



IBERO-AMERICAN PROGRAMME FOR SCIENCE, TECHNOLOGY AND DEVELOPMENT

IBERO-AMERICAN NETWORK OF BIOECONOMICS AND CLMATE CHANGE



## 4.2 The Environmental Efficiency using Data Envelopment Analysis: Empirical methods and evidences.

Rafaela Dios-Palomares, Ph.D.<sup>\*</sup>, David Alcaide, Ph.D.<sup>†</sup>, José Diz Pérez, Ph.D.<sup>‡</sup>, Manuel Jurado Bello, Ph.D.<sup>§</sup>, Angel Prieto Guijarro, Ph.D.<sup>\*\*</sup>, Carlos Alberto Zúñiga G, Ph.D.<sup>††</sup>

### Abstract

At this works we make a bibliography review over the environmental efficiency measure, although parametric work has been developing they are restricted, so we were limited to the no parametric methods using as a specific DEA. We consider In the first place the necessity to value the environmental efficiency, by one side as necessary require for getting the sustainable system, threatened by negative effects of the technologic progress, and the other hands, by your link with the productivity. Subsequently, different approach were showing that they were used for measuring de efficiency through the frontier methods depending of the variable used as input, output o environment. Finally, we show some work where the methodologies mentioned were used in Latin America and Caribbean, so as others that compare with other countries in the word level.

**Jel Classification:** C:001Q:51; Q:57; Q:58;

**Keywords:** Environmental Efficiency; DEA, LAC, Eco efficiency; Metafrontier

\* Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: rdios@uco.es ma1dipar@uco.es

† Universidad de la Laguna. Tenerife. Email: dalcaide@ull.edu.es

‡ Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: ma1dipej@uco.es

§ Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: ma1jubem@uco.es

\*\* IRNASA. CSIC. SALAMANCA. Email: angel.prieto@irnsa.csic.es

†† Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León. Centro de Investigación en Ciencias Agrarias y Economía Aplicada, CICAEA, Nicaragua. Email: czuniga@ct.unanleon.edu.ni Teléfono: (505) 8497648





## PROGRAMA IBEROAMERICANO DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA PARA EL DESARROLLO

### RED IBEROAMERICANA DE BIOECONOMÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO



## 4.2 La eficiencia ambiental mediante Análisis Envolvente de Datos: Métodos y evidencias empíricas.

Rafaela Dios-Palomares, Ph.D. \*, David Alcaide, Ph.D. †, José Diz Pérez, Ph.D. ‡, Manuel Jurado Bello, Ph.D. §, Angel Prieto Gujarro, Ph.D. \*\*, Carlos Alberto Zúñiga G, Ph.D.††

### Resumen

En este trabajo se realiza una revisión bibliográfica sobre la medida de la eficiencia medioambiental y, aunque se han desarrollado trabajos en el ámbito paramétrico, son muy escasos, por lo que nos limitaremos al uso de métodos no paramétricos, concretamente a DEA. Se plantea en primer lugar la necesidad de valorar la eficiencia medioambiental, por un lado, como requisito necesario para conseguir la sostenibilidad del sistema, amenazada por los efectos negativos del progreso tecnológico y, por otro lado, por su relación con la productividad. Posteriormente, se exponen los distintos enfoques que se utilizan para la medida de la eficiencia mediante métodos frontera dependiendo de qué variables se incluyen como inputs, outputs o variables de entorno. Finalmente se presentan algunos trabajos en los que se han aplicado las metodologías descritas en el ámbito exclusivo de América Latina y Caribe, así como otros en los que se han comparado con otros países a nivel mundial.

**Jel Classification:** C:001Q:51; Q:57; Q:58;

**Palabras Clave:** Eficiencia medioambiental, DEA, ALC, Ecoeficiencia, Metafrontera.

\* Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: rdios@uco.es ma1dipar@uco.es

† Universidad de la Laguna. Tenerife. Email: dalcaide@ull.edu.es

‡ Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: ma1dipej@uco.es

§ Universidad de Córdoba. España. EFIUCO. Email: ma1jubem@uco.es

\*\* IRNASA. CSIC. SALAMANCA Email: angel.prieto@irnsa.csic.es

†† Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León. Centro de Investigación en Ciencias Agrarias y Economía Aplicada, CICAEA, Nicaragua. Email: czuniga@ct.unanleon.edu.ni Teléfono: (505) 8497648



## 1. INTRODUCCIÓN A LA EFICIENCIA AMBIENTAL

En la actualidad está suficientemente probado que el medioambiente es una parte integrante de los procesos económicos y, por tanto, es imprescindible establecer estrategias con el fin de actuar en dos sentidos paralelos que son: minimizar el uso de recursos renovables y reducir las emisiones de residuos contaminantes.

La actividad agropecuaria tiene una especial incidencia sobre la sostenibilidad de los ecosistemas. Se puede definir como un proceso de producción conjunta que genera dos tipos de bienes. En primer lugar se producen bienes de mercado, como alimentos y materias primas y en segundo lugar otros bienes o servicios con características de bien público, como paisaje y biodiversidad. Para ello se consumen inputs productivos que provocan impactos negativos sobre el medioambiente como son la contaminación y el agotamiento de recursos.

El desarrollo tecnológico da lugar al uso de variedades y especies más productivas y a la introducción de mejoras en la gestión agraria y ganadera. La adopción de una mayor intensificación de la actividad y la expansión del regadío produce un aumento de la producción. Sin embargo también hay que reconocer que uno de los efectos negativos de este progreso tecnológico es el aumento de su impacto sobre el medioambiente. Las externalidades negativas más relevantes, en este contexto, son el empleo masivo de fertilizantes y plaguicidas y la presión ejercida por las prácticas agrarias y ganaderas sobre los recursos naturales- suelo y agua (Gómez-Limón y Picazo-Tadeo, 2012).

Así, sería interesante cambiar los hábitos para reducir la presión sobre los ecosistemas. Habría que incidir sobre el desarrollo tecnológico con el fin de conseguir un ahorro de los recursos naturales sumado a la utilización de tecnologías menos contaminantes, de modo que se consiga mitigar el impacto que provoca la actividad productiva sobre el medioambiente (Beltrán-Esteve, 2012).

Es interesante, asimismo, considerar que la falta de rentabilidad provocada por la escasez de recursos naturales puede conducir al abandono de la actividad agropecuaria en sistemas tradicionales de alto valor natural y paisajístico. Esta amenaza es motivo de preocupación y ha impulsado el desarrollo del concepto de agricultura y ganadería sostenible y la propuesta de indicadores para su medición.

El concepto de sostenibilidad en estos sistemas de producción se enmarca en la capacidad de los mismos para mantenerse a largo plazo. Sin embargo hay que tener en cuenta que aunque la sostenibilidad de los sistemas es importante a diversos niveles jerárquicos, es particularmente importante a nivel de explotación. Es de una gran relevancia el impacto derivado de las externalidades que se genera a este nivel sobre niveles más elevados del sistema como, por ejemplo, la nitrificación de las aguas en una determinada cuenca como consecuencia de la denominada contaminación difusa (Beltrán-Esteve, 2012).

La valoración del medioambiente tiene la particularidad de que no existen mercados para los bienes y servicios medioambientales (Barbier, 2011). Hay que considerar, además, que para controlar el deterioro producido por la contaminación medioambiental sería necesario adoptar mecanismos para internalizar tanto los costes como los beneficios.

Ante este escenario se presenta la eficiencia medioambiental o eco-eficiencia como un requisito necesario, aunque no suficiente, para alcanzar la sostenibilidad (Callens y Tyteca, 1999), y a su vez como una medida de la misma.

Las políticas medioambientales orientadas a conseguir el desarrollo sostenible deben de apoyarse en el empleo de herramientas capaces de medir el impacto medioambiental de la actividad productiva (Huppes y Ishikawa, 2005; Van Passel et al., 2007). Por este motivo, se han desarrollado diversas metodologías que proporcionan indicadores que miden la incidencia de la actividad productiva en la sostenibilidad de los sistemas.

Así, se desarrollaron métodos como el denominado life cycle accounting (LCA), que proporciona la valoración del impacto medioambiental de los productos valorándolo en las distintas fases de producción y comercialización. Este método, junto con el llamado life cost cycle (LCC), que recoge aspectos económicos, cumplen con el cometido propuesto, pero tienen algunas limitaciones entre las que cabe destacar el hecho de que los impactos medioambientales no tienen precio de mercado.

Por otro lado, se puede valorar la contribución de los productores a la sostenibilidad a través del valor económico que generan, una vez ajustado por los costes sociales y ambientales. Sin embargo, no es fácil la valoración de estos últimos (Korhonen y Luptacik, 2004). No obstante, se

puede prescindir del uso de valores monetarios mediante la aplicación de medidas relativas basadas en el concepto de eficiencia.

El análisis de eficiencia en producción es aplicado con mucha frecuencia en trabajos de investigación económica, tanto en el ámbito de la eficiencia técnica a través de función frontera de producción, como de la eficiencia asignativa y económica tomando como base la frontera de costes o la de beneficios. Las dos metodologías más empleadas en la actualidad en la estimación de la eficiencia mediante función frontera son, la programación matemática mediante Análisis Envolvente de Datos o DEA (Seiford y Thrall, 1990) y la que se denomina frontera econométrica (Battese y Coelli, 1995). Ambos métodos permiten estimar el nivel de eficiencia medio de la muestra así como el índice de eficiencia de cada empresa. Un buen tratado sobre los aspectos más relevantes de esta materia se encuentra en el trabajo coordinado por Álvarez-Pinilla (2001), así como en el realizado por Kumbhakar y Lovell (2000).

Estas metodologías se basan en la estimación de una frontera de producción donde se encuentran las unidades de decisión DMU que son totalmente eficientes. El nivel de eficiencia de las unidades que no son eficientes se caracteriza con un índice que viene dado por la distancia de dicha unidad a la frontera. Se trata de una medida relativa donde se trabaja sobre la base de que las unidades eficientes transforman sus inputs en sus outputs de forma óptima, para una tecnología dada, que es común a toda la muestra.

Los métodos fronteras han sido aplicados para el análisis de eficiencia con una gran profusión en los últimos años. Son numerosos los trabajos aplicados a la producción agropecuaria que podemos encontrar en la literatura (Bravo-Ureta y Pinheiro, 1993; Gorton y Davidova, 2004; Bravo-Ureta et al., 2007; Darku et al., 2013). También se ha dedicado especial atención al desarrollo de nuevas metodologías que, dentro del contexto de los métodos fronteras, han ido incorporando soluciones al análisis de eficiencia en casos especiales. Como se describe en Ramanathan (2003); Cooper et al (2006), un gran número de extensiones del modelo DEA básico han aparecido en la literatura. En el caso que nos ocupa de la consideración de impactos medioambientales, han sido también abundantes las aportaciones metodológicas que han permitido que posteriormente se realicen gran cantidad de aplicaciones (Zhou et al., 2008).

## 2. LA MEDIDA DE LA EFICIENCIA AMBIENTAL MEDIANTE METODOS FRONTERA

Son varios los enfoques que se han llevado a cabo con el fin de incorporar los impactos ambientales al estudio de la eficiencia productiva mediante métodos frontera. Tyteca (1996), Scheel (2001) y Zhou et al (2008) realizan interesantes revisiones de los mismos.

En todos ellos, que comentaremos a lo largo del presente documento, se ha desarrollado la metodología en los ámbitos paramétrico y no paramétrico. Sin embargo, hay que reconocer que la presencia de aplicaciones paramétricas en estos enfoques es realmente escasa. Por este motivo, y por ajustar la extensión de este trabajo, nos limitaremos a describir lo referente a métodos no paramétricos, concretamente los relacionados con el Análisis Envolvente de Datos (DEA).

El objetivo del análisis envolvente de datos –DEA– se centra en evaluar el comportamiento de unidades de decisión independientes –DMU’s–, y se desarrolla bajo el supuesto de que tales comportamientos pueden ser ineficientes en el contexto de la teoría de la empresa. La medida de eficiencia relativa a cada DMU se desarrolla bajo una estructura axiomática de la producción: sobre la tecnología se establecen diferentes supuestos derivados tanto por consideraciones teóricas como por el conocimiento práctico del proceso productivo de la industria analizada. Una vez determinado el conjunto de posibilidades de producción de la industria, DEA elabora un modelo de programación lineal o linealizable para obtener un indicador de eficiencia relativo a la frontera formada por las unidades de decisión DMU’s de mejor comportamiento.

El trabajo pionero de Farrell (1957) desarrolla una estructura analítica derivada de la “teoría del análisis de actividad”, que le dota de una naturaleza no paramétrica mantenida como principal seña de identidad desde que DEA fuera acuñado por Charnes et al. (1978) en el campo de las ciencias de la administración –ver el estudio bibliométrico de ambos artículos por Førsund y Sarafoglou (2005)–. Se adecúa así al clásico problema de optimización restringida de la teoría económica, pero sin necesidad de especificar una forma funcional explícita para la tecnología. En este contexto, tiene también sus propias debilidades en captar tanto las preferencias en el comportamiento como la “verdadera” tecnología de producción –captura la tecnología “ex-post-facto” o de “mejor práctica técnica”.

## 2.1. Variables Ambientales definidas en el sector agropecuario

En todos los enfoques que se comentan en el presente documento, se plantea y aplica la metodología DEA, para la estimación de distintos tipos de medidas de eficiencia medioambiental. El objetivo general de estos procedimientos es analizar el comportamiento productivo de las unidades de decisión o DMUs en el contexto de la presencia de impactos ambientales. Sin embargo, para que esos impactos sean considerados en los modelos, es imprescindible que se les defina y cuantifique como variables.

Desde que se empezaron a aplicar estas metodologías, las aplicaciones que más se han realizado son las referentes a las plantas de generación de electricidad y a la distribución de la misma. De acuerdo con la revisión de métodos y aplicaciones realizada por Zhou et al (2008), el 38% de los estudios realizaron aplicaciones relacionadas con la industria eléctrica. Ha recibido también gran atención el tema de la regulación y la eficiencia energética (Hu y Wang, 2006; Hu y Kao, 2007).

En el ámbito de las aplicaciones al sector agropecuario, aunque no son abundantes las aplicaciones realizadas hasta la fecha a nivel mundial, es en América Latina y el Caribe (ALC) donde realmente han sido muy escasas. Exponemos a continuación las variables que se han considerado para recoger los impactos medioambientales.

La modelización de los impactos medioambientales se ha realizado en la literatura desde dos enfoques. En la mayoría de los trabajos, cada impacto se recoge directamente cuantificándolo mediante una variable simple (Aldanondo-Ochoa et al., 2014). Es el caso del balance de Nitrógeno, por ejemplo, medido en Kilogramos de Nitrógeno por hectárea y año (Coelli et al., 2007). Así, en el modelo pueden intervenir varias de estas variables.

Sin embargo, en otros trabajos se construye un índice sintético que recoge el efecto de varias variables conjuntamente. Estos índices se han elaborado bien para representar un agregado de impactos (Dios-Palomares y Martínez-Paz, 2011) o para medir la biodiversidad como atributo opuesto al detrimento medioambiental (Beltrán-Esteve et al., 2012, 2013).

Para ilustrar las distintas mediciones del impacto medioambiental que se han llevado a cabo hasta la fecha en la literatura, se ha elaborado una tabla (Anexo nº 1), donde se recogen las características de las variables que se han cuantificado en los trabajos dedicados al análisis de eficiencia y productividad en el sector agropecuario.

Cabe señalar que solo 4 de los trabajos recogidos en dicha tabla se refieren a países de ALC. Así, los trabajos de Zúniga et al. (2012) y Zúniga y Toruño (2012) realizan un enfoque de cálculo de incrementos de productividad y su descomposición, considerando impactos medioambientales definidos por variables que son las emisiones de metano procedente de la fermentación entérica en el primero y el carbono, la extracción de madera y el combustible leña ( $m^3$ ) en el segundo.

En Costa Rica, Sneessens (2011) analiza la eficiencia en vacuno de leche. En su trabajo utiliza como variables medioambientales dos tipos de energía: por un lado cuantifica la energía indirecta (equivalentes fuel), a través de inputs que han consumido energía no renovable tales como alimentos, fertilizantes, herbicidas, mano de obra contratada, gastos ganaderos y otros gastos y por otro lado incluye la energía directa (equivalentes fuel) a través de inputs que son fuente de energía primaria como combustibles y electricidad.

También en ALC, y concretamente en el sector agrícola, Cabrini et al. (2013), incorporan aspectos medioambientales en el estudio de la eficiencia en los cultivos de maíz, soja, y trigo-soja. Estos autores realizan el análisis a través de la minimización del costo ambiental medido como el costo asociado a tres indicadores ambientales: balance de nutrientes, balance de materia orgánica, y erosión hídrica.

## **2.2. El enfoque de Eficiencia Técnico-Ambiental**

Los primeros tratamientos que se dieron a los problemas medioambientales dentro del análisis DEA, consistieron en añadir variables ambientales a las variables convencionales de la producción que son los inputs y los outputs. Así se definió la Eficiencia Medioambiental que es una medida de eficiencia productiva teniendo en cuenta los impactos medioambientales dentro de la estimación. Las variables que recogen el impacto medioambiental se pueden tratar como output no deseado a minimizar (Dios et al., 2013), como output no deseado invertido a maximizar (Dios et al., 2005), o como input a minimizar (Zhang et al., 2008). En todos los casos, son variables incluidas en el modelo DEA. En el caso de que los outputs no deseados haya que minimizarlos se presenta la necesidad de introducir una nueva metodología de distancias direccionales para llegar a la frontera (Färe et al., 1985, 1989), que por su mayor singularidad exponemos a continuación.

El desarrollo de una medida de eficiencia necesita establecer diversas fases en la construcción de un modelo que recoja, en una misma base analítica, los supuestos sobre la tecnología y los objetivos perseguidos para la industria analizada. Ello exige definir el conjunto de posibilidades de producción, la forma de alcanzar su frontera y el programa para obtener el indicador de eficiencia; lo que origina un modelo DEA estándar sobre el que puede introducirse información adicional con objeto de medir su impacto en el nivel de eficiencia.

En estos modelos DEA ambientales, es común considerar como objetivo reducir los outputs contaminantes, “no deseados o malos” y aumentar los “buenos o deseados”. La consideración de este objetivo, supone adaptar el modelo a los principios físicos derivados de la termodinámica de los procesos productivos, donde la producción conjunta es consustancial, y permite modelar programas de control y gestión de la contaminación con procesos de producción más eficientes en términos medioambientales.

En orden a presentar y desarrollar la metodología, que origina un modelo ambiental, consideramos que existe un proceso de producción que transforma un vector de inputs  $X = (x_1, \dots, x_N) \in R_+^N$  en un vector de outputs  $Y = (y_1, \dots, y_M) \in R_+^M$ . Éste último vector se particiona en dos subvectores de outputs “deseables”  $y = (y_1, \dots, y_M) \in R_+^M$  y “no deseados”  $q = (q_1, \dots, q_Q) \in R_+^Q$ , siendo  $s = P + Q$ . De forma general, un conjunto de posibilidades de producción  $T$  puede definirse por:

$$T = \{(p, q, x): x \text{ puede producir } (p, q)\} \quad (1)$$

Sobre  $T$  se asumen las condiciones básicas de regularidad: compacto ¿? ¿es cerrado y acotado? –cerrado y convexo- ¿? ¿es convexo?, producción positiva no puede existir sin inputs positivos, y libre disposición de inputs y outputs –es posible que un incremento de inputs origine o no incremento de outputs –ver Färe y Primon (1995) o Färe et al. (1985) para su planteamiento axiomático–.

El conjunto  $T$  puede expresarse en términos de su correspondencia de outputs:

$$x \rightarrow P(x) \subseteq T_+^M, M = P + Q \quad (2)$$

donde para cada vector de inputs  $x$ , el conjunto es el conjunto de todos

los vectores de outputs  $y = (p, q)$  que pueden producirse a partir de  $x$ .

Dadas las condiciones de regularidad de  $T$ , dotar a  $P(x)$  como conjunto de posibilidades de producción ambiental, en un contexto de producción conjunta, y para una tecnología dada, lleva a asumir la no posibilidad de producir  $q$  sin  $p$  o hipótesis de null jointness. Si  $T$  puede producir conjuntamente  $(p, q)$  a partir de un vector  $x$  dado, entonces:

$$\begin{aligned} & (p, q) \notin P(x), \forall q = 0, p \neq 0; \text{ ó, de otra forma:} \\ & (p, q) \in P(x), p = 0 \Rightarrow q = 0 \end{aligned} \quad (3)$$

Adicionalmente, si para un vector  $x$  dado, no es posible reducir  $q$  sin que lo haga  $p$ , existe congestión en el proceso productivo. Una tecnología de producción se encuentra congestionada, si la reducción de  $q$  tiene coste, al menos en términos de coste de oportunidad (reducción de  $p$ ). Esta hipótesis se traduce en términos operativos en que  $q$  es de débil disposición:

$$\text{si } (p, q) \in P(x) \Rightarrow (\lambda p, \lambda q) \in P(x), 0 < \lambda \leq 1 \quad (4)$$

Para los output deseados, se asume su libre disposición:

$$\text{si } p \in P(x), p \geq p' \Rightarrow p' \in P(x) \quad (5)$$

donde con la notación  $p \in P(x)$  hemos de entender que es posible producir los outputs buenos  $p$  con los inputs  $x$ .

Para los inputs libre disposición:

$$\text{si } (p, q) \in P(x), x' \geq x \Rightarrow (p, q) \in P(x') \quad (6)$$

el vector de outputs  $(p, q)$  obtenible de un menor vector de inputs  $x$  también pertenece al conjunto de outputs obtenible de un mayor vector de inputs  $x'$ .

El conjunto de posibilidades de producción ambiental,  $P(x)$ , dotado con las propiedades (2) a (6) puede partitionarse en dos subconjuntos:

$$\text{Isoq } P(x) = \{(p, q) : (p, q) \in P(x), \lambda > 1, (\lambda p, \lambda q) \notin P(x)\} \quad (7)$$

no es posible incrementar  $(p, q)$  para un  $x$  dado, pero no excluye la posibilidad de aumentar (o disminuir)  $q$  para  $p$  dado; y

$$\text{Eficiente } P(x) = \{(p, q) : (p, q) \in P(x), (p', q') \geq (p, q) \Rightarrow (p', q') \notin P(x)\} \quad (8)$$

Como puede observarse de (7) y (8), si  $(p, q) \in P(x)$  entonces cualquier vector

$$(p', q'), \quad p' \geq p, \quad q' \leq q \Rightarrow (p', q') \notin P(x)$$

La hipótesis (3) significa que la proyección hacia el origen de cualquier vector observado  $(p, q)$  pertenece al conjunto de posibilidades de producción y por tanto el origen de coordenadas forma parte del mismo; mientras la hipótesis (4) supone que no es posible la actividad en el eje de ordenadas.

Una vez definido el conjunto de posibilidades de producción ambiental, la medida de eficiencia exige determinar la forma en que nos acercamos a su frontera. El desarrollo primario de DEA se apoya en la posibilidad de disminuir (aumentar) los inputs (outputs) equiproporcionalmente, dados los outputs (inputs), lo que origina las funciones radiales de distancia tecnológica orientadas al input (output). Fueron introducidas por Debreu (1951) y Farrel (1957)\* en el contexto técnico y por Shephard (1953, 1970) para establecer la equivalencia entre teoría de la firma y tecnología – dualidad-, pero sin una equivalencia entre distancia y medida de eficiencia.

Färe et al. (1985) introducen la función de distancia hiperbólica – FDH – (Quizás no sea muy afortunado este acrónimo pues se confunde con Free Disposal Hull del inglés, mejor ponemos F\_Dist\_Hip) con objeto de medir la posibilidad de expandir los outputs y contraer los inputs simultáneamente. La denominan hiperbólica por la forma como alcanza la frontera del conjunto de posibilidades de producción; y supone una generalización respecto a las funciones de distancia radiales. Färe et al. (1989) utilizan F\_Dist\_Hip para medir el comportamiento ambiental, al permitir el tratamiento asimétrico de la producción conjunta, si bien modelan también la reducción equiproporcional de inputs. Diversas características de la frontera ambiental pueden encontrarse en Prieto y Zofío (1996).

Para la representación de la tecnología de producción en términos de su conjunto de posibilidades de producción ambiental, suponemos que existen  $j=1, \dots, n$  observaciones – UD's ó DMU's (“Decision Making Units”)–. Para la observación “o”, la representación no paramétrica de  $P(x)$  es:

\* Para medir el grado de eficiencia, Farrel (1957) utiliza la propiedad algebraica de que las distancias a una recta desde cualquier punto situado en el semiplano que no contiene el origen de coordenadas son positivas.

$$P(x^o) = \left\{ (p, q) : \sum_{k=1}^K z_k p_{kp} \geq p_p^o, \sum_{k=1}^K z_k q_{kq} = q_q^o, \sum_{k=1}^K z_k x_{kn} \leq x_n^o, z_k \in R_+^K \right\} \quad (9)$$

Siendo  $p_{rp}^j$  el output deseado  $rp$  –ésimo, y  $q_{rq}^j$  el output no deseado  $rq$  –ésimo de la DMU  $j$ , con  $rp = 1, \dots, P$ ,  $rq = 1, \dots, Q$ ,  $s = P + Q$ ,  $y j = 1, \dots, n$ ; donde  $\lambda = (\lambda_1, \dots, \lambda_n) \in R_+^n$  recoge las variables de intensidad que explican el peso de cada observación en el grado de eficiencia de la observación ó unidad analizada “o”.

Para obtener el grado de eficiencia de cada DMU, definimos la función de distancia hiperbólica –  $F\_Dist\_Hip$  – como:

$$F\_Dist\_Hip(p, q) = \max\{\theta : (\theta p, q/\theta) \in p(x), \theta \geq 1\} \quad (10)$$

De (9) y (10), el modelo DEA para obtener el indicador de eficiencia ambiental de cada DMU’s es:

$$F\_Dist\_Hip(p^o, q^o, x^o) = \max \theta \quad (11)$$

Sujeto a<sup>†</sup>:

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j p_{rp}^j \geq \theta p_{rp}^o, r_p = 1, \dots, P$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j q_{rq}^j = \frac{q_{rq}^o}{\theta}, r_q = 1, \dots, Q$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j x_i^j \leq x_i^o, i = 1, \dots, m$$

(11), es un modelo bajo el supuesto de rendimientos constantes a escala – RCS (CRS en el acrónimo anglosajón) –. El supuesto de rendimientos variables – RVS (VRS en el acrónimo anglosajón) – se introduce añadiendo la restricción.

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$$

<sup>†</sup> (11) no es lineal debido al segundo conjunto de restricciones, pero es fácilmente computable en programación no lineal –PNL– mediante un proceso iterativo de búsqueda de un óptimo global del conjunto convexo. Para el proceso iterativo, hemos utilizado el método de gradiente reducido generalizado –GRG– del módulo solver en hoja de cálculo Excel, ver Eppen et al. (2000).

Aplicaciones empíricas de  $F\_Dist\_Hip$  se encuentran en Ball et al. (1994, 2004), Hernández-Sancho et al. (2000), Zaim y Tasking (2000), Zofío y Prieto (2001). En el contexto de la dualidad, Chambers et al. (1996, 1998) desarrollan la función de distancia direccional –FDD– y Chung et al. (1997) lo hacen pero en el contexto de índices de productividad. Aplicaciones pueden encontrarse en Weber y Domazlicky (2001), Domazlicky y Weber (2004), Picazo-Tadeo et al. (2005), Färe et al. (2005).

### 2.3. El enfoque de Eco-eficiencia

En un enfoque posterior, se define la eficiencia ecológico-económica o Eco-eficiencia como: “La eficiencia con que se utilizan los recursos ecológicos para satisfacer las necesidades humanas. Puede considerarse como la ratio de un output dividido por un input: el output representa el valor de los productos o servicios producidos por una empresa, un sector o una economía como un todo; y el input representa la suma de presiones ambientales generadas por la empresa, sector o economía” (OCDE, 1998:7). Así, podemos entender como eco-eficiencia a la relación entre el valor económico generado por la unidad productiva y su impacto ambiental (Schmidheiny y Zorraquin, 1996; OCDE, 1998; Schaltegger y Burrit, 2000; WBCSD, 2000). Este enfoque supone una adaptación del modelo DEA en el que los inputs se sustituyen por los impactos medioambientales y como output se toma el valor añadido. Desde el punto de vista práctico tiene la ventaja de que cualquier software que resuelva el modelo DEA puede ser utilizado.

La eco-eficiencia aumenta cuando las presiones medioambientales disminuyen, si se mantiene el valor añadido, o también cuando el valor añadido aumenta si se mantienen las presiones ambientales. Así, siguiendo la clasificación de Huppés e Ishikawa (2005), este enfoque adopta la consideración del ratio de productividad medioambiental a nivel microeconómico (Beltrán-Esteve et al, 2012).

Suponemos que observamos la variable  $v$ , valor añadido, generado por el proceso productivo en un conjunto de  $n$  unidades de decisión (DMUs). Si dichas unidades de decisión están indexadas con el índice  $j$ , con  $j = 1, \dots, n$ , podemos decir que el valor añadido para la unidad de decisión  $DMU_j$  es  $v_j$ . Además, dicho proceso causa un conjunto de  $m$  presiones medioambientales (indexadas  $i = 1, \dots, m$ ), también observadas a nivel de cada unidad de decisión DMU. Se tiene entonces, para cada unidad de decisión  $DMU_j$ , un valor añadido  $v_j$ , y un vector de presiones ambientales

$p^j = (p_1^j, \dots, p_m^j)$ ,  $j = 1, \dots, n$ . Siguiendo la propuesta metodológica de Kuosmanen y Kortelainen (2005) y de Picazo-Tadeo et al., (2011, 2012), se define el conjunto tecnológico generador de presiones y se denota por el acrónimo PGT (de sus siglas en inglés). Dicho conjunto PGT representa todas las posibles combinaciones de presiones y valor añadido, y se define de la siguiente forma:

$$PGT = \{(v, p) \in R_+^{1+N} : v \text{ puede producir con } p\}$$

Además, se asumen algunas propiedades básicas relacionadas con la tecnología que genera las presiones. Dichas propiedades son:

- I. Cualquier actividad económica genera presión medioambiental. Por tanto, la única forma de no generar presión es no producir.
- II. Dada una presión ambiental observada y su correspondiente valor añadido, siempre se podría generar menos valor añadido para la misma presión.
- III. Dada una presión ambiental observada y su correspondiente valor añadido, siempre se podría generar más presión medioambiental para el mismo valor añadido, y
- IV. Cualquier combinación lineal convexa de dos o más parejas de presiones y valores añadidos es también posible.

Como ya se ha comentado anteriormente, en esta caracterización de la tecnología, las presiones medioambientales son tratadas como inputs convencionales (Korhonen y Luptacik, 2004; Kuosmanen y Kortelainen, 2005; Zhang et al., 2008), Así, se define la eco-eficiencia propuesta por Kuosmanen y Kortelainen (2005) como el ratio entre el valor añadido obtenido en el proceso de producción (output), y las presiones medioambientales que se generan en el mismo (inputs).

La eco-eficiencia de la empresa  $DMU_0$  se calcula mediante la expresión:

$$\text{Eco - eficiencia} = \frac{V_0}{P(p^0)} = \frac{V_0}{\sum_{i=1}^m w_i^0 p_i^0}$$

donde  $P$  es una función agregada que permite calcular la presión medioambiental como una medida ponderada de las presiones individuales que ejerce la empresa  $DMU_0$ . La importancia relativa de cada presión viene dada por la ponderación  $W_i^0$ , variando el índice  $i$  entre las presiones ( $i = 1, \dots, m$ ) para cada empresa  $DMU_0$ .

Hay estudios que asignan los mismos pesos. También hay otros estudios que establecen pesos distintos, usando técnicas de recogida exógena de información para cuantificar dichos pesos, a través de opiniones de expertos (Mauchline et al., 2012).

Sin embargo, la aplicación de las técnicas DEA para el cálculo de la eco-eficiencia tiene la ventaja de que las ponderaciones se generan de forma endógena y no se requiere ningún juicio a priori sobre las mismas. Las ponderaciones, pesos, o precios sombra de las presiones ambientales varían para cada empresa.

De acuerdo con la formulación propia del modelo CCR de DEA (Charnes et al., 1978) y la adaptación propuesta por Kuosmanen y Kortelainen (2005), las medidas de eco-eficiencia para cada empresa  $DMU_0$  se obtienen resolviendo el llamado problema dual que, en términos formales, se expresa como sigue:

$$\text{Mínimo}_{\theta^0, \lambda} (\theta^0)$$

sujeto a:

$$V_0 \leq \sum_{k=1}^K \lambda_k V_k$$

$$\theta^0 p_i^0 \geq \sum_{j=1}^n \lambda_j p_i^0, \quad i = 1, \dots, m$$

$$\lambda_k \geq 0, \quad j = 1, \dots, n$$

En este caso, las variables de intensidad  $\lambda_j$  representan los pesos relativos de cada empresa de la muestra en la construcción de la frontera eco-eficiente con la que será comparada la empresa  $DMU_0$ . La solución del problema anterior ( $\theta^0$ ) mide la proporción en que dicha empresa

podría disminuir sus presiones obteniendo el mismo valor añadido para ser totalmente eco-eficiente.

El modelo anterior está orientado a las presiones, lo que es equivalente a orientar al input en el modelo CCR. Parece más razonable que se trate de minimizar el impacto para un valor añadido dado. La orientación contraria, al valor añadido, supondría un planteamiento en que se quisieran mantener los impactos y buscar la maximización del resultado económico.

Como se puede ver en su formulación, el modelo se resuelve mediante distancias radiales, como el modelo CCR. Esto implica que la distancia de cada empresa a la frontera eco-eficiente se calcula a través del radio que las une con el origen. Por tanto, la solución afecta de forma equi-proporcional a todas las presiones ambientales. Es decir, que si la empresa  $DMU_0$  tiene una eco-eficiencia de 0,8, podrá disminuir en un 20% todas las presiones ambientales.

Picazo-Tadeo et al. (2012) realizan un estudio sobre la eco-eficiencia en el cultivo del olivar en España. Dichos autores relajan esta limitación del enfoque radial aplicando la metodología de distancias direccionales en el contexto del modelo anterior. Así, es posible calcular la eco-eficiencia relativa a sólo una presión medioambiental mediante el direccionamiento hacia la frontera en la única dirección de la presión objeto de interés.

## 2.4. El enfoque de Metafronteras

Un tercer enfoque para la estimación de la Eco-eficiencia, que también incorpora los impactos ambientales al análisis de eficiencia, es el denominado enfoque de Metafronteras. Se aplica esta metodología cuando la variable ambiental tiene carácter de variable de entorno dicotómica, lo que proporciona una división de la muestra a estudiar. Es el caso en que parte de la muestra sigue un programa de respeto ambiental (como la producción orgánica) y la otra parte no lo sigue. Se consideran por tanto dos tecnologías distintas y por tanto dos fronteras.

La idea central de los métodos de análisis con variables de entorno es que la eficiencia que se deriva de la resolución de la frontera, incluyendo únicamente las variables propias de la producción (inputs y outputs), contiene solapados dos efectos distintos que se deben: uno a la eficiencia de la empresa dentro de su entorno (frontera) y otro a la diferencia en productividad debida a dicho entorno en comparación con los demás (orgánico versus no convencional). (¿o orgánico versus convencional?)

Uno de los enfoques que se ha llevado a cabo para la inclusión en el análisis de eficiencia de variables de entorno es el que se denomina “de programas” y fue inicialmente planteado por Charnes et al. (1981), con el fin de estudiar posibles diferencias inducidas por la aplicación de un programa de actuación en un subgrupo concreto de colegios públicos. Este método estima fronteras separadas para los distintos subsectores y, posteriormente, proyecta sobre la frontera para eliminar la ineficiencia intraprograma. Una segunda frontera, a partir de los datos corregidos para toda la muestra, da lugar a estimaciones de distancias que únicamente se deben al efecto del programa. Estas últimas distancias permiten la evaluación de dicho programa. Por tanto, el objetivo de este método es la valoración del efecto de la variable de entorno considerada.

Bajo este enfoque, el análisis de la eficiencia ambiental se desarrolla mediante la comparación entre las productividades de las dos fronteras independientes que corresponden a las dos distintas tecnologías que son: las formadas por las empresas que siguen el programa medioambiental y las que no lo siguen. Siguiendo la metodología de Charnes et al. (1981), se estima la eficiencia de cada empresa con respecto a su propia frontera (intraprograma), y la distancia media de cada frontera a la frontera común o metafrontera. De la comparación de estas distancias medias se deduce si hay una diferencia en productividad entre los dos programas. En este caso esta diferencia se debería al aspecto medioambiental. Queda claro que, en este enfoque, el cálculo de la eficiencia técnica de cada frontera se realiza mediante el modelo DEA convencional, incluyendo en el mismo sólo los inputs y outputs, ya que la variable que recoge el efecto medioambiental tiene carácter categórico, y divide la muestra en submuestras.

Una ampliación del método anterior, planteado por Dios-Palomares et al. (2013), es el método de programas en tres etapas y consiste en continuar el procedimiento una fase más. Además de los resultados ya comentados, permite estimar la eficiencia técnica de cada empresa una vez corregida del efecto de la variable de entorno y analizar la significación de este efecto.

Sin embargo el nombre de Metafrontera tomó realmente entidad a partir del trabajo de O`Donnell et al. (2008). Aunque en ese trabajo la metodología que plantearon no se aplicaba a la eco-eficiencia, ha resultado un excelente procedimiento para el análisis de la misma.

Así, se han planteado metodologías donde se combina la idea del método de Programas con la de la estimación de la eco-eficiencia mediante la

propuesta de Kuosmanen y Kortelainen (2005), que se ha desarrollado en el apartado 2.3 de este documento. Bajo este enfoque, tal como plantea Beltrán-Estève et al. (2013), se consideran el aspecto medioambiental en dos vertientes. En primer lugar, una variable de entorno categórica de tipo ambiental divide la muestra. Además, el enfoque de Kuosmanen y Kortelainen (2005) incluye en el modelo de eco-eficiencia el valor añadido (en lugar de output), y las presiones ambientales (en lugar de inputs). Ésta última metodología se resuelve mediante DEA para cada una de las fronteras.

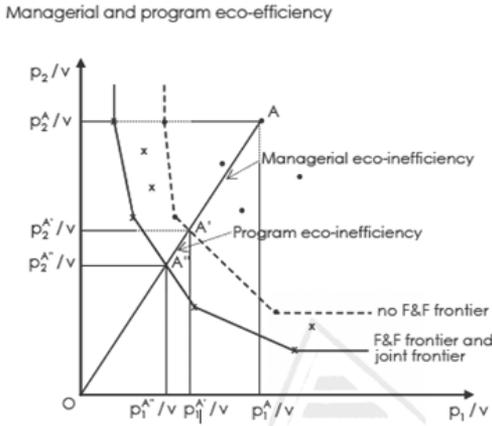


Figura 1. Metafrontera ambiental.

Fuente: Beltrán-Estève et al. (2013)

La Figura 1 ilustra la aplicación de Beltrán-Estève et al. (2013), en la que se analiza la eco-eficiencia de dos muestras: una con programa medioambiental (F&F) y otra sin él (no F&F). Se representan en ella las fronteras de ambas tecnologías y la metafrontera o frontera conjunta que en este caso coincide con la de F&F. En la gráfica, cada punto corresponde a una empresa que ha obtenido un valor añadido  $v$  y ha generado dos presiones medioambientales  $p_1$  y  $p_2$ .

La eco-eficiencia de cada empresa con respecto a una frontera se calcula mediante la distancia radial desde su observación hasta su encuentro con dicha frontera.

Así, se estima en primer lugar la eco-eficiencia intraprograma que es la que se calcula para cada empresa dentro de su submuestra, es decir,

con respecto a su propia frontera. La eco-eficiencia intraprograma la denominaremos EEIP. Para el punto A en la figura 1 será el segmento AA'.

$$EEIP = \frac{OA}{OA'}$$

En segundo lugar se calcula la eco-eficiencia de metafrontera con respecto a la frontera conjunta. La eco-eficiencia de metafrontera la denominaremos EEMF. Para el punto A en la figura 1 será el segmento AA''. Esta frontera se ha estimado mediante la aplicación del modelo a todas las unidades de la muestra.

$$EEMF = \frac{OA}{OA''}$$

Por último se estima la eco-eficiencia del programa (EEP) que viene dada por el segmento AA''.

$$EEP = \frac{OA/OA''}{OA/OA'} = \frac{OA'}{OA''}$$

El modelo representado aquí se resuelve mediante distancias radiales. Sin embargo, en caso de que haya interés en estimar la eco-eficiencia referida a una sola presión medioambiental, este procedimiento es adaptable al enfoque mediante distancias direccionales (Beltrán- Esteve et al. 2013).

## 2.5. El enfoque de eficiencia ambiental

Los modelos que se enmarcan en el enfoque de eficiencia técnico-medioambiental, presentados en el epígrafe 2.2., no estiman realmente la eficiencia ambiental solamente, aunque se les llamó en sus orígenes modelos de eficiencia ambiental. La especificación de los modelos DEA incluyen tanto las variables medioambientales como las variables propias de la producción que son los outputs y los inputs. Es decir, que la distancia que mide la eficiencia lleva englobadas dos partes que son: la eficiencia técnica y la eficiencia medioambiental. Y tal como se resuelven los modelos, estos efectos no se pueden separar.

Por otro lado, los modelos de eco-eficiencia miden realmente la eficiencia en relación a la gestión medioambiental, pero no consideran para nada la eficiencia técnica, ya que los inputs entran sólo en la composición del valor

añadido junto con los outputs. Es frecuente, además, que las presiones ambientales, como por ejemplo la inversa de la biodiversidad, haya que medirlas por unidad de superficie y, por tanto, también el valor añadido. Esta circunstancia obliga a realizar un enfoque de rendimientos constantes de escala y da lugar a que no sea posible analizar la incidencia del tamaño de las empresas (Picazo-Tadeo et al, 2011).

Al margen de estos enfoques, hay que mencionar algunas aplicaciones puntuales que han supuesto un aporte importante para la separación de la eficiencia técnica y la ambiental, como las realizadas por Ball et al. (1994), Färe et al. (1996) y Reinhard et al. (2000).

En un nuevo enfoque, Dios-Palomares y Martínez (2011) proponen y aplican un método para estimar por separado la eficiencia técnica y la eficiencia ambiental. Estos autores toman como base el planteamiento metodológico de Färe et al (1995), que incorporan atributos a la metodología DEA, y lo adaptan a la estimación de la eficiencia ambiental. Según este enfoque, la presión ambiental invertida (respeto ambiental) se considera como un atributo. Dicho atributo es resultado del proceso de producción junto con los output convencionales. El proceso de producción con output no deseables, que se resolvió en el epigrafe 2.1 ¿? mediante distancias direccionales, se resolvería en este contexto considerando dichos outputs invertidos y otorgándoles carácter de atributo. De este modo la metodología a aplicar sería la que sigue:

Supongamos que analizamos las actividades de  $n$  productores, cada uno usando  $m$  inputs y produciendo  $s$  outputs y  $L$  atributos. Todos los productores trabajan con el mismo conjunto de inputs, con el mismo conjunto de outputs, y con el mismo conjunto de atributos. Sean  $Y_r^j$  y  $a_l^j$  las cantidades producidas por la empresa  $j$  del output  $r$  y del atributo  $l$ , respectivamente; con  $j = 1, \dots, n$ ;  $r = 1, \dots, s$ ; y  $l = 1, \dots, L$ . Por otro lado,  $X_i^j$  es la cantidad del input  $i$  consumida por la empresa  $j$ , con  $j = 1, \dots, n$ ; e  $i = 1, \dots, m$ . A pesar de que los atributos forman parte del modelo, asumimos en la tecnología de producción que existe disponibilidad fuerte de output y de inputs. Si bien, se podría plantear cualquier orientación, expondremos aquí la orientación radial hacia los outputs y atributos conjuntamente.

El conjunto de referencia  $S$  se construye a partir de las observaciones de la forma:

$S = \{(y, a, x) : y \in \square^s_+; a \in \square^L_+; x \in \square^m_+; (y, a, x) \text{ verificando} :$

$$y_r \leq \sum_{j=1}^n \lambda_j y_r^j, \quad j = 1, 2, \dots, n;$$

$$a_l \leq \sum_{j=1}^n \lambda_j a_l^j, \quad l = 1, 2, \dots, L;$$

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j x_i^j \leq x_i, \quad i = 1, 2, \dots, m;$$

$$\lambda_j \geq 0, \quad j = 1, 2, \dots, n;$$

$$\left. \sum_{j=1}^n \lambda_j \leq 1 \right\}$$

La última restricción del modelo anterior impone rendimientos no crecientes. Esta restricción es oportuna en el caso de que los atributos se midan mediante índices acotados por la parte superior ya que no es posible imponer retornos constantes. Si los atributos no estuvieran acotados, la restricción se eliminaría para considerar retornos constantes o se sustituiría por la de igualdad para retornos variables.

### Cálculo de la eficiencia técnica

La medida de la eficiencia técnica orientada al output para la observación  $j'$  viene dada por el siguiente problema de programación lineal:

$$\frac{1}{D(y^{j'}, a^{j'}, x^{j'})} = \max_{\lambda, \theta} \theta$$

<p>Sujeto a:</p> $\theta y_r^{j'} \leq \sum_{j=1}^n \lambda_j y_r^j, r = 1, 2, \dots, s;$ $\theta a_l^{j'} \leq \sum_{j=1}^n \lambda_j a_l^j, l = 1, \dots, L;$ $\sum_{j=1}^n \lambda_j x_i^j \leq x_i^{j'}, i = 1, 2, \dots, m;$ $\lambda_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, n;$ $\left. \sum_{j=1}^n \lambda_j \leq 1 \right\}$	<p>(3)</p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------

Esta medida cumple la siguiente propiedad:

$$0 < D(y^{j'}, a^{j'}, x^{j'}) \leq 1 \tag{4}$$

Así, la eficiencia técnica vendrá dada por la expresión  $\frac{1}{D(y^{j'}, x^{j'})}$ , donde se consideran solo los outputs y los inputs en el modelo.

**Cálculo de la eficiencia de las variables ambientales o atributos**

Este cálculo se basa en la hipótesis de que las funciones distancias son multiplicativamente separables en los atributos y en inputs y outputs (Färe et al, 1995).

Así:

$$D(y, a, x) = A(a)D(y, x) \tag{5}$$

Y también es posible la descomposición en relación a un solo atributo  $a_1$

$$D(y, a, x) = A(a_1)D(y, \bar{a}, x) \tag{6}$$

Donde  $\bar{a}$  representa el conjunto de atributos en el modelo, habiendo excluido  $a_i$ .

Esta medida se calcula para cada vector (¿vector de presiones o presión única con un único número?) de presiones ambientales  $p_j$  o atributo  $a_i$  para la empresa o unidad de decisión DMU $j'$  mediante la siguiente expresión:

$$A(a_i)_{j'} = \frac{D(y^{j'}, a^{j'}, x^{j'})}{D(y^{j'}, \bar{a}^{j'}, x^{j'})} \quad (7)$$

Así definimos el nivel de eficiencia de dicha presión o atributo como

$$EfA = \frac{1}{A(a_i)} \quad (8)$$

Que cumple la condición siguiente:  $0 < EfA \leq 1$ :

Esta metodología permite calcular por un lado la eficiencia técnica y por otro la eficiencia ambiental conjunta para todas las presiones o para cada presión por separado.

## 2.6. El enfoque de balance de materiales

Otro de los enfoques para la consideración de las presiones medioambientales relacionadas con la polución consiste en el uso de la ecuación de balance de materiales. En este contexto Reinhard et al. (2000) estudiaron los efectos de la polución del nitrógeno. Estos autores utilizaron modelos DEA en los que la variable polución se especificaba mediante un input adicional que calcularon aplicando la ecuación de balance de materiales. Esta ecuación, se define de manera que la cantidad de emisión es:

$$z = a'x - b'y$$

Donde se consumen  $x$  inputs ( $x \in \mathbb{R}_+^m$ ) para producir  $y$  outputs ( $y \in \mathbb{R}_+^s$ ), siendo  $a$  y  $b$  vectores de constantes no negativas conocidas ( $a \in \mathbb{R}_+^m, b \in \mathbb{R}_+^s$ ).

Aplicando esta metodología calcularon tres tipos de medidas de eficiencia: (i) índice de eficiencia medioambiental, (ii) índice de eficiencia técnica orientada al output y (iii) índice de eficiencia técnica orientada al input.

En este contexto, Coelli et al. (2007) demuestran que cuando se aplican los modelos formulados por Färe et al. (1989, 1996), e incluso Reinhard et al. (2000), la única medida de eficiencia que cumple la ecuación de balance de materiales es  $\theta = 1$ , es decir que no se permite la ineficiencia.

Por este motivo, Coelli et al. (2007) proponen una metodología donde denominan superávit a la variable  $z$  como resultado de la ecuación de balance de materiales. Estos autores plantean un modelo DEA que minimiza dicha ecuación de forma similar a como se hace convencionalmente con la minimización del coste.

Dado un vector de contenido de nutrientes,  $a \in \mathbb{R}_+^m$ , se puede definir el mínimo de nutrientes asociados con la producción de un vector de output fijo  $y \in \mathbb{R}_+^s$  como:

$$N(y, a) = \min_x \{a'x \mid \langle x, y \rangle \in T\}$$

El mínimo estimado de la cantidad de nutrientes se denomina  $a'x_e$ , siendo la cantidad de nutrientes observada igual a  $a'x$ .

La eficiencia técnica se estima resolviendo el problema de optimización

$$TE(y, x) = \min_{\theta} \{\theta \mid \langle \theta x, y \rangle \in T\}$$

Donde  $\theta$  es un escalar que toma un valor entre 0 y 1. El vector de inputs técnicamente eficiente se calcula mediante la expresión  $x_t = \theta x$ , y la correspondiente cantidad de nutrientes es  $a'x_t$ .

En base a lo anterior, la eficiencia medioambiental (EM) de una DMU es el ratio entre el mínimo de nutrientes y la cantidad de nutrientes observada:

$$EM = \frac{a'x_e}{a'x}$$

que toma un valor entre 0 y 1, indicando el valor 1 la eficiencia medioambiental total.

Esta medida se puede descomponer en dos componentes:

$$\text{Eficiencia Técnica: } ET = \frac{a'x_t}{a'x} = \frac{a'(\theta x)}{a'x} = \theta, y$$

Eficiencia Asignativa Medioambiental:

$$EAE = \frac{a'x_e}{a'x_t}$$

donde EAE esencialmente recoge la eficiencia en la asignación de una correcta mezcla de input, dada los contenidos de nutrientes observados; mientras que la ET se refiere a la operación sobre la frontera de producción. Las tres eficiencias toman un valor entre 0 y 1, donde el valor 1 indica eficiencia total.

Igualmente se constata que las tres medidas están relacionadas mediante la relación:  $EM = ET \times EAE$ .

Si se tienen acceso a los precios de los inputs se puede también seguir un procedimiento similar y determinar el punto de minimización de costes y obtener una medida de eficiencia económica. Esta última medida se podría descomponer a su vez en la eficiencia técnica y eficiencia asignativa.

### **3. EVIDENCIAS EMPÍRICAS DE LA INCIDENCIA DE LOS IMPACTOS MEDIOAMBIENTALES EN LA PRODUCTIVIDAD EN AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE (ALC).**

Las metodologías descritas en el apartado 2 de este documento han sido aplicadas por diversos investigadores con el fin de determinar cómo afectan los impactos ambientales a la eficiencia técnica y a la productividad. Si bien es de gran interés este tema en el ámbito agropecuario, queda mucho por hacer, ya que son muy escasas las aplicaciones que se han llevado a cabo hasta la fecha. Así, recogemos en este apartado las evidencias empíricas que se refieren a los trabajos en que se compara el comportamiento de países de ALC. También se comentan investigaciones que comparan las incidencias de los impactos medioambientales entre países a nivel mundial.

### 3.1. Comparaciones de países de ALC

Entre los trabajos que comparan el comportamiento de países de ALC, se encuentra el realizado por C. A. Zúniga et al. (2012), titulado “Green Economies Impact with Methane Reduction in livestock production systems on Latin America” que fue llevado a cabo considerando las emisiones de metano (CH<sub>4</sub>) por fermentación entérica, con el fin de medir el nivel de productividad de las economías verdes en la actividad pecuaria (leche y carne) de América Latina.

La metodología aplicada se enmarca en el enfoque de balance de materiales expuesto en el epígrafe 2.6 de este documento, pero desde un ámbito de la aplicación de los índices de Malmquist.

Se utilizaron datos anuales de 17 países de América Latina durante el periodo 1980 al 2009. La actividad de la ganadería es importante en la contribución al producto interno de los países, pero también esta actividad representa uno de los mayores emisores de metano, uno de los gases de efecto invernadero.

Los países incluidos en el estudio son: Argentina, Bolivia, Brasil, Canadá, Chile, Colombia, Costa Rica, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Paraguay, Perú, Uruguay y Venezuela.

Se estimaron los cambios en productividad a lo largo del periodo de tiempo considerado y su descomposición en cambio en eficiencia y cambio técnico.

Se consideraron dos outputs: las producciones de leche y de carne respectivamente, ambas medidas en toneladas. Los inputs que se incluyeron en el modelo fueron: Tierra (en miles de ha), Inversión (en miles de \$), Mano de obra (población total económicamente activa en la actividad pecuaria, en miles de personas).

En la resolución del modelo se aplicó un enfoque de la economía verde incorporando dentro de los inputs del proceso productivo las emisiones de metano procedente de la fermentación entérica.

Los resultados evidencian que Ecuador se destaca con un ritmo de crecimiento en la productividad total de los factores de un 10 %, durante el periodo 1980-2009. Este crecimiento se debió fundamentalmente al cambio tecnológico que representó un 4 % en el ritmo de crecimiento de

la producción pecuaria. En este caso, la tecnología implica prácticas para la reducción de metano, por la eficiencia de la mano de obra (ganadería) que sufrió una disminución de un 0.05 %.

Por otro lado estos autores encontraron que Costa Rica, Paraguay, Uruguay, Colombia y Guatemala se destacaron con un 7 y 5 % en sus ritmos de crecimiento para alcanzar una economía verde pecuaria.

Argentina, Canadá, Costa Rica, El Salvador y Ecuador son los países que resultaron eficientes a lo largo del periodo estudiado, sirviendo de referentes a los demás.

El estudio indica que la mejoría en el ritmo promedio en los países latinoamericanos se explica por el cambio en el ritmo de crecimiento tecnológico (buenas prácticas lecheras y cárnicos), que representó en el periodo de estudio un 4 % de crecimiento.

Esta situación es importante para los tomadores de decisiones porque indica el impacto de la actividad pecuaria en cuanto a las buenas prácticas para el manejo del ganado de doble propósito, es decir el manejo en la calidad de alimentación y por consiguiente la mejora en alimentación para reducir la emisiones de metano y obtener el mejor producto tanto de leche como de carne.

Dentro de la misma línea metodológica se encuentra el trabajo realizado por C.A. Zuniga y P. J. Toruño (2012) titulado "Green Economic on the forest system impact with emphasis on the Central America and the Caribbean livestock production", si bien en esta investigación se midió el nivel de productividad de la producción de carbono en la biomasa de los países centroamericanos. Para hacer estas mediciones se utilizó el método Tier 1 del IPCC para determinar el incremento anual de almacenamiento de carbono en la biomasa, la pérdida de carbono por extracciones de madera, y la pérdida de carbono por extracciones de combustible leña.

El estudio incluye 8 países de Centro América que son: Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, Panamá y Cuba. Estos países tienen sistemas forestales en sus diferentes subsistemas: silvopastoril, plantaciones puras, agroforestería, y con una buena representación de especies arbóreas que en sus incrementos interanuales producen carbono almacenado en las variaciones de biomasa.

La investigación abarca los resultados obtenidos en los diferentes países durante el periodo que va desde 1990 a 2007 y tanto la metodología como las variables propias del proceso productivo son las mismas que el trabajo anteriormente comentado. Es diferente, en cambio, la especificación dentro del modelo de los aspectos medioambientales. En este caso se consideran las siguientes variables:

- Carbono: que representa los incrementos anuales en carbón almacenados de biomasa, expresadas en m<sup>3</sup>.
- Extracción de madera: representada por las pérdidas de carbono anuales por volumen de extracciones anuales de madera expresada en m<sup>3</sup>.
- Combustible leña: Esta variable representa las pérdidas de carbono anuales por volumen de extracciones anuales de combustible leña de árboles enteros y de partes de árboles, expresados en m<sup>3</sup>.

Los resultados muestran que el ritmo de crecimiento interanual de la productividad total de los factores forestal (PTFF) fue de 0.03% en promedio de todos los países.

El Salvador registró un ritmo de crecimiento de 1 %, Belice 0.04 %, Guatemala y Nicaragua, 0.03 %, y en cambio Costa Rica y Honduras, 0.01 %, mientras que Cuba y Panamá se mostraron indiferentes en el ritmo de crecimiento.

Una conclusión general es que el ritmo de crecimiento interanual fue leve, pues apenas alcanzó un invernadero del 0.03 %.

Según sus autores, este estudio se puede valorar de positivo considerando que estos países realizan esfuerzos en sus procesos tecnológicos para disminuir la pérdida anual de carbono producto de las extracciones de productos forestales como combustibles leña, madera en rollo, y otros productos forestales. Así, ellos consideran que los tomadores de decisiones deben aplicar modelos que incorporen este tipo de variables para medir la productividad en las tecnologías para el manejo forestal sostenible. Esta situación es importante para valorar el impacto de la captura de carbono para la pérdida o ganancia en la biomasa y por ende contribuir al cambio climático reduciendo los gases de efecto invernadero.

Otro estudio realizado con el fin de analizar los impactos medioambientales en el ámbito de los países pertenecientes a ALC se llevó a cabo por A. R. Schuschny (2007), con el título " El método DEA y su aplicación al estudio del sector energético y las emisiones de CO<sub>2</sub> en América Latina y el Caribe".

En este trabajo se analiza el desempeño energético de 37 países de la región de América Latina y el Caribe que son: Antigua y Barbuda, Argentina, Bahamas, Barbados, Belice, Bolivia, Brasil, Islas Caimán, Chile, Colombia, Costa Rica, Cuba, Dominica, República Dominicana, Ecuador, El Salvador, Granada, Guatemala, Guyana, Haití, Honduras, Jamaica, México, Montserrat, Antillas Neerlandesas, Nicaragua, Panamá, Paraguay, Perú, Puerto Rico, Saint Kitts y Nevis, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Surinam, Trinidad y Tobago, Uruguay y Venezuela. La investigación empírica se basa en el uso de indicadores que recogen la actividad económica, la intensidad de las emisiones de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) y el consumo de energía basado en el uso de fuentes fósiles o limpias y alternativas.

Mediante la aplicación del modelo DEA en el enfoque descrito en el epígrafe 2.2, se calculan los indicadores de eco-eficiencia y sus cambios a lo largo del tiempo. Este análisis permite identificar aquellos países que mejor han utilizado sus recursos para producir, teniendo en cuenta a su vez el respeto medioambiental medido por la capacidad de sustituir el consumo de energías no renovables por otras, a partir de la información contenida en toda la muestra. Se estudia la evolución a lo largo del periodo comprendido entre 1985 y 2004.

Se consideran como outputs el consumo de energías renovables (geotérmica, solar, eólica, biogas, madera) e hidroeléctrica (en 1012 Btu), y el PIB per cápita a precios constantes en dólares de 1990.

Como inputs a minimizar se incluyen en el modelo las emisiones de CO<sub>2</sub> provenientes del consumo de combustibles fósiles (en toneladas métricas per cápita por año), y el consumo de combustibles fósiles (petróleo, gas y carbón, en 1012 Btu).

Se estiman las medidas de ecoeficiencia bajo retornos constantes y retornos variables, y se obtiene que los países que mejor desempeño han tenido durante el período considerado son: Brasil, Islas Caimán, Costa Rica, Montserrat, Haití, Paraguay y Dominica. El buen desempeño se refiere a que son aquellos que producen la mayor cantidad de productos (actividad

económica y consumo de energías renovables e hidroeléctrica) con el menor consumo de combustibles fósiles y la menor cantidad de emisiones de dióxido de carbono per cápita, siempre en comparación con todos los países que forman parte de la muestra.

Así mismo, Antigua y Barbuda, Cuba, Ecuador, Guyana, Jamaica, Antillas Neerlandesas, Panamá, Surinam, Trinidad y Tobago y la República Bolivariana de Venezuela pueden ser considerados como los países menos eficientes en términos relativos dados los bajos valores que poseen sus índices de eficiencia técnica. Nótese que Ecuador, Trinidad y Tobago y la República Bolivariana de Venezuela son países exportadores de petróleo.

Aprovechando la información histórica es posible estudiar los cambios en los niveles de eficiencia mediante el uso de los índices de productividad de Malmquist y su descomposición en cambios de eficiencia técnica y desplazamiento de la frontera (cambios tecnológicos). Resultan notables los casos de Antigua y Barbuda, Argentina, Cuba, Ecuador, México, Antillas Neerlandesas, Perú y Saint Kitts y Nevis ya que registran durante todos los intervalos de tiempo incrementos positivos en la eficiencia técnica.

Otro resultado interesante es que los países considerados como exportadores de petróleo y gas, por ejemplo: Bolivia, Ecuador, México y Trinidad y Tobago (con la excepción de la República Bolivariana de Venezuela) registran indicadores de cambio de eficiencia técnica que son favorables aunque no así en términos de cambio tecnológico en que parecen estar rezagados respecto de los demás.

Estos resultados contrastan con los obtenidos por Sotelsek y Laborda (2010) en su trabajo titulado América Latina: medición de la eficiencia productiva y el cambio técnico incorporando factores ambientales, también realizado en el ámbito del estudio de cambio en productividad y su descomposición.

En dicha investigación se examina el crecimiento experimentado por un conjunto de países latinoamericanos, que son: Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Costa Rica, República Dominicana, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, Perú, Uruguay y Venezuela, durante el periodo comprendido entre 1980 y 2004.

Las variables que se incluyen en el modelo DEA son las siguientes: Como output se considera el PIB, expresado en dólares constantes de 2000. Los inputs están representados por el total de la fuerza laboral y por la formación bruta de capital (expresada en dólares constantes de 2000). El impacto medioambiental se recoge a través de las emisiones de CO<sub>2</sub> (kt).

Se consideran dos especificaciones en el modelo DEA: en primer lugar se resuelve el modelo sin incluir el impacto medioambiental entre los input, lo que permite analizar la eficiencia técnica (índice normal). Posteriormente se aplica la metodología ambiental incluyendo esta variable, lo que da lugar a la estimación de la eficiencia denominada ambiental.

Según los autores, los resultados obtenidos son consistentes si se comparan las dos medidas para cada país. Además se puede decir que el comportamiento de la región ha sido más bien débil en cuanto a crecimiento de la ptf durante estos años, tanto desde el punto de vista del cambio tecnológico como de la eficiencia técnica, aunque ésta última juega un papel mucho más importante a la hora de utilizar el índice ambiental. La variación del cambio tecnológico es mucho más pronunciada que la variación del cambio de la eficiencia.

Los resultados arrojan que Argentina, Brasil, México y Panamá son totalmente eficientes durante todo el periodo considerado para los dos modelos, es decir, tanto considerando el impacto medioambiental como no haciéndolo. Venezuela, que sólo es eficiente técnicamente en 8 años, pasa a ser eficiente ambiental durante todo el periodo. En la misma línea, La República Dominicana y Ecuador, que resultan ineficientes técnicamente para todo el periodo, pasan a ser eficientes ambientales en 2 y 3 años respectivamente. El resto de los países son eficientes en algunos de los años del periodo para los dos tipos de eficiencia. Se observa, por tanto, una mejora general de los niveles de eficiencia cuando se aplica el enfoque ambiental.

Tabla 3.1 Contrastes entre las eficiencias normal y ambiental

Contraste de Wilcoxon de diferencias entre la medición de la eficiencia técnica (ET) normal y ambiental por país, 1980-2004

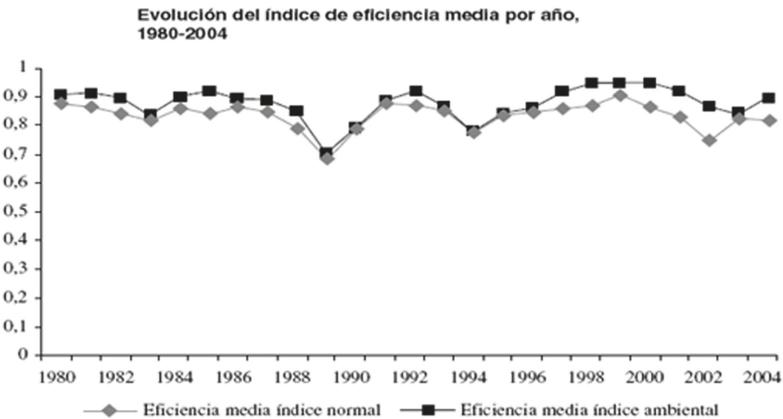
	ET normal	ET ambiental	ET normal	ET ambiental	Contraste estadístico de Wilcoxon	Valor P
Argentina	--	--	--	--	--	--
Bolivia (Est. Plur. de)	1,0	1,0	20,9	30,1	427,5	0,00613147 <sup>a</sup>
Brasil	--	--	--	--	--	--
Chile	0,833	0,938	22,4	28,6	390,0	0,133593
Colombia	0,78	0,852	23,44	27,56	364,0	0,321335
Costa Rica	0,869	0,882	24,54	26,46	336,5	0,640475
República Dominicana	0,704	0,847	18,62	32,38	484,5	0,000874616 <sup>a</sup>
Ecuador	0,481	0,735	17,38	33,62	515,5	0,000851074 <sup>a</sup>
El Salvador	0,968	0,968	25,08	25,92	323,0	0,836961
Guatemala	0,814	0,832	24,36	26,64	341,0	0,586772
Honduras	0,566	0,679	22,76	28,24	381,0	0,182123
México	--	--	--	--	--	--
Nicaragua	1,0	1,0	24,5	26,5	337,5	0,580007
Panamá	--	--	--	--	--	--
Paraguay	0,56	0,564	24,94	26,06	326,5	0,793175
Perú	0,719	0,722	25,02	25,98	324,5	0,823365
Uruguay	--	--	--	--	--	--
Venezuela (Rep. Bol. de)	--	--	--	--	--	--

Fuente: Sotelsek y Laborda (2010)

La estimación de la eficiencia desagregada por años y por países y para los índices considerados permite analizar si realmente las dos medidas propuestas presentan diferencias significativas a nivel de país. Con tal fin se propone la utilización del contraste de Wilcoxon como aproximación no paramétrica para muestras apareadas. Los resultados del contraste de Wilcoxon presentados en la Tabla 3.1 permiten inferir que para el caso del Estado Plurinacional de Bolivia, la República Dominicana y el Ecuador se rechaza la hipótesis de que los dos índices produzcan las mismas estimaciones de la eficiencia durante los años considerados.

Es interesante el estudio realizado para el conjunto de los países considerados de forma agregada. La evolución de los índices de eficiencia normales y ambientales se pueden ver en la Figura 3.1. La comparación entre las magnitudes obtenidas con los dos índices permite ver una tendencia muy similar a lo largo del tiempo, si bien en términos generales el índice ambiental arroja unas cifras algo superiores al índice normal.

Figura 3.1. Eficiencia normal y medioambiental del agregado de todos los países.



Fuente: Sotelsek y Laborda (2010)

En la evolución se observan varias etapas, siendo los años 1989 y 1994 donde ambas medidas coinciden y vienen precedidas de una disminución importante en la ptf. Comentan los autores que el primer cambio de tendencia coincide con el final de la década y la aplicación de políticas

vinculadas al Consenso de Washington, mientras que el cambio de tendencia en el año 1994 podría explicarse por políticas expansivas que desembocan en 1995 con la crisis financiera. Otro cambio de tendencia se da en 2002, donde el comportamiento de América Latina coincide con indicadores macroeconómicos estables en la mayor parte de la región.

Es también digno de mención que ambos índices difieren más en la década de 1990 que en la de 1980, y esto puede explicarse por el efecto de ciertas regulaciones llevadas a cabo, aunque se reflejan en la eficiencia técnica más que en el cambio técnico.

### **3.2. Comparaciones de países de ALC y otros a nivel mundial**

El análisis de eficiencia y productividad con factores ambientales también ha sido aplicado con el fin de comparar el comportamiento de diferentes países a nivel mundial. En este ámbito se desarrolla el trabajo de Halkos y Tzeremes (2010) titulado “Measuring biodiversity performance: A conditional efficiency measurement approach”.

En este trabajo se utiliza un marco metodológico basado en recientes avances de Análisis Envoltante de Datos (DEA) y una muestra de 71 países entre los que algunos son desarrollados, otros están en vías de desarrollo y otros son subdesarrollados, para evaluar su comportamiento en cuanto a la biodiversidad. Se aplican métodos que determinan la eficiencia condicionada y la técnica de bootstrapping para eliminar el sesgo de los estimadores DEA. Los niveles de eficiencia de estos países se comparan y se analizan con el fin de comprobar si las políticas ambientales de los países se han utilizado de manera eficiente en la mejora de la biodiversidad.

En la especificación del modelo DEA se considera como Output un índice que recoge la biodiversidad, construido como un ratio de riqueza de especies (WSE).

Los inputs incluidos en el modelo son: Índice de Producción Agraria Total, Intensidad de Energía consumida en todos los sectores económicos (en toneladas de equivalente petróleo por millones de \$), y el Área Nacional Protegida como un porcentaje del Área total.

De acuerdo con Van Strien et al. (2009), se considera en este trabajo que es esencial estudiar la influencia que pueden tener algunas variables externas sobre la biodiversidad. Por este motivo se estima también

el modelo DEA condicionado siguiendo la metodología propuesta por Daraio y Simar (2005, 2007). Las variables externas que se usan como condicionantes son: El Producto Interior Bruto per cápita, el índice GINI de desigualdad de la renta, La Población (en miles de habitantes), y La emisión de CO<sub>2</sub> (en Kg).

Una vez resuelto el modelo DEA sin condicionantes, los resultados obtenidos revelan que los países que son totalmente eficientes en la gestión de la biodiversidad son Bangladesh, Marruecos, Tajikistan, Túnez, Ucrania y Uruguay. La tabla 3.2 recoge los valores estimados para la eficiencia CRS y la eficiencia CRS corregida del sesgo (CRS-CS) de los países pertenecientes a ALC. También se presentan las medias obtenidas para toda la muestra.

Cabe destacar el buen comportamiento de Uruguay, así como el de Colombia, Costa Rica, El Salvador, Panamá y Perú que tienen una eficiencia superior a 0,8. Y por el contrario Venezuela tiene una eficiencia de 0,57, siendo junto con Vietnam (0,53) y Zambia (0,54) los que arrojan peores índices de toda la muestra. Si comparamos el nivel medio de los países de ALC con los de la muestra total, la diferencia es irrelevante, por lo que podemos decir que no destacan del resto de los países en el aspecto de la gestión de la biodiversidad.

Los modelos condicionados se resolvieron para cada una de las variables externas, considerando como condición dicha variable. En la tabla 4.2 se muestran cuatro columnas con las diferencias encontradas en las medidas de eficiencia, al introducir la condición.

Las medias de toda la muestra nos dejan concluir que la variable externa que más incide en la gestión de la biodiversidad es la población, seguida del PIB, y el CO<sub>2</sub>. En cambio, es el índice de desigualdad el que menos influye en dicha gestión.

Es de destacar además que, en el caso de los países de ALC, se invierte la incidencia del GINI, llegando a aumentar la eficiencia media condicionada a esta variable. Este resultado es contrario al de la muestra total.

En general, los resultados empíricos indican que existen grandes ineficiencias entre los países considerados en términos de sus actuaciones con la biodiversidad. También se detectan diferencias importantes entre los grupos de países en función del desarrollo de los mismos, en cuanto a la incidencia de las variables externas en la gestión de la biodiversidad.

Tabla 4.2. Resultados obtenidos para los países de ALC

	CRS	CRS-CS	PIB	GINI	Pobl	CO <sub>2</sub>
Argentina	—	—				
Bolivia	0,60	0,58	-0,45	-0,06	-0,45	-0,41
Brasil	0,68	0,63	-0,09	0,24	0,01	0,06
Chile	0,67	0,62	-0,11	0,12	-0,41	-0,01
Colombia	0,90	0,84	-0,21	0,10	-0,28	-0,23
Costa Rica	0,92	0,82	-0,02	0,08	0,08	-0,70
Cuba	—	—				
Ecuador	0,61	0,60	-0,39	-0,08	-0,40	-0,36
El Salvador	0,96	0,88	-0,47	0,04	-0,02	-0,61
Guatemala	0,78	0,74	-0,39	0,12	-0,52	-0,53
Haití	—	—				
Honduras	0,65	0,62	-0,47	0,07	-0,53	-0,56
Jamaica	0,57	0,54	-0,30	-0,12	-0,56	-0,37
México	0,72	0,67	-0,23	0,20	-0,10	-0,20
Nicaragua	0,64	0,62	-0,49	0,10	-0,56	-0,57
Panamá	0,88	0,85	-0,35	0,01	-0,85	-0,68
Paraguay	0,77	0,73	-0,39	0,13	-0,66	-0,63
Perú	0,82	0,73	-0,21	0,14	-0,32	-0,32
República Dominicana	0,87	0,84	0,35	-0,03	-0,67	-0,16
Trinidad y Tobago	0,60	0,55	-0,05	-0,07	-0,59	-0,32
Uruguay	1,00	0,81	0,00	0,00	-0,94	-0,27
Venezuela	0,57	0,55	-0,23	0,08	-0,24	-0,10
Media LAC	0,75	0,69	-0,27	0,06	-0,42	-0,39
Media todos países	0,78	0,72	-0,28	-0,14	-0,34	-0,24

Fuente: elaboración propia en base a Halkos y Tzeremes (2010).

Si bien es interesante el estudio sobre el comportamiento mundial en relación a la biodiversidad que acabamos de comentar, no lo es menos el que realizaron los mismos autores Halkos y Tzeremes (2013), con el título “Measuring the effect of Kyoto protocol agreement on

countries' environmental efficiency in CO<sub>2</sub> emissions: an application of conditional full frontier”.

En este trabajo se aplican métodos robustos no paramétricos avanzados en el análisis de eficiencia (Daraio y Simar (2005 y 2007)), así como el análisis envolvente de datos incondicional (DEA) para la medición de la eficiencia medioambiental de una muestra de 110 países en 2007.

La metodología es similar a la del trabajo anteriormente comentado de Halkos y Tzeremes (2010). Así, se estima en primer lugar la eficiencia incondicionada mediante un modelo DEA, donde en este caso la variable considerada como output deseado es el Producto Interior Bruto (en \$ de 2005). El impacto medioambiental se recoge a través de un output no deseado que es la emisión de CO<sub>2</sub> (en millones de toneladas). El modelo DEA se resuelve incluyendo el output no deseado entre los inputs. Los otros dos inputs son el Trabajo agregado y el stock total de Capital.

Se estudia también en este trabajo la incidencia de una variable que puede condicionar la gestión ambiental y que se mide mediante el número de años que han pasado, para cada país, desde el año en que firmaron el acuerdo del protocolo de Kioto y 2007.

La tabla 3.3 recoge los resultados obtenidos para la eficiencia medioambiental sin condicionar (CRS) y la corregida del sesgo (CRS-CS) en los países de ALC. Asimismo, en las dos últimas columnas se presentan estos mismos valores pero aplicando el modelo DEA probabilístico condicionado a la variable que recoge el número de años desde la firma de Kioto.

Se observa que Cuba y Trinidad y Tobago son los dos países de ALC totalmente eficientes desde el punto de vista ambiental. A ellas se suman Eritrea, Islandia, Luxemburgo, Malta, Noruega, Sudán, Suiza y Reino Unido. Destaca también el hecho de que las medias de los países pertenecientes a ALC son todas superiores a las de la muestra completa. Por otro lado, se produce una gran disminución en la eficiencia medioambiental cuando se condiciona a los años que han pasado desde la firma del acuerdo. Este decremento indica que se han ido relajando las medidas medioambientales a lo largo del tiempo y concretamente en los países no pertenecientes a ALC, es mayor la falta de atención a estos aspectos que en los países de ALC.

Tabla 3.3. Eficiencia medioambiental normal y condicionada para los países de ALC

	CRS	CRS-CS	CRS cond	CRS-CS cond
Argentina	0,56	0,52	0,06	0,04
Bolivia	0,56	0,49	0,70	0,53
Brasil	0,87	0,78	0,08	0,05
Chile	0,63	0,59	0,08	0,06
Colombia	0,71	0,66	0,10	0,07
Costa Rica	0,73	0,69	0,33	0,26
Cuba	1,00	0,85	0,16	0,12
Ecuador	0,56	0,53	0,17	0,14
El Salvador	0,96	0,92	1,00	0,67
Guatemala	0,83	0,79	0,30	0,22
Haití	0,96	0,96	0,63	0,47
Honduras	0,44	0,42	0,28	0,20
Jamaica	0,48	0,43	0,57	0,46
México	0,68	0,61	0,07	0,05
Nicaragua	—	—	—	—
Panamá	0,69	0,66	0,95	0,73
Paraguay	0,90	0,86	0,99	0,73
Perú	0,68	0,64	0,09	0,07
República Dominicana	0,31	0,24	0,09	0,05
Trinidad y Tobago	1,00	0,80	1,00	0,58
Uruguay	0,93	0,88	0,44	0,35
Venezuela	0,72	0,67	0,07	0,06
Media ALC	0,72	0,67	0,39	0,28
Media todos países	0,68	0,61	0,27	0,19

Fuente: elaboración propia en base a Halkos y Tzeremes (2013).

#### **4. CONCLUSIONES**

Se han descrito los distintos procedimientos existentes para la medida de la eficiencia medioambiental en el ámbito no paramétrico, más concretamente los relacionados con el Análisis Envoltente de Datos (DEA). Se pone de manifiesto en la revisión bibliográfica la escasez de trabajos sobre el tema en el sector agropecuario, especialmente en América Latina y Caribe. Entre ellos, hay algunos restringidos a dicha zona, mientras que otros son de ámbito mundial incluyendo países de América Latina. Las variables relacionadas con el impacto ambiental utilizadas en estos trabajos han sido: las emisiones de metano procedentes de fermentación entérica, las emisiones de CO<sub>2</sub>, el nivel de carbono en la biomasa y un índice que recoge la biodiversidad construido como un ratio de riqueza de especies.

#### **Agradecimientos**

Los autores agradecen la colaboración científica de Martiña Morantes, cuya labor de revisión bibliográfica ha sido de gran ayuda para la realización de la investigación.

## 5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aldanondo-Ochoa, A.; Casanovas-Oliva, V. L.; Arandía-Miura, A. (2014). Environmental efficiency and the impact of regulation in dry land organic vine production. *Land Use Policy*. 36: 275–284.
- Aranda-Miura, A.; Aldanondo-Ochoa, A. (2007). Eficiencia técnica y medioambiental de las explotaciones vinícolas ecológicas versus convencionales. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*. 215-216: 155-184.
- Álvarez-Pinilla, A. (2001). *La Medición de la eficiencia y la productividad*. Ediciones Pirámide. Madrid. 363 pp.
- Ball, V. E.; Lovell, A. K.; Nehring, C. R.; Somwaru, A. (1994). Incorporating undesirable outputs into models of production: an application to US agriculture. *Cahiers d'E' con. Sociol. Rurales*. 31: 60–74.
- Ball, V. E., Lovell, A. K., Nehring, C. R., Luu, H. (2004). Incorporating Environmental Impacts in the Measurement of Agricultural Productivity Growth. *Journal of Agricultural and Resource Economics*. 29: 436–60.
- Barbier, E. (2011). The policy challenges for green economy and sustainable economic development. *Natural Resources Forum*. 35: 233-245.
- Barnes, A. P.; Moran, D.; Topp, K. (2009). The scope for regulatory incentives to encourage increased efficiency of input use by farmers. *Journal of Environmental Management*. 90: 808 - 814.
- Battese, G.; Coelli, T. (1995). A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data. *Empirical Economics*. 20: 325-332.
- Beltrán-Esteve, M. (2012). *Essays on assessment of eco-efficiency in agriculture*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. 202 p.
- Beltrán-Esteve, M.; Gómez-Limón, J. A.; Picazo-Tadeo, A. J. (2012). Assessing the impact of agri-environmental schemes on the eco-efficiency of rain-fed agriculture. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 10: 911-925.
- Beltrán-Esteve, M.; Gómez-Limón, J. A.; Picazo-Tadeo, A. J.; Reig-Martínez E. (2013). A meta-frontier directional distance function approach to assessing eco-efficiency. *Journal of productivity analysis*. DOI 10.1007/s11123-012-0334-7.
- Bravo-Ureta, B.E.; Pinheiro, A. (1993). Efficiency analysis of developing country agriculture: a review of the frontier function literature. *Agric Resour Econ Rev* 22: 88–101.
- Bravo-Ureta, B. E.; Solís, D.; Moreira, V. H.; Maripani, J. F.; Thiam, A.; Rivas, T. E. (2007). Technical efficiency in farming: A meta-regression analysis. *J. Prod. Anal.* 27: 57-72.
- Cabrini, S.; Calcaterra, C.; Lema, D. (2013). Costos Ambientales y Eficiencia Productiva en la Producción Agraria del Partido de Pergamino. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. 20: 27-43.
- Callens I.; Tyteca D. (1999). Towards indicators of sustainable development for firms A productive efficiency perspective. *Ecological Economics* 28: 41–53.
- Chambers, R.; Chung, Y.; Färe, R. (1996). Benefit and distance functions. *Journal of Economics Theory*. 70 (2): 407-419.
- Chambers, R.; Chung, Y.; Färe, R. (1998). Profit, directional distance functions and Nerlovian efficiency. *Journal of Optimization Theory and Applications*. 98 (2): 351-364.
- 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 to Data Envelopment Analysis to program follow through. *Management Science*. 27: 668-697.

- Chung, Y. H.; Färe, R.; Grosskopf, S. (1997). Productivity and undesirable outputs: A directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*. 51: 229–240.
- Coelli, T.; Lauwers, L.; Van Huylenbroeck, G. (2007). Environmental efficiency measurement and the materials balance condition. *J. Prod. Anal.* 28:3–12.
- Cooper, W.W.; Seiford, L.M.; Tone, T. (2006). *Introduction to Data Envelopment Analysis and Its Uses: With DEA-Solver Software and References*. Springer, New York.
- Debreu, G. (1951). The coefficient of resource utilization. *Econometrica*. 19: 273–292.
- Daraio, C.; Simar, L. (2005). Introducing environmental variables in nonparametric frontier models: a probabilistic approach. *Journal of Productivity Analysis*. 24: 93–121.
- Daraio, C.; Simar, L. (2007). *Advanced Robust and Nonparametric Methods in Efficiency Analysis*. Springer Science, New York.
- Darku, A. B.; Malla, S.; Tran, K. C. (2013). Historical review of agricultural efficiency studies. CAIRN Research Network En: [http://www.ag-innovation.usask.ca/cairn\\_briefs/publications%20for%20download/Review%20of%20Efficiency-full%20paper.pdf](http://www.ag-innovation.usask.ca/cairn_briefs/publications%20for%20download/Review%20of%20Efficiency-full%20paper.pdf)
- De Koeijer, T. J.; Wossink, G. A. A.; Struik, P. C.; Renkema J. A. (2002). Measuring agricultural sustainability in terms of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of Environmental Management*. 66: 9 - 17.
- Dios Palomares, R., Martínez-Paz, J.M., (2011). Technical, quality and environmental efficiency of the olive oil industry. *Food Policy*. 36, 526–534.
- Dios-Palomares R, Martínez-Paz J.M, De Haro-Jiménez T. (2005). Accounting for technical, quality and environmental efficiency in the olive oil industry. Paper presented at the ninth European workshop on efficiency and productivity analysis, Brussels, Belgium.
- Dios-Palomares, R., Martínez-Paz, J. M., Prieto, A. (2013). Multioutput technical efficiency in the olive oil industry and its relation to the form of business organization. *Capítulo 12-en "Efficiency Measures in the Agricultural Sector with applications"* editado por Mendes, Armando B.; Soares da Silva, Emilian L.D.G.; Santos, Jorge M. Azevedo. Springer.
- Domazlicky, B. R.; W. L. Weber. (2004). Does environmental protection lead to slower productivity growth in the chemical industry?. *Environmental and Resource Economics*. 28 (3): 301–324.
- Falavigna, G.; Manello, A.; Pavone, S. (2013). Environmental efficiency, productivity and public funds: The case of the Italian agricultural industry. *Agricultural Systems*. 121: 73–80.
- Färe, R.; Grosskopf, S.; Logan, J. (1985). The relative performance of publicly-owned and privately-owner electric utilities. *Journal of Public Economics*. 26: 89–106.
- Färe, R.; Grosskopf, S.; Lovell, C.A.K.; Pasurka, C. (1989). Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. *The Review of Economics and Statistics*. 71 (1): 90–98.
- Färe, R.; Primont, D. (1995). *Multi-output Production and Duality: Theory and Applications*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Färe, R.; Grosskopf, S.; D. Tyteca. (1996). An activity analysis model of the environmental performance of firms - application to fossil-fuel-fired electric utilities. *Ecological Economics*. 18: 161–175.
- Färe, R.; Grosskopf, S.; Noh, D.; Weber, W. (2005). Characteristics of a polluting technology: Theory and practice. *Journal of Econometrics*. 126: 469–492.
- Farell, M. (1957). The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal. Statistical Society*. 120 (3): 253–290.
- Førsund, F. R.; Sarafoglou, N. (2005). The tale of two research communities: the diffusion of research on productive efficiency. *International Journal of Production Economics*. 98 (1): 17–40

- Gómez-Limón, J. A.; Picazo-Tadeo, A. J. (2012). Irrigated agriculture in Spain: Diagnosis and prescriptions for improved governance. *International Journal of Water Resources Development*. 28: 57-72.
- Gómez-Limón, J. A.; Picazo-Tadeo, A. J.; Reig-Martínez, E. (2012). Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. *Land Use Policy*. 29: 395-406.
- Gorton, M.; Davidova, S. (2004). Farm productivity and efficiency in the CEE applicant countries: a synthesis of results. *Agricultural Economics* 30: 1-16
- Halkos, G. E.; Tzeremes, N. G. (2010). Measuring biodiversity performance: A conditional efficiency measurement approach. *Environmental Modelling & Software*. 25: 1866 - 1873.
- Halkos, G. E.; Tzeremes, N. G. (2013). Measuring the effect of Kyoto protocol agreement on countries' environmental efficiency in CO2 emissions: an application of conditional full frontiers. *Journal of Productivity Analysis*. DOI 10.1007/s11123-013-0343-1.
- Hernández-Sancho, F.; Picazo-Tadeo, A.J.; Reig-Martínez, E. (2000). Efficiency and environmental regulation. *Environmental and Resource Economics*. 15: 365-378.
- Hoang, V. N.; Prasada-Rao, D. S. (2010). Measuring and decomposing sustainable efficiency in agricultural production: A cumulative exergy balance approach. *Ecological Economics*. 69: 1765-1776.
- Hu, J. L.; Wang, S. C. (2006). Total-factor energy efficiency of regions in China. *Energy Policy*. 34: 3206-3217.
- Hu, J. L.; Kao, C. H. (2007). Efficient energy-saving targets for APEC economies. *Energy Policy*. 35: 373-382.
- Huppel, G.; Ishikawa, M. (2005). Why Efficiency. *Journal of Industrial Ecology*. 9 (4): 2-5.
- Iribarren, D.; Hospido, A.; Moreira, M. T.; Feijoo, G. (2011). Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Science of the Total Environment*. 409: 1786-1798.
- Kapfer, M.; Kantelhardt, J.; Eckstein, K.; Hübner, R. (2012). Spatially Explicit Efficiency of Agricultural Land Use – A Two-Stage DEA Approach. *International Association of Agricultural Economists (IAAE) Triennial Conference, Foz do Iguacu, Brazil, 18-24 August, 2012*. En: [http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/126629/2/iaae2012\\_kapfer\\_kantelhardt\\_eckstein\\_huebner.pdf](http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/126629/2/iaae2012_kapfer_kantelhardt_eckstein_huebner.pdf)
- Kiatpathomchai, S. (2008). Assessing Economic and Environmental Efficiency of Rice Production Systems in Southern Thailand: An Application of Data Envelopment Analysis. *Universität geissen. Tesis Doctoral*. 166 p.
- Korhonen, P. J.; Luptacik, M. (2004). Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research*. 154: 437-446.
- Kumbhakar, S.; Lovell, K. (2000). *Stochastic Frontier Analysis*. Cambridge University Press, U.K. 343 pp.
- Kuosmanen, T.; Kortelainen, M. (2005). Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis. *Journal of Industrial Ecology*. 9 (4): 59-72.
- Kuosmanen, T.; Kuosmanen N. (2009). Role of benchmark technology in sustainable value analysis. An application to Finnish dairy farm. *Agricultural and food science*. 18: 302-316.
- Lozano, S.; Iribarren, D.; Moreira, M. T.; Feijoo, G. (2009). The link between operational efficiency and environmental impacts. A joint application of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Science of the total Environment*. 407: 1744-1754.
- Mahadevan, R. (2008). The high price of sweetness: The twin challenges of efficiency and soil erosion in Fiji's sugar industry. *Ecological Economics*. 66: 468-477.
- Marchand, S.; Guo, H. (2012). The environmental efficiency of organic farming in developing countries: a case study from China. *Etudes et Documents n. 38. CERDI*. 38 p.
- Mauchline, A. L.; Mortimer, S. R.; Park, J. R.; Finn, J. A.; Haysom, K.; Westbury, D. B.; Purvis, G.; Louwagie, G.; Northey, G.; Primdahl, J.; Vejre, H.; Kristensen; L. S., Teilmann; K.

- V., Vesterager, J. P., Knickel, K., Kasperczyk, N.; Balázs, K.; Podmaniczky, L.; Vlahos, G.; Christopoulos, S.; Kroger, L.; Aakkula, J.; Yli-Viikari, A. (2012). Environmental evaluation of agri-environment schemes using participatory approaches: experiences of testing the Agri-Environmental Footprint Index. *Land Use Policy*. 29: 317 - 328.
- O'Donnell, C.; Rao, D.; Battese, G. (2008). Metafrontiers frameworks for the study of firm-level efficiencies and technology ratios. *Empirical Economics*. 34: 231-255.
- OECD. (1998). *Eco-Efficiency*. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris. 88 pp.
- Picazo-Tadeo, A.J.; Reig Martínez, E.; Hernández Sancho, F. (2005). Directional distance functions and environmental regulation. *Resource and Energy Economics*. 27: 131-142.
- Picazo-Tadeo, Gómez-Limón, J. A.; Reig-Martínez, E. (2011). Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach. *Journal of environmental Management*. 92: 1154-1164,
- Picazo-Tadeo, A. J.; Beltrán-Esteve, M.; Gómez-Limón, J. A. (2012). Assessing eco-efficiency with directional distance functions. *European Journal of Operational Research*. 220: 798-809.
- Prieto, A. M.; Zofío, J. L. (1996). Modelización de los efectos de la regulación ambiental con fronteras tecnológicas DEA. *Revista Española de Economía Agraria*. 175: 63-85.
- Ramanathan, R. (2003). *An Introduction to Data Envelopment Analysis: A Tool for Performance Measurement*. Sage Publications, New Delhi. 201 p.
- Ramilan, T.; Scrimgeour, F.; Marsh, D. (2011). Analysis of environmental and economic efficiency using a farm population micro-simulation model. *Mathematics and Computers in Simulation*. 81: 1344-1352.
- Reinhard, S.; Lovell, C. A. K.; Thijssen, G. J. (1999). Econometric estimation of technical and environmental efficiency: an application to Dutch dairy farms. *Amer. J. Agr. Econ*. 81: 44-60.
- Reinhard, S.; Lovell, C. A. K.; Thijssen, G. J. (2000). Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA. *European Journal of Operational Research*. 121: 287-303.
- Seiford, L. M.; Thrall, R. M. (1990). Recent developments in DEA: The mathematical programming approach to frontier analysis. *Journal of Econometrics*. 46: 7-38.
- Schaltegger, S.; Burritt, R. (2000). *Contemporary Environmental Accounting: Issues, Concepts and Practice*. Greenleaf, Sheffield.
- Scheel, H. (2001). Undesirable outputs in Efficiency Valuations. *European Journal of Operational Research*. 132: 400 - 410.
- Schmidheiny, S.; Zorraquin F. J. L. (1996). *Financing change: The financial Community, eco-efficiency, and sustainable development*. MIT Press, Cambridge, MA. 211 pp
- Shephard, R. W. (1953). *Cost and production functions*. Princeton: Princeton University Press. New Jersey.
- Shephard, R. W. (1970). *Theory of cost and production functions*. Princeton: Princeton University Press. New Jersey.
- Shortall, O. K.; Barnes, A. P. (2013). Greenhouse gas emissions and the technical efficiency of dairy farmers. *Ecological Indicators* 29: 478-488.
- Schuschny A. R. (2007). El método DEA y su aplicación al estudio del sector energético y las emisiones de CO2 en América Latina y el Caribe. CEPAL-SERIE Estudios estadísticos y prospectivos. N. 46. 53 p.
- Skevas, T.; Lansink A. O.; Stefanou S. E. (2012). Measuring technical efficiency in the presence of pesticide spillovers and production uncertainty: The case of Dutch arable farms. *European Journal of Operational Research*. 223: 550-559.
- Sneessens, I. (2011). Eficiencia ambiental y eficiencia económica de las fincas lecheras de la cooperativa Dos Pinos, Costa Rica. Tesis de Maestría. CATIE. CIRAD. 24 p.

- Sotelsek, D.; Laborda, L. (2010). Eficiencia productiva y cambio técnico en América Latina (1980-2004): incorporación de factores ambientales. *Revista de la CEPAL* 101: 17-37 agosto.
- Tamini, L. D.; Larue, B. (2009). Technical and Environmental efficiencies and Best Management Practices in Agriculture. Munich Personal RePEc Archive. En: <http://mpr.ub.uni-muenchen.de/18964/>
- Tyteca, D. (1997). Linear programming models for the measurement of environmental performance of firm-Concepts and empirical results. *Journal of productivity analysis*. 8: 183-197.
- Van Passel, S.; Nevens, F.; Mathijs, E.; Van Huylenbroeck, G. (2007). Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency. *Ecological Economics*. 62: 149-161.
- Van Passel, S.; Van Huylenbroeck, G.; Lauwers, L.; Mathijs, E. (2009). Sustainable value assessment of farms using frontier efficiency benchmarks. *Journal of Environmental Management*. 90: 3057-3069.
- Van Strien, A.J.; van Duuren, L.; Foppen, R.P.B.; Soldaat, L.L. (2009). A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2008.12.001.
- Vázquez-Rowe, I.; Iribarren, D.; Moreira, M. T.; Feijoo, G. (2010). Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. *Int J Life Cycle Assess*. 15: 272-283.
- WBCSD. (2000). *Eco-Efficiency: Creating More Value with Less Impact*. World Business Council for Sustainable Development.
- Weber, W. L.; B. R. Domazlicky. (2001). Productivity growth and pollution in state manufacturing. *Review of economics and statistics*. 83 (1): 195-199.
- Wossink, A.; Denaux, Z. S. (2006). Environmental and cost efficiency of pesticide use in transgenic and conventional cotton production. *Agricultural Systems*. 90: 312-328.
- Zaim, O.; Taskin, F. (2000). Environmental efficiency in carbon dioxide emissions in the OECD: A non-parametric approach. *Journal of Environmental Management*. 58: 95-107.
- Zhang, B.; Bi, J.; Fan, Z.; Yuan, Z.; Ge, J. (2008). Eco-efficiency analysis of industrial system in China: a data envelopment analysis approach. *Ecological Economics*. 68 (1-2): 306-316.
- Zhou, P.; Ang, B.W., Poh, K. L. (2008). A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies. *European Journal of Operational Research*. 189: 1-18.
- Zofío, J. L.; Prieto, A. M. (2001). Environmental efficiency and regulatory standards: The case of CO2 emissions from OECD industries. *Resource and Energy Economics*. 23: 63-83.
- Zúñiga González, C. A.; P. J. Toruño. (2012), Green Economic on the forest system impact with emphasis on the Central America and the Caribbean livestock production. Working papers serie # 6. National Autonomous University of Nicaragua, León. 24 p.
- Zúñiga González, C. A.; Blanco, N. E.; Berríos, R.; Martínez Avendaño, J. (2012). Green Economies Impact with Methane Reduction in livestock production systems on Latin America. Working papers series # 7. National Autonomous University of Nicaragua, León. 24 p.

## ANEXO 1

Fuente	Variables ambientales	Sistema de Producción	País
Aldanondo-Ochoa et al., 2014	Excedente de N (kg), Índice de impacto de herbicidas (divide el impacto de las materias activas presentes en los pesticidas en tres componentes: trabajadores en la explotación, consumidores e impacto ecológico)	Explotaciones Vinícolas	España
Aranda-Miura y Aldanondo-Ochoa, 2007	Excedente de N en el suelo (kg), Índice de impacto de herbicidas (divide el impacto de las materias activas presentes en los pesticidas en tres componentes: trabajadores en la explotación, consumidores e impacto ecológico)	Explotaciones Vinícolas	España
Barnes et al., 2009	Cereales: N aplicado (kg/ha), P aplicado (kg/ha), K aplicado (kg/ha). Vacunos de leche: N del alimento (kg), P del alimento (kg), K del alimento (kg), N del estiércol (kg), P del estiércol (kg), K del estiércol (kg).	Cereales y vacunos de leche	Inglaterra y Gales
Beltrán-Esteve, 2012	Biodiversidad (%), balance de N (kg N/ha/año), balance de P (kg/ha), riesgo de pesticidas (g rat/ha y año, Ratio de energía (%))	Olivar	España
Beltrán-Esteve et al., 2012	Presión a la Biodiversidad (adimensional), balance de N (kg/ha/año), balance de P (kg/ha/año), riesgos de pesticidas (kg de rat/ha/año), ratio de energía (%)	Cereales	España
Beltrán-Esteve et al., 2013	Erosión (t/ha/año), energía (días/Gj/ha), biodiversidad (no dimensional), riesgos de pesticidas (kg de rat/ha/año)	Olivar	España
Cabrini et al., 2013	Costo ambiental (en u\$S es el costo asociado a tres indicadores ambientales: balance de nutrientes, balance de materia orgánica, erosión hídrica)	Maíz, soja, trigo-soja	Argentina

Fuente	Variables ambientales	Sistema de Producción	País
Coelli et al., 2007	Excedente P (kg/kg de carne) (kg/kg de alimento)	Cerdos	Bélgica
De Koeijer et al., 2012	Excedente de N (kg/ha), EIP3/ha (puntos de impacto ambiental de herbicida)	Remolacha azucarera	Holanda
Dios-Palomares y Martínez-Paz, 2011	Índice medioambiental: Eliminación de residuos de un modo respetuoso con el medio ambiente, aplicación del sistema de extracción de dos fases, balsas impermeabilizadas para aguas residuales contaminantes, uso de combustible poco contaminante, localización fuera del área urbana.	Almazara	España
Falavigna et al., 2013	Cantidades emitidas de NHO <sub>3</sub> (miles de quintales)	Agrícola	Italia
Gómez-Limón et al., 2012	Erosión (t/ha), Biodiversidad (adimensional), riesgo de pesticida (kg rat/ha), agua usada (m <sup>3</sup> /ha), ratio de N (adimensional), ratio de energía (adimensional)	Olivar	España
Hoang y Prasada-Rao, 2010	Inputs: energía acumulada en: la tierra (Gj/1000 ha), mano de obra (Gj/1000 horas trabajadas), materiales (Gj/tons de nutrientes activos), maquinarias (Gj/maquinarias en uso), agua (Gj/millones de m <sup>3</sup> ), alimentos y semillas (índice de Fisher). Outputs: energía de los productos comercializados de los cultivos y ganadería agregados en un índice	Agricultura y ganadería	Holanda
Iribarren et al., 2011	CH <sub>4</sub> (kg/año), NH <sub>3</sub> (kg/año), N <sub>2</sub> O (kg/año), aguas residuales (m <sup>3</sup> /año)	Vacunos de leche	España
Kapfer et al., 2012	Productos protección-planta (€/ha), N excedente (kg/ha), N usado (kg/ha), rendimiento del pastizal (dt/ha)	Ganadería y cultivos	Alemania
Kiatpathomchai, 2008	Emisión de N (kg), N de escorrentía (N)	Cultivo de arroz	Tailandia

ESTADO DEL ARTE DE LA BIOECONOMÍA Y EL CAMBIO CLIMÁTICO  
 4.2 LA EFICIENCIA AMBIENTAL MEDIANTE ANÁLISIS ENVOLVENTE DE DATOS: MÉTODOS Y EVIDENCIAS EMPÍRICAS.

Fuente	Variables ambientales	Sistema de Producción	País
Kuosmanen y Kuosmanen, 2009	Energía (€/ha), excedente de N (kg/ha)	Vacunos de leche	Finlandia
Lozano et al., 2009	Impacto del Ciclo de vida: Potencial de depleción abiótica (kg Sb eq), potencial de calentamiento global (kg CO <sub>2</sub> eq), potencial de depleción de la capa de ozono (kg CFC-11 eq), potencial de toxicidad humano (kg 1,4-DB eq), potencial de ecotoxicidad del agua fresca (kg 1,4-DB eq), potencial de ecotoxicidad acuático marino (kg 1,4-DB eq), potencial de ecotoxicidad terrestre (kg 1,4-DB eq), potencial de formación de oxidantes fotoquímicos (Kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> eq), acidificación potencial (kg SO <sub>2</sub> eq), eutroficación potencial (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq)	Mejillones	España
Mahadevan, 2008	Inputs: Cantidad de herbicidas (L), fertilizante (kg), erosión del suelo (bajo, medio, severo), tasa de drenaje (Fijian \$)	Caña de azúcar	Fiji
Marchand y Guo, 2012	Inputs: Índice de disponibilidad de agua (1-3) y N puro (kg/mu) <sup>1</sup>	Arroz orgánico y convencional	China
Picazo-Tadeo et al., 2011	Especialización (%), balance de N (kg/ha), balance de P (kg/ha), balance de energía (%), Riesgo pesticida (kg rat/ha)	Cereales	España
Picazo-Tadeo et al., 2012	Erosión (tons/ha), riesgo de pesticidas (kg rat/ha), energía (días/Gigajoules/ha), fijación de CO <sub>2</sub> (tons/año/ha)	Olivar	España
Ramilan et al., 2011	Descarga de N (kg)	Vacunos de leche	Nueva Zelanda
Reinhard et al., 1999	Excedente de N (kg N)	Vacunos de leche	Holanda
Reinhard et al., 2000	Excedente de N (kg), excedente de P (kg), energía (Gigajoules)	Vacunos de leche	Holanda

Fuente	Variables ambientales	Sistema de Producción	País
Shortall y Barnes, 2013	En Tons CO <sub>2</sub> -equiv.: Emisión total de greenhouse gas (GHG), GHG fermentación entérica, GHG manejo del estiércol, GHG manejo del suelo, GHG combustible, GHG producción de fertilizante, GHG producción de concentrado, GHG uso de electricidad	Vacunos de leche	Escocia
Skevas et al., 2012	Indicador de impacto ambiental sobre organismos acuáticos (Impact points), Indicador de impacto ambiental sobre controladores biológicos (kg)	Agricultura	Holanda
Sneessens, 2011	Energía indirecta (equivalentes fuel): insumos que han consumido en energía no renovable tales como alimentos, fertilizantes, herbicidas, mano de obra contratada, gastos ganaderos y otros gastos. Energía directa (equivalentes fuel): insumos fuente de energía primaria como combustibles y electricidad	Vacunos de leche	Costa Rica
Tamini y Larue, 2009	Escorrentía de N (kg), escorrentía de P (kg), escorrentía de sedimentos (kg)	Ganadería vacuna y cultivos (cereales y legumbres)	Canadá
Van Passel et al., 2007	Capital ambiental: N-excedente (kg), Energía utilizada (MJ)	Vacunos de leche	Bélgica
Van Passel et al., 2009	N-excedente (kg), Energía utilizada (MJ)	Vacunos de leche	Bélgica
Wossink et al., 2006	Efecto detrimental del ambiente por control de plagas: insecticidas, herbicidas, fungicidas, reguladores de crecimiento, defoliantes (PLP/ha)	Algodón	Estados Unidos

Fuente	Variables ambientales	Sistema de Producción	País
Vázquez-Rowe et al., 2010	Impacto del Ciclo de vida: Potencial de depleción abiótica (kg Sb eq), potencial de calentamiento global (kg CO <sub>2</sub> eq), potencial de depleción de la capa de ozono (kg CFC-11 eq), potencial de formación de oxidantes fotoquímicos (Kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> eq), acidificación potencial (kg SO <sub>2</sub> eq), eutroficación potencial (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq)	Pesca	España
Zúniga et al., 2012	Emisiones de metano procedente de la fermentación entérica.	Ganadería	ALC
Zúniga y Toruño (2012)	<p>Carbono, que representa los incrementos anuales en carbón almacenados de biomasa, expresadas en m3.</p> <p>Extracción de madera: representada por las pérdidas de carbono anuales por volumen de extracciones anuales de madera expresada en m3.</p> <p>Combustible leña: Esta variable representa las pérdidas de carbono anuales por volumen de extracciones anuales de combustible leña de arboles enteros y de partes de arboles, expresados en m3.</p>	Ganadería y Sistemas forestales	ALC