se presentan en el cuadro 3.

De estos resultados cabe destacar cómo el número de explotaciones eco-eficientes dentro de cada programa es similar. Esto sugiere que no existe una acumulación de buenos gestores en ninguno

de ellos. De hecho, las ineficiencias de gestión dentro de cada programa son aparentemente similares. Como promedio, los agricultores acogidos al programa medioambiental podrían reducir sus presiones ambientales en un 27% como resultado de eliminar las ineficiencias de gestión en relación a las mejores prácticas observadas en su propio grupo. Por su parte, la gestión eco-eficiente de los agricultores no acogidos al programa, esto es, alcanzar las mejores prácticas dentro de su grupo, reduciría las presiones ambientales en un 33% como media. En cualquier caso, no puede determinarse si tales diferencias son significativas o no. Efectivamente, al tratarse de medidas de eco-eficiencia relativas a cada uno de los programas (cuantificadas sobre diferentes fronteras), la comparación de las mismas a través, por ejemplo, de una prueba de comparación de medias, carece de sentido.

**Cuadro 3.** Descomposición de los índices de eco-eficiencia:  
índices de eco-eficiencia de gestión e índices de eco-eficiencia de programa.

<b>Descomposición de los índices de eco-eficiencia (IEE = IEE_G x IEE_P)</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Máximo (Nº DMUs)</b>	<b>Mínimo</b>
<b>IEE-Gestión</b>				
IEE_G_FyF	0,73	0,21	1 (15)	0,31
IEE_G_NO_FyF	0,67	0,20	1 (16)	0,17
<b>IEE-Programa</b>				
IEE_P_FyF	0,99	0,02	1 (57)	0,84
IEE_P_NO_FyF	0,85	0,09	1 (6)	0,59
<b>Contrastes estadísticos IEE_Programa</b>				
<b>t-student</b>	Dif. -0,14	t=-13,5677	(p=0,000)	
<b>Mann-Whitney (CSR)</b>		Z=-11,752	(p=0,000)	

Con los índices de eco-eficiencia de gestión o intra-grupo se han estimado las presiones eco-eficientes de cada explotación dentro de su propio programa [ecuación 5]. Se obtienen así 78 explotaciones ficticias eco-eficientes en gestión dentro del programa flora y fauna y 163 explotaciones ficticias eco-eficientes en gestión en el grupo de las no acogidas al programa. Tras agrupar todas estas explotaciones ficticias,  $k^o$ , y se estima el índice de eco-eficiencia de programa de  $k^o$  conforme al modelo [3]. Estos índices miden la distancia entre la frontera del programa al que pertenece la DMU y la frontera conjunta. Dichos resultados se presentan igualmente en el cuadro 3.

De las explotaciones acogidas al programa para la protección de la flora y fauna, 57 obtienen índices de eco-eficiencia de programa unitario y en promedio, la reducción de presiones ambientales es

del 1% (índice de eficiencia de programa igual a 0,99). De las 163 explotaciones no acogidas al programa agroambiental sólo 6 obtienen un índice unitario; el resto sigue mostrando eco-ineficiencias que, en algunos casos, son bastante amplias. La reducción de presiones medioambientales al acogerse al programa más eco-eficiente es, en promedio, del 15% (eficiencia de programa de 0,85). Estos resultados apuntan a una clara superioridad en términos de eco-eficiencia de las técnicas productivas utilizadas en las explotaciones agrarias acogidas al programa medioambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna. Este hecho se ha confirmado a través del test de comparación de medias (t-Student) y la prueba de rangos de Mann-Whitney, las cuales evidencian la existencia de diferencias estadísticamente significativas en las eco-eficiencias de programa (véase cuadro 3).

### IV.3. Reducción de presiones, precios sombra y coste de oportunidad

Para cuantificar la reducción potencial en las presiones ambientales por el cambio al programa más eco-eficiente utilizamos la expresión [6], aplicada a las explotaciones ficticias eco-eficientes en gestión que no tienen firmado el contrato agroambiental. El cuadro 4 presenta información sintética de estos resultados. Como promedio, el exceso de nitrógeno puede reducirse en 2,40 kg por hectárea y el de fósforo en 3,05 kg por hectárea y año. También es posible reducir el potencial biocida de los pesticidas utilizados (el equivalente a 98 gramos de rata por hectárea), a la vez que se mejora la ratio energética (reducción del uso de 3 kilocalorías en *inputs* por cada 100 kilocalorías producidas) y se reduce la presión sobre la biodiversidad en 4,8 puntos porcentuales.

**Cuadro 4.** Reducción potencial en las presiones medioambientales derivadas de la adopción del programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna por aquellas explotaciones que no están acogidas a la misma.

<b>Reducción potencial en las presiones ambientales [NO_FyF]</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Máximo</b>	<b>Número de ceros</b>
Presión sobre Biodiversidad (p.p.) <sup>(a)</sup>	4,81	3,57	28,39	6
Balance de Nitrógeno (kg N/ha)	2,40	2,19	18,15	6
Balance de Fósforo (kg P/ha)	3,05	2,86	27,53	6
Riesgo de Pesticidas (gr rata/ha)	98,07	141,33	1165,32	6
Ratio energética (p.p.) <sup>(b)</sup>	2,99	2,00	11,58	6

<sup>(a)</sup>puntos porcentuales de variación en el índice PRESBIO.

<sup>(b)</sup>puntos porcentuales de variación en RATIOENE.

Las explotaciones agrarias no acogidas al programa de flora y fauna (NO\_FyF) generan más presiones ambientales por unidad de valor añadido que las explotaciones que sí están acogidas a dicho programa (FyF). No obstante, inducir las a adoptar la tecnología flora y fauna supondría una pérdida de valor añadido por hectárea, dadas las exigencias del cumplimiento de unas condiciones de producción más restrictivas y respetuosas con el medioambiente. Esta circunstancia justifica la existencia de un pago compensatorio por adoptar el programa agroambiental analizado. Estas necesidades de compensación difieren entre explotaciones, tanto por la cantidad física en que deben reducir cada presión ambiental, como por el impacto que tendría una reducción adicional de cada presión sobre su valor añadido (su precio sombra).

El precio sombra de cada presión ambiental se obtiene como el valor de su producto marginal (expresión [8]). A su vez, el producto marginal de una presión  $n$  resulta de la ratio entre el cambio en el índice de eco-eficiencia provocado por un cambio en la presión  $n$  y el cambio del índice ante un cambio marginal en valor añadido (expresión [7]). La solución al problema de programación lineal [2] permite obtener estos cambios marginales como  $w_{nk^0}$  y  $\theta_{k^0}/v_{k^0}$ . Como el precio del valor añadido es uno, se estiman los precios sombra de las presiones en términos monetarios; son los precios que minimizan el daño ambiental agregado y, por tanto, maximizan la eco-eficiencia de la explotación.

En el cuadro 5 se ofrecen algunos indicadores estadísticos de los precios sombra de cada presión ambiental para las explotaciones no acogidas al programa agroambiental. Como promedio, reducir un kg el exceso de nitrógeno tiene un coste para el productor de 2,89 euros. De forma semejante, reducir la presión ambiental de un kg de fósforo le cuesta 2,23 euros, un menor riesgo de pesticidas le cuesta 0,30 euros por cada gramo de rata, cada punto porcentual de reducción en la especialización productiva tiene un valor de 3,62 euros, y cada punto porcentual de mejora en la eficiencia energética le cuesta 7,97 euros. En todo caso debe destacarse la elevada variabilidad de los precios sombra, especialmente en los casos del balance de nitrógeno (los precios sombra varían entre un máximo de 146 euros y un mínimo de 0 euros, en 108 de las 163 explotaciones) y de fósforo.

**Cuadro 5.** Precios sombra estimados para las presiones medioambientales.

<b>Precios sombra de las presiones ambientales [NO_FyF]<sup>(a)</sup></b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Máximo</b>	<b>Número de ceros</b>
Presión sobre Biodiversidad (€/pp)	3,62	4,39	20,93	65
Balance de Nitrógeno (€/g N)	2,89	14,13	145,94	108
Balance de Fósforo (€/kg P)	2,23	4,95	30,68	93
Riesgo de Pesticidas (€/gr rata)	0,30	0,30	2,32	20
Ratio energética (€/pp)	7,97	7,30	24,40	37

<sup>(a)</sup> Coste, en términos de reducción en el VAE, de reducir la PA en 1 unidad (valorados en la frontera conjunta).

Una vez estimado, para cada explotación, el precio sombra y la reducción potencial de cada presión ambiental, con la expresión [9] se ha obtenido el valor añadido perdido como consecuencia de esta reducción de presiones, esto es, el coste de oportunidad asociado al cambio de tecnología que conlleva acogerse al programa agroambiental. En el cuadro 6 se recogen algunos estadísticos descriptivos de los costes de oportunidad así obtenidos.

**Cuadro 6.** Coste de oportunidad de la reducción en las presiones medioambientales derivadas de la adopción del programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y fauna por aquellas explotaciones que no están acogidas a la misma.

<b>Valor sombra de la reducción en las presiones ambientales [NO_FyF]</b>	<b>Media</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Máximo</b>	<b>Número de ceros</b>
Presión sobre Biodiversidad (€/ha)	14,48	24,83	185,80	69
Balance de Nitrógeno (€/ha)	1,69	5,27	43,67	110
Balance de Fósforo (€/ha)	2,37	5,91	47,63	95
Riesgo de Pesticidas (€/ha)	13,00	14,28	87,14	25
Ratio energética (€/ha)	23,11	28,63	155,29	39
<b>TOTAL (€/ha)</b>	<b>54,65</b>	<b>39,31</b>	<b>209,28</b>	<b>6</b>

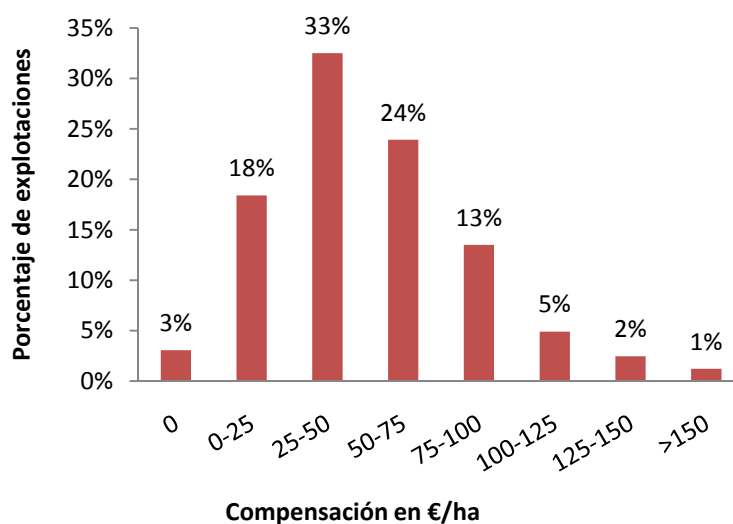
Como promedio habría que compensar con 54,65 euros por hectárea a las explotaciones todavía no acogidas al programa agroambiental por las pérdidas de valor añadido que les ocasionaría su adopción. Esta cifra es muy similar a la cuantía base establecida como compensación por acogerse al programa agroambiental de extensificación para la protección de la flora y la fauna (55,89 €/ha), si bien es bastante superior a la compensación que realmente han recibido, de promedio, las explotaciones acogidas al programa agroambiental (36,35 €/ha)<sup>6</sup>. Por presiones destaca la escasa cuantía de la com-

<sup>6</sup> La ayuda por hectárea percibida por una explotación depende de la superficie acogida al programa; sólo obtendrá el 100% de la cuantía base establecida si ésta es como máximo de 90 hectáreas, al resto de superficie se le aplican unos coeficientes correctores según las unidades mínimas de cultivo agroambiental, UMCA) La UMCA define la superficie agrícola necesaria para que las labores fundamentales de los diferentes cultivos tengan un rendimiento satisfactorio teniendo en cuenta las características socioeconómicas de la agricultura en la zona..

pensación necesaria para reducir las presiones ocasionadas por el nitrógeno y el fósforo (1,69 y 2,37 €/ha respectivamente).

Por explotación, se constata gran variabilidad en la compensación necesaria para incentivar el cambio de tecnología, con una desviación típica de 39,31 y un rango de variación entre 0 y más de 200 €/ha. En el gráfico 2 se muestra la frecuencia relativa de explotaciones que requerirían de una determinada compensación, por tramos de 25 euros. Así, el coste de oportunidad en el 25% de las explotaciones está entre 0 y 25 euros por hectárea; otro 29% de las explotaciones tiene un coste de oportunidad entre 25 y 50 euros, y otro 22% requeriría entre 50 y 75 euros por hectárea.

**Gráfico 2.** Coste de oportunidad de las reducciones en las presiones ambientales: frecuencias relativas.



Llama la atención que estas explotaciones, cuyo coste de oportunidad es inferior a la ayuda media, no tengan firmado un contrato agroambiental. Una posible causa es la existencia de costes de transacción que, para explotaciones pequeñas o agricultores poco acostumbrados a estas gestiones, superen la diferencia entre la cuantía a percibir y el coste de oportunidad de reducir las presiones. En este caso podría tener un efecto positivo la inclusión de un componente fijo por contrato (Espinosa-Goded et al., 2010)

## V. Conclusiones e implicaciones de política económica

El objetivo de este trabajo ha sido valorar el impacto de las ayudas agroambientales a la extensificación para la protección de la flora y fauna sobre los niveles de eco-eficiencia de las explotaciones agrarias de secano de Castilla y León, y cuantificar la ayuda que requerirían las explotaciones no acogidas al programa para adherirse al mismo.

Entre las principales conclusiones derivadas del trabajo destacan las siguientes. En primer lugar, se constata que las explotaciones acogidas al programa medioambiental para la protección de la flora y fauna son, en promedio, más eco-eficientes que las que no acogidas. Segundo, las diferencias en la eco-eficiencia de ambos grupos no se deben a una acumulación atípica de buenos gestores en el programa agroambiental, sino a que existe una clara superioridad en la eco-eficiencia de la tecnología de producción de las explotaciones acogidas al programa. Tercero, las explotaciones no acogidas al programa de flora y fauna podrían reducir sus presiones ambientales si cambiaran su tecnología acogiendo al programa. Cuarto, el coste de oportunidad de acogerse al programa es, en promedio, similar a la subvención por hectárea establecida en el mismo, pero bastante superior a la subvención media que reciben las explotaciones acogidas. Quinto, hay una gran variabilidad en la cuantía de la ayuda necesaria para compensar la reducción en el valor añadido de las explotaciones que se acogen al programa agroambiental. Por último, cabe destacar que aunque el programa agroambiental es superior en términos de eco-eficiencia, eliminar las eco-ineficiencias de gestión, tanto en uno como en otro programa, puede suponer entorno al 30% de reducción en las presiones.

En cuanto a las implicaciones de política económica que se derivan de nuestro análisis pueden establecerse dos recomendaciones. En primer lugar, el bajo coste que, en promedio, supone reducir las presiones de nitrógeno y fósforo sugiere que para limitar el exceso en el uso de estos fertilizantes probablemente sería suficiente un endurecimiento de la normativa de obligado cumplimiento, que podría instrumentarse a través de una condicionalidad más estricta en este sentido. En segundo lugar, una política basada en la subasta de ayudas por hectárea sería más efectiva que la concesión de una ayuda fija por hectárea dada la gran variabilidad, entre explotaciones, de la compensación necesaria para persuadirlas de adoptar el programa (Latacz-Lohmann y Schilizzi, 2007). Con ello se maximizarían los

resultados obtenidos: el mayor número de hectáreas para unos recursos dados o el menor coste financiero para unas hectáreas dadas.

Para finalizar debe señalarse que este trabajo se ha planteado desde una perspectiva de oferta, en la medida que sólo ha analizado las necesidades de compensación de las explotaciones agrarias por acogerse a un programa agroambiental que se ha demostrado mejora la eco-eficiencia de éstas. No obstante, la justificación de este tipo de pagos ambientales debe complementarse con una cuantificación de las mejoras ecológicas que se obtienen de programa ambiental y su correspondiente valoración económica. De esta manera este tipo de instrumentos sólo estarían justificados si suponen una mejora del bienestar social; es decir, si la valoración de las mejoras ambientales conseguidas supera tanto las pérdidas de valor añadido motivadas por su aplicación como la cuantía de pagos destinado a incentivar tales mejoras (Engel, et al.,2008). Sin duda la ampliación de conocimientos en este sentido suponen el mayor reto para la investigación futura en relación análisis económico de los programas agroambientales.

## Reconocimientos.

Mercedes Beltrán-Esteve y José A. Gómez-Limón agradecen el apoyo financiero del Ministerio de Ciencia y Tecnología y FEDER (proyectos AGL2010-17560-C02-01 y 02/AGRI). Andrés J. Picazo-Tadeo también agradece el apoyo financiero recibido del Ministerio de Ciencia y Tecnología español y FEDER (proyecto de investigación ECO2008-05908-C02-02) y de la Generalitat Valenciana (programa PROMETEO 2009/098).

## Bibliografía

- Brady, M., Kellermann, K., Sahrbacher, C., Jelinek, L., 2009. Impacts of Decoupled Agricultural Support on Farm Structure, Biodiversity and Landscape Mosaic: Some EU Results. *Journal of Agricultural Economics*, 60(3), 563-585.
- Brockett, P.L., Golany, B., 1996. Using rank statistics for determining programmatic efficiency differences in data envelopment analysis. *Management Science*, 42, 466-472
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2, 429-444.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1981. Evaluating program and managerial efficiency: an application of data envelopment analysis to program follow through, *Management Science* 27(6), 668-697
- Cooper, W.W., Seiford, L.M., Tone, K., 2007. *Data Envelopment Analysis. A comprehensive text with models, applications, references and DEA-Solver software.* Springer, New York.
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65, 663-674.
- Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., Ruto, E., 2010. What do farmers want from agri-environmental scheme design? A choice experiment approach. *Journal of Agricultural Economics*, 61(2), 259-273.
- Färe, R., Grosskopf, S., Weber, W.L., 2006. Shadow prices and pollution costs in U.S. agriculture. *Ecological Economics* 56, 89-103.
- Farrell, M.J., 1957. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society, Series A, General* 120, 253-281.
- Gómez-Limón, J.A., Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., 2011. Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. Working Paper WPAE-1105. Departamento de Estructura Económica. Universidad de Valencia, Valencia.
- Grosskopf, S., Valdmanis, V., 1987. Measuring hospital performance. A non-parametric approach. *Journal of Health Economics* 6, 89-107.
- Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept?. *Agricultural Systems*, 50(1), 117-143.
- Hodge, I., 2000. Agri-environmental relationships and the choice of policy mechanism. *The World Economy* 23, 257-273.
- Huppes, G., Ishikawa, M., 2005. A framework for quantified eco-efficiency analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9, 25-41.
- Junta de Castilla y León, 2010. Programa de Desarrollo Rural de Castilla y León, 2007-2013 (versión 3). Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A., Barreiro-Hurlé, J., 2007a. Decomposing the Value of Agricultural Multifunctionality: Combining Contingent Valuation and the Analytical Hierarchy Process. *Journal of Agricultural Economics* 58(2), 218-241
- Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A., Arriaza, M. 2007b. Are citizens willing to pay for agricultural multifunctionality?. *Agricultural Economics* 36(3), 405-419.
- Kuosmanen, T., Kortelainen, M., 2005. Measuring eco-efficiency of production with Data Envelopment Analysis. *Journal of Industrial Ecology* 9, 59-72.

- Latacz-Lohmann, U., Schilizzi, S., 2007. Quantifying the benefits of conservation auctions: evidence from an economic experiment. 47<sup>th</sup> annual conference of the GEWISOLA.
- MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006. Programa horizontal de desarrollo rural para las medidas de acompañamiento de la Política Agraria Común, 2000-2006. MAPA, Madrid.
- MARM, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, 2008. Evaluación final del programa de desarrollo rural para las medidas de acompañamiento en España, 2000-2006. MARM, Madrid.
- Oude Lansink, A., Pietola, K., 2002. Efficiency and productivity of conventional and organic farms in Finland 1994-1997. *European Review of Agricultural Economics* 29 (1), 51-65.
- Oude Lansink, A., Silva, E., 2004. Non-Parametric Production Analysis of Pesticides Use in the Netherlands. *Journal of Productivity Analysis* 21, 49-65.
- Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., Estruch, V., 2009. Farming Efficiency and the Survival of Valuable Agro-Ecosystems: A Case Study of Rice Farming in European Mediterranean Wetlands. *Open Environmental Sciences* 3, 42-51.
- Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., Gómez-Limón, J.A., 2011. Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach. *Journal of Environmental Management* 92, 1154-1164.
- Reig-Martínez, E., Picazo-Tadeo, A., Hernández-Sancho, F., 2001. The calculation of shadow prices for individual wastes using distance functions: An analysis form Spanish ceramic pavements firms. *International Journal of Production Economics*, 69, 277-285.
- Schaltegger, S., 1996. *Corporate Environmental Accounting*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- Sipiläinen, T., Marklund, P.O., Huhtala, A., 2008. Efficiency in agricultural production of biodiversity: organic vs. Conventional practices. 107<sup>th</sup> EAAE Seminar, Modeling of Agricultural and Rural Development Policies, Seville.
- Sueyoshi, T., Goto, M., Ueno, T., 2010. Performance analysis of US coal-fired power plants by measuring three DEA efficiencies. *Energy Policy*, 38, 1675-1688.