

MODELIZACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL PREVENTIVA MEDIANTE ESTÁNDARES

ÁNGEL M. PRIETO

Consejo Superior de Investigaciones Científicas

JOSÉ L. ZOFÍO

Universidad Autónoma de Madrid

Este artículo facilita el desarrollo aplicado de los nuevos marcos teóricos que abogan por la consecución de unos procesos de producción más eficientes en términos medioambientales. Actualmente se están proponiendo Programas Reguladores que, como resultado de acuerdos negociados, aúnan aspectos tecnológicos, económicos y legales para incentivar la reducción de emisiones contaminantes. El control ambiental surgido de cada Programa Regulador se modeliza mediante técnicas de optimización matemática DEA, que permiten determinar los límites tecnológicos de reducción de contaminantes, el grado de eficiencia ambiental y los posibles costes de oportunidad asociados a estándares que limitan la producción de contaminantes.

Palabras clave: Prevención, precaución, eficiencia ambiental, DEA, regulación.

(JEL C61, Q20)

1. Introducción

La progresiva concienciación social derivada de la problemática asociada a la creciente generación de residuos, consustancial a la termodinámica de los procesos productivos, conduce a la búsqueda de nuevas estrategias de control de contaminación mediante tecnologías de producción más limpias, TPL. La perspectiva de producción más limpia –*Cleaner Production*–, se establece como programa institucional en 1989, en el Programa de Medio Ambiente de la Organización de las Naciones Unidas –PNUMA– y es el principal foco de atención de su División de Tecnología, Industria y Economía –PNUMA TIE–, creada en 1998¹.

¹Concepto, principios básicos y fuentes de información pueden encontrarse en Muys, Wouters y Spirinckx (1997), en las publicaciones del PNUMA, *Industry and Environment* (1996, 1998) y en la dirección <http://unepie.org/cp/home.html>.

La perspectiva TPL ha sido promovida por gobiernos y agencias ambientales y objeto de acuerdos internacionales derivados de la Cumbre de la Tierra (junio 1992) en el contexto del Convenio Marco de la ONU sobre cambio climático. TPL se incorpora a la política ambiental de la Unión Europea en 1992 cuando se elabora el Quinto Programa de acción de la Comunidad Europea en materia de medio ambiente, “hacia un desarrollo sostenible” (Comisión de las Comunidades Europeas 1995) y se implementa en la Directiva del Consejo relativa a Prevención y Control Integrados de la Contaminación, PCIC, 96/61/CE, N° L 257/26, definiendo las Mejores Técnicas Disponibles: “La fase más eficaz y avanzada de desarrollo de las actividades y de sus modalidades de explotación, que demuestren la capacidad práctica de determinadas técnicas para constituir, en principio, la base de los valores límite de emisión destinados a evitar o, cuando ello no sea practicable, reducir en general las emisiones y el impacto en el conjunto del medio ambiente”².

La TPL ha sido considerada como el marco de referencia de una estrategia de control de contaminación basada en la aplicación continua de los principios de precaución, prevención e integración (Jackson *et al.* 1993). El primero de ellos aboga por una reducción en origen de sustancias contaminantes persistentes, tóxicas y responsables de bioacumulabilidad. El principio de prevención se basa en dirigir las tecnologías de producción hacia la reducción de emisiones contaminantes en origen, tratando de sustituir la gestión tradicional reactiva, *ex-post*, iniciada a mediados de los años 60, conocida como soluciones filtro *–end-of-pipe*. El principio de integración establece la necesidad de considerar los procesos de retroalimentación entre los límites ecológicos y el comportamiento humano debido a su naturaleza transnacional.

Los principios de precaución y prevención pretenden superar el concepto de capacidad de asimilación como guía de gestión ambiental, el cual se enfrenta a dos dificultades (Hirschhorn *et al.* 1993). La primera consiste en determinar el límite de la capacidad de asimilación sin daño, lo que se ha denominado “fallo de la hipótesis nula”, la segunda en establecer relaciones causales entre niveles de actividad y daño³. Apoyado

²Las empresas afectadas según el anexo 1 de categorías de actividades contempladas en el art. 1 son, agregadas en grandes sectores, las siguientes: 1) Producción y transformación de metales, 2) Industria química, 3) Instalaciones de combustión, 4) Industrias minerales, 5) Gestión de residuos y 6) Otras actividades.

³En términos de contraste de hipótesis, la hipótesis nula, ausencia de daño, no se prueba hasta que la relación causal ha sido establecida. Conforme a lo que es

en este concepto surge el Estándar Mínimo de Seguridad, planteado como una solución a la incertidumbre e irreversibilidad (Bishop 1978). El problema reside en cuantificar la magnitud del daño, por lo que la TPL demanda una reducción progresiva de contaminantes; que exige una estructura institucional de precaución y prevención surgida de un Programa Regulador (Yakowitz y Hanmer 1993)⁴.

Este artículo integra la aproximación TPL en un modelo teórico que puede desarrollarse de forma operativa modelando los efectos de establecer estándares de contaminación. Se estructura de la forma siguiente: en la sección 2 presentamos la perspectiva TPL en el contexto de los Programas Reguladores de contaminación surgidos como acuerdos consensuales entre los actores de la gestión y control de contaminación. En la sección 3 se discuten las tres dimensiones básicas de la perspectiva TPL: tecnológica, económica y legal. En la sección 4 se muestra la posibilidad de modelar el Programa Regulador a través de la metodología de optimización matemática del Análisis Envolvente de Datos (DEA), ilustrando con un ejemplo su potencial analítico. En la sección 5 se introducen de forma explícita los estándares de regulación mientras en la sexta se analizan los límites tecnológicos para su imposición. Finalmente, se concluye con las oportunidades que brinda el modelo propuesto para acometer una gestión ambiental preventiva.

2. Desarrollo de la perspectiva TPL mediante programas reguladores

El desarrollo de la perspectiva de producción TPL necesita del acuerdo consensual de las partes involucradas en el control y gestión de la contaminación (industria, administración, grupos sociales, etc.). Así, el Programa Regulador supone la forma explícita del acuerdo, al con-

metodológicamente de aceptación general, la verdad universal de una proposición se prueba por sus consecuencias y no por la observación histórica de evidencia favorable. Así, la ausencia de daño histórico utilizada como prueba provoca el “fallo de la hipótesis nula”.

⁴Los argumentos relevantes más inmediatos desde una perspectiva institucional hacia el medio ambiente se encuentran en S. V. Ciriacy-Wantrup y W. W. Kapp, ver (Aguilera 1995). Esta perspectiva desemboca en acuerdos ambientales que definan y evalúen niveles críticos tolerables, proporcionando un programa de acción para la distribución equitativa de los recursos y derechos de propiedad entre generaciones actuales y futuras, objeto de la prevención y “*se basa en el concepto pragmático de óptimo técnico*”. De otro lado, el Tribunal Supremo determina que se aplique el principio de precaución en materia alimentaria, sin esperar a demostrar la evidencia de riesgo (peligro abstracto), “El País”, 17 de enero de 2001.

cretar los límites a la generación de emisiones determinadas por cuestiones tecnológicas, económicas y legales. El programa ha de conjugar los límites físicos de la tecnología, la viabilidad económica y, además, considerar los derechos de propiedad de los agentes involucrados en el proceso de negociación; por lo que la legislación emergente del Programa representa la solución institucional a un juego de múltiples intereses (Liberatore 1995).

Por regulación se suele entender un conjunto de técnicas de intervención continua en el mercado para abordar las externalidades. Desde mediados de los años 70, hasta mediados de los 80, se han introducido instrumentos económicos⁵ en su tratamiento, pero la fuerza conductora ha recaído en una manifestación legislativa reguladora, sobre todo en la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), que especifica acciones para alcanzar objetivos ambientales consensuados⁶; mientras los instrumentos económicos juegan un papel complementario. Estos, en general, sirven para flexibilizar la regulación, no para sustituirla, lo que desemboca en una gestión ambiental reguladora híbrida entre estándares de referencia e instrumentos económicos para incentivar producciones más limpias (Bohm 1997). Las normas reguladoras consensuales y sintetizadas en estándares, se consideran *de facto* más adecuadas en múltiples ocasiones –por ejemplo, la prohibición de los cloro fluorocarbonatos (CFCs) como propelente de aerosoles, de sustancias tóxicas persistentes, así como los vertidos en aguas residuales de metales pesados, etc. El análisis de sus ventajas e inconvenientes queda supeditado a la operatividad de su aplicación (Pearce y Turner 1990) y (Rietbergen-McCracken y Abaza 2000). En el caso de las emisiones globales de CO₂ (Tinggaard 1998) muestra que la regulación por estándares es más coste-eficaz cuando la representación de los intereses de las empresas frente al Estado se encuentra

⁵ Los instrumentos económicos pueden englobarse en fiscalidad, cuotas de contaminación negociables, *Tradable Permits Quotas* (TPQ), ayudas y sanciones y sistemas de consigna. Las TPQ garantizan una reducción cuantitativa de la contaminación si bien a un coste incierto, mientras que un impuesto ejerce un impacto incierto en el volumen de emisiones pero establece el coste marginal para los contaminadores. Dado que existen barreras para la aplicación de instrumentos económicos derivadas de la propia naturaleza de la contaminación, centrada en la incertidumbre, los TPQ podrían llegar a ser el instrumento de mercado más operativo (Baumol y Batey 1991).

⁶ La Comisión Europea ha recomendado, 9/12/96, a los Estados Miembros el establecimiento de Acuerdos Ambientales como un medio para poner en práctica las Directivas Comunitarias sobre Medio Ambiente y superar el enfoque tradicional de reglamentación y control (AEMA 1997a,b).

bien organizada, mientras un instrumento económico (impuestos) lo es cuando están desorganizadas en la arena política.

3. Dimensiones básicas de la gestión ambiental TPL

Una estrategia de control de emisiones y contaminación mediante estándares ha de definirse y evaluarse en términos relativos, respecto a un óptimo de referencia. Pero la definición del comportamiento óptimo no es fácil, al enfrentarse relativistas sutiles en el proceso de negociación. Así pues, la referencia sólo puede establecerse en el contexto de un modelo integrador que defina el óptimo en función del conjunto de las perspectivas consideradas: tecnológicas, económicas y legales, y que se incluiría, finalmente, en el Programa Regulador. El objetivo del modelo consiste en establecer una medida de eficiencia que evalúe el comportamiento técnico de la empresa en términos de su capacidad para obtener un aumento de producción deseada (productos con valor de mercado), contemporáneo a la reducción en los indeseados (contaminantes). La relación entre ambos conjuntos de producción, deseable e indeseable, permite establecer una medida de eficiencia ambiental basada en las siguientes especificaciones:

1. Tecnológica. Procesos de producción de mejor práctica técnica considerados como acciones termodinámicas que inevitablemente generan residuos. La mejor práctica se establece sobre la producción conjunta, de forma que se corresponde con aquella situación donde no es posible producir una determinada cuantía de producción con valor de mercado, con menor emisión de contaminantes.
2. Económica. La gestión exige valorar el coste de oportunidad de su aplicación (por ejemplo, a través de precios sombra –relaciones marginales de transformación entre deseables e indeseables–); no sólo en cuanto a la capacidad de cada actividad o empresa para alcanzarla, también respecto a la aplicación efectiva del estándar regulador.
3. Legal. Si la adopción por la empresa del estándar regulador no comportase costes en términos de pérdida de producción potencial, la eliminación de contaminación sería gratuita. Sin embargo, es necesario aprobar un código legislador punitivo dentro del Programa Regulador (véase el siguiente punto), para prevenir el incumplimiento del estándar pues, en general, su aplicación comporta internalizar un coste

social para las empresas, lo cual justifica su reticencia y cuestiona la efectividad del voluntarismo en los negocios (Baumol y Batey 1991)⁷.

Estas especificaciones confluyen en el Programa Regulador. La normativa describe y establece sus condiciones operativas y legales (mediante reglamentos, resolución de problemas de aplicación, procesos de supervisión y monitorización, etc.). Por ejemplo, la Directiva PCIC (anexos I a IV) establece una estructura general de actuaciones: industrias afectadas, legislación relativa a valores límite de las emisiones, principales sustancias contaminantes y otros aspectos pertinentes con relación a los principios de precaución y prevención.

4. Aproximación operativa de la gestión preventiva TPL mediante DEA

La aportación fundamental de este artículo es integrar la aproximación TPL que emana de Programas Reguladores como los considerados en la Directiva PCIC en un modelo teórico que pueda ser aplicado empíricamente, y que no solo permita la introducción de estándares absolutos como los considerados por Zofío y Prieto (2001), sino también la inclusión de estándares relativos así como los límites máximos y mínimos de contaminación. Las dimensiones básicas de la prevención que configuran la aproximación TPL pueden desarrollarse empíricamente en un esquema analítico derivado del método del Análisis de Actividad (*Activity Analysis*) que, al caracterizar la tecnología de producción de una industria, permite establecer los costes asociados a la regulación en términos de eficiencia ambiental (Färe y Grosskopf 1996:25). Modelar el Programa Regulador mediante técnicas de optimización como el Análisis Envolvente de Datos –*Data Envelopment Analysis, DEA*–, exige desarrollar el concepto de eficiencia ambiental.

El DEA constituye una herramienta de análisis introducida por Charnes *et al.* (1978), que permite evaluar de forma empírica el éxito relativo de las actividades para producir *outputs* deseados con la menor cuantía de contaminantes, *i.e.* su eficiencia ambiental. El proceso de optimización permite determinar información de carácter individual

⁷En España, según el Ministerio de Medio Ambiente y la Fundación Entorno, para las actividades afectadas se estima que la aplicación de la directiva PCIC obligaría a invertir 6.000 millones de Euros para reducir en un 3% las emisiones en agua, aire y suelo en más de 4.000 industrias. Estas acciones han sido objeto de debate en numerosos medios de comunicación; p.e. “El País”, 8 de febrero de 2002, “Una ley obligará a las empresas a declarar sus emisiones contaminantes”.

para cada actividad, comparando su comportamiento medioambiental con aquel de las actividades líderes que configuran la frontera del conjunto de posibilidades de producción; es decir, el subconjunto eficiente, que se corresponde con una serie de hiperplanos de referencia *–facets–* en términos de programación matemática y que se definen como combinaciones convexas de las observaciones. De esta forma, el DEA difiere de otras técnicas que pretenden obtener información genérica de los datos observados y donde el objetivo es la obtención de relaciones medias que permitan evaluar la producción observada con aquella que sería eficiente *–por ejemplo, las fronteras calculadas por regresión estadística*⁸.

Desde esta perspectiva, con objeto de fomentar mejoras de eficiencia ambiental, el Programa Regulador establece estándares. Si la mejora de la eficiencia ambiental forzada por el estándar implica un coste, este puede deberse bien a la pérdida de producción deseable, o bien a la introducción de factores adicionales en la forma de equipos reductores de contaminación, lo que supone una pérdida de productividad. En el primer caso, existe un coste de oportunidad asociado a la regulación, lo que permite establecer las siguientes definiciones:

DEFINICION 1. Una tecnología de producción está congestionada si la reducción de producción no deseada conlleva disminuciones en la producción deseada, siendo el precio sombra determinado por su relación marginal de transformación positivo (eliminación costosa de contaminantes).

DEFINICION 2. Una tecnología no se encuentra congestionada si la reducción de producción no deseada no conlleva reducción en la producción deseada, siendo el precio sombra nulo (eliminación gratuita de contaminantes).

En consecuencia, los acuerdos ambientales surgidos del proceso negociador fijan un estándar que puede o no congestionar la tecnología; es decir, la “sensibilidad” reguladora puede ser o no limitante para un determinado proceso productivo.

⁸Véase Cooper, Seiford y Tone (2000) como introducción al Análisis Envolvente de Datos y, asimismo, para una exposición de las condiciones para clasificar a una observación individual como eficiente en un contexto genérico.

5. Medida de eficiencia ambiental DEA y coste de la regulación

La integración de las dimensiones básicas del Programa Regulador: tecnológica, económica y legal, permiten desarrollar de forma operativa la aproximación preventiva TPL en los siguientes términos. Asumamos una industria donde operan $k = 1, \dots, K$ actividades o empresas que producen, a partir del conjunto de factores $x \in \mathfrak{R}_+^N$, las cuantías de productos $y \in \mathfrak{R}_+^M$, de las cuales $p \in \mathfrak{R}_+^S$ y $q \in \mathfrak{R}_+^T$ son deseables y no deseables respectivamente. La tecnología de referencia que permite evaluar la eficiencia ambiental y el efecto del estándar regulador se modela según la siguiente correspondencia, $R: \mathfrak{R}_+^N \rightarrow R(x) \subseteq \mathfrak{R}_+^M$. Se considera que el conjunto $R(x)$ es compacto, y verifica la generación conjunta de ambos productos dado que no es posible la producción (deseable) sin contaminantes (no deseables). De esta forma, si la tecnología no se encuentra congestionada (*definición 2*), finalmente la reducción de producción contaminante alcanzará un nivel que, de sobrepasarse, conllevará la reducción de producción deseable (*definición 1*); es decir, se asume la nulidad conjunta de ambas producciones, *null jointness*: $(p, q) \notin R(x) \forall q = 0, p \neq 0$. Adicionalmente, la existencia de producción conjunta implica que la proyección hacia el origen de cualquier vector observado, pertenece al conjunto de posibilidades de producción: si $y \in R(x) \Rightarrow \lambda y \in R(x), \forall 0 \leq \lambda \leq 1$.

Sin embargo, con relación a los productos deseados, no se asume la producción conjunta dado que para un nivel de factores productivos, las empresas pueden reducir la fabricación de un determinado bien o servicio, por ejemplo p_1 , sin que esto tenga por qué afectar al resto de productos deseables; es decir, en la terminología previa, la disponibilidad de un producto deseable es gratuita en términos de los restantes –el *output mix* no se encuentra restringido⁹. Formalmente si $p' \leq p \in$

⁹Con relación a los factores también puede plantearse si su disponibilidad relativa es gratuita o no; es decir, si manteniendo constante el nivel de producción, la reducción de algún factor, *e.g.* x_1 , implica un incremento en el uso de los restantes –costosa– o no, véase Färe, Grosskopf and Lovell (1985. Cap. 2) para una introducción del concepto de eliminación gratuita (fuerte) o costosa (débil) de productos (*outputs*) y factores (*inputs*) –*free (strong)* y *costly (weak)* respectivamente. En el modelo propuesto se considera que la tecnología permite una eliminación gratuita de factores. En términos de la correspondencia de factores, que muestra las diversas combinaciones de *inputs* que pueden producir una cuantía de *output* dada, $L: \mathfrak{R}_+^M \rightarrow L(y) \subseteq \mathfrak{R}_+^N$, esta condición implica que si $x \in L(y), x' \in L(y), \forall x' \geq x$. De considerarse una eliminación costosa, esta condición implica que si $x \in L(y) \Rightarrow \lambda x \in L(y), \forall \lambda \geq 1$.

$R(x) \Rightarrow p' \in R(x)$; es decir cualquier vector cuyos $p'_s \leq p_s$ siendo $p' \neq p$ también pertenece al conjunto de producción de la tecnología.

Establecido el modelo evaluador es posible representar la tecnología de producción considerando las matrices de factores y productos deseados e indeseados: $X_{(N,K)}$, $P_{(S,K)}$ y $Q_{(T,K)}$ –éstas dos últimas submatrices de $Y = (P, Q)$ –, mediante el conjunto $R(x): [(p, q) : p \leq Pz, q = Qz, x \geq Xz; z \in \mathfrak{R}_+^K]$, donde z es el vector que establece la intensidad de cada actividad en la definición de los hiperplanos de referencia –*facets*–, resultado de combinaciones lineales entre las actividades observadas. Es posible ilustrar esta tecnología a partir del siguiente ejemplo donde se observan $K=6$ actividades que producen *outputs* deseados (de mercado) e indeseados (contaminación):

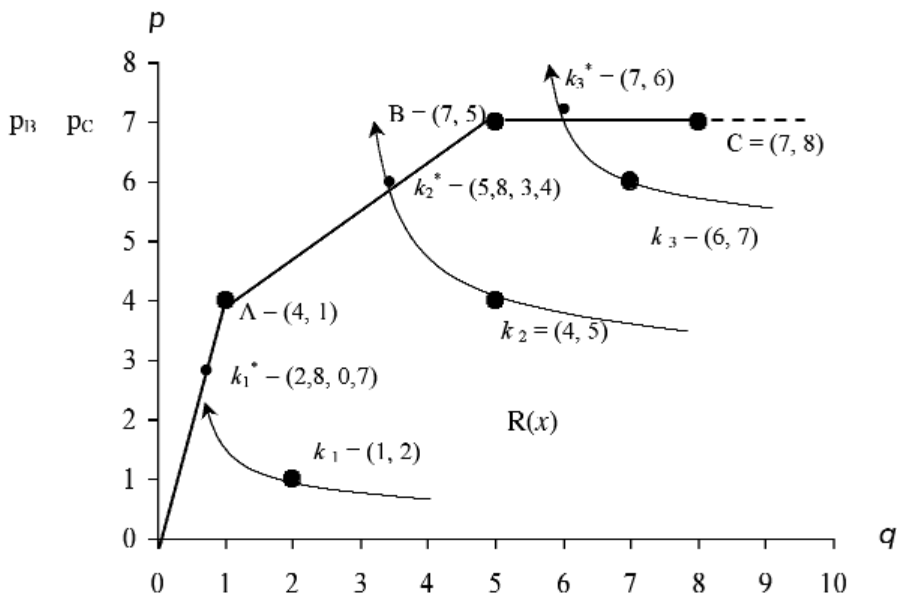
CUADRO 1
Un ejemplo de producción de *outputs* deseables (mercado) e indeseables (contaminación)

Actividad	Outputs		Inputs- x
	Deseables - p	Indeseables - q	
A	4	1	1
B	7	5	1
C	7	8	1
k_1	1	2	1
k_2	4	5	1
k_3	6	7	1

Esta tecnología se ilustra en el Gráfico 1 por el área 0ABC para el caso de la producción conjunta de p y q . Se puede apreciar cómo la eliminación del producto indeseado no es gratuita a partir de la actividad B, de forma que la relación marginal de transformación entre ambas producciones es positiva, $RMT_q^p > 0$. Cualquier reducción por debajo de q_B exige renunciar a producción deseable o, en caso de seguir manteniendo p_B , incrementar el uso de *inputs* (nótese que en el segmento comprendido entre las actividades A y B, $RMT_q^p = 0,75$, mientras que entre el origen y A, $RMT_q^p = 4$). De acuerdo a lo expuesto, ambas posibilidades conllevan costes, ya sea en la forma de una menor producción deseable –coste de oportunidad– o en la necesidad de introducir *inputs* reductores de contaminación, *e.g.* filtros. Así mismo, el Gráfico 1 muestra cómo la tecnología de producción puede no encontrarse congestionada de forma que la eliminación de los residuos y emisiones contaminantes es gratuita, $RMT_q^p = 0$. Este es el caso de la actividad C, con nivel de contaminación q_C , que podría eliminarla

hasta la producción observada en B sin que ello suponga reducción alguna en su producción deseable, p_C .

GRÁFICO 1
Función de distancia tecnológica y eficiencia ambiental



El modelo establece como frontera de referencia para evaluar la eficiencia ambiental el subconjunto comprendido por los segmentos $0AB$, al representar los procesos de producción que generan las mayores cuantías de producción deseable con la menor cuantía de contaminantes. La definición intuitiva previamente introducida del subconjunto de producción eficiente en términos ambientales¹⁰ puede formalizarse por: $Efic R(x): [(p, q) : (p, q) \in R(x), (-p, q) \geq (-p', q') \Rightarrow (p', q') \in R(x); (p, q) \neq (p', q')]$. Es decir, el subconjunto eficiente viene dado por los vectores que, perteneciendo al conjunto de posibilidades de producción, $(p, q) \in R(x)$, representan su frontera medioambiental, porque cualquier otro vector (p', q') , con una mayor o igual cuantía de p y menor o igual cuantía de q en alguno de sus componentes respecto a (p, q) , $(-p, q) \geq (-p', q')$, no puede ser producido, $(p', q') \notin R(x)$. Así, si consideramos la observación $B=(7, 5)$ en el Gráfico 1, ésta pertenece al subconjunto eficiente porque todos los vectores que se encuentran en su cuadrante noroccidental, no pertenecen al conjunto de posibilidades

¹⁰La definición de subconjunto de producción eficiente se corresponde con la establecida por Koopmans (1951), en el contexto del análisis (lineal) de actividades.

de producción (igual razonamiento se aplica para cualquier combinación perteneciente a los segmentos 0AB).

Caracterizada la noción de eficiencia medioambiental por la pertenencia a $Efic R(x)$, la cuestión relevante es identificar si una actividad pertenece a este subconjunto. En una primera etapa, puede recurrirse al concepto de función de distancia tecnológica –o *graph*–, introducido por Färe *et al.* (1985) como extensión de la función de distancia de *outputs* de Shephard (1970). La función de distancia permite determinar si, para una actividad k , son tecnológicamente factibles incrementos y reducciones en los vectores de productos deseables e indeseables respectivamente. La asimetría con que se dota a ambos conjuntos permite asociar la función de distancia al modelo de gestión preventiva TPL, que prima cambios tecnológicos que, incrementando la producción deseable, conlleven reducciones en los contaminantes¹¹.

En el contexto de valoración de eficiencia ambiental, la representación de la tecnología de producción que constituye la función de distancia tecnológica: $D^H(p, q) = \max\{\theta : (p\theta, q/\theta) \in R(x)\}$, permite identificar si una actividad es capaz de incrementar su producción deseable reduciendo los contaminantes¹². Claramente, si la expansión y contracción respectiva de los vectores de producción no son posibles, la función de distancia adoptará valores unitarios, $\theta = 1$, y la actividad evaluada pertenece a la frontera representada por $Efic R(x)$. Por el contrario, si los cambios son factibles, entonces $\theta > 1$, y la actividad no pertenece al subconjunto eficiente.

Definida la función de distancia $D^H(p, q)$, su desarrollo operativo exige generar combinaciones convexas de las actividades observadas que cumplen con las condiciones de eficiencia previamente establecidas (es decir, imposibilidad de incrementos y reducciones equiproporcionales

¹¹Es posible evaluar la eficiencia a través de funciones de distancia alternativas que no conlleven la variación equiproporcional en p y q ; por ejemplo, el incremento en p sin variar q (funciones de distancia de *outputs* deseables), pero esto no supondría ganancias de eficiencia ambiental, véase Färe, Grosskopf, Lovell y Pasurka (1989) con relación a varias especificaciones. Para una introducción al análisis de eficiencia ambiental y su desarrollo mediante técnicas DEA (véase Färe *et al.* 1994) y (Allen 1999). En castellano, los primeros textos se remontan a Prieto y Zofío (1996) mientras que un análisis de la evolución reciente de esta metodología puede encontrarse en Picazo *et al.* (2001).

¹²La proyección hacia la frontera de posibilidades de producción ambiental que implica la función de distancia tecnológica se corresponde geoméricamente con una transformación del proceso ineficiente que sigue una senda hiperbólica, de ahí el superíndice H.

de los vectores de productos), para posteriormente determinar la distancia que separa a la actividad evaluada de esta frontera. Así, con objeto de identificar el nivel de eficiencia ambiental de la actividad k' , $E_{k'}$, es necesario resolver el siguiente programa de optimización¹³:

$$E_{k'}(p_{k'}, q_{k'}, x_{k'}) = \max [\theta : (\theta p_{k'}, q_{k'}/\theta) \in R(x_k)] \quad [1]$$

sujeito a

$$\begin{aligned} \theta p_{k's} &\leq \sum_{k=1}^K p_{ks} z_k, s = 1, \dots, S \\ q_{k't}/\theta &= \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k, t = 1, \dots, T \\ \sum_{k=1}^K x_{kn} z_k &\leq x_{k'n}, n = 1, \dots, N \\ z_k &\geq 0, k = 1, \dots, K. \end{aligned}$$

CUADRO 2
Resultados: eficiencia, costes de oportunidad y límites tecnológicos de contaminación

Actividad	Eficiencia [1]	RMT $_q^{p^*}$	Facet	S _s [3]	S _t [3]	S _n [3]	q $_k^{AL}$	q $_k^{RL}$
A	1,00	4,00	OA	0,00	0,00	0,00	1,00	4,00
B	1,00	0,75	AB	0,00	0,00	0,00	5,00	1,40
C	1,00	0,00	BC	0,00	3,00	0,00	5,00	1,40
k1	2,83	4,00	OA	0,00	1,29	0,00	0,71	4,00
k2	1,46	0,75	AB	0,00	1,57	0,00	3,43	1,70
k3	1,17	0,00	BC	0,00	2,00	0,00	5,00	1,40

Los valores óptimos obtenidos de la resolución de este problema se encuentran recogidos en el Cuadro 2, mientras que las proyecciones de las actividades sobre la frontera eficiente quedan ilustradas en el Gráfico 1. El caso de actividades cuya expansión y reducción simultánea de producción deseable y no deseable se ilustra con $k_1 = (p_{k_1}, q_{k_1})$, $k_2 = (p_{k_2}, q_{k_2})$ y $k_3 = (p_{k_3}, q_{k_3})$, $\theta > 1$. En k_1 y k_2 , la ineficiencia ambiental

¹³El programa [1] no es lineal por lo que es necesario recurrir a técnicas de optimización como la del gradiente reducido generalizado para su resolución (véase Zoffo y Lovell 2001) para una discusión de las propuestas realizadas en la literatura para resolver el programa.

implica que su función de distancia refleja proyecciones hacia sus valores de referencia en los subconjuntos eficientes: $k_1^* = (\theta p_{k_1}, q_{k_1}/\theta) = (2, 83 \cdot 1, 2/2, 83) = (2, 8, 0, 7)$ y $k_2^* = (\theta p_{k_2}, q_{k_2}/\theta) = (1, 46 \cdot 4, 5/1, 46) = (5, 8, 3, 4)$. Nótese que las proyecciones se realizan hacia subconjuntos eficientes que reflejan técnicas distintas en términos de sus respectivas relaciones marginales de transformación: para la proyección de k_1 en $0A$, $RMT_q^p = 4$, y para la de k_2 en AB , $RMT_q^p = 0,75^{14}$. Con relación a las observaciones situadas en los segmentos $0AB$, el valor unitario de la función de distancia refleja su pertenencia al subconjunto eficiente, $\theta = 1$, si bien la características de la tecnología en cuanto a las relaciones marginales de transformación, RMT_q^p , son idénticas a lo largo de cada segmento.

El caso representado por la actividad $k_3 = (p_{k_3}, q_{k_3})$ revela, así mismo, la existencia de ineficiencia ambiental. Pero ilustra, además, cómo la función de distancia tecnológica [1] no caracteriza completamente si una observación con valor unitario es eficiente ambientalmente. Efectivamente, la proyección eficiente de k_3 hacia la frontera –segmento BC – queda representada por $k_3^* = (\theta p_{k_3}, q_{k_3}/\theta) = (6 \cdot 1, 17, 7/1, 17) = (7, 6)$. Sin embargo, presentando k_3^* un valor unitario, $\theta = 1$, esta actividad no pertenece a $Efic R(x)$ porque todavía son factibles reducciones no equiproporcionales (contemporáneas a incrementos en p) en q –desde el valor representado por $q_{k/3} = q_{k_3}/\theta = 6$ hasta $q_B = 5$; es decir, su eliminación gratuita al presentar un coste nulo en términos de la producción deseable, $RMT_q^p = 0$. Así, los valores de las funciones de distancia tecnológicas permiten determinar la pertenencia al subconjunto $Isoc R(x) = \{(p, q) : (p, q) \in R(x), (\theta p, q/\theta) \notin R(x), \theta > 1\}$ –representado por $0ABC$, pero no así al subconjunto eficiente. Para identificar las actividades eficientes es necesario atender en primer lugar a las reducciones equiproporcionales que revela la función de distancia –pertenencia a $Isoc R(x)$ (condición necesaria)– y, posteriormente, a las reducciones adicionales –condición suficiente– que pueden practicarse por la actividad analizada en algún contaminante q .

¹⁴Véase (Rosen *et al.* 1998) para el desarrollo genérico de las relaciones marginales de sustitución y transformación en el entorno DEA, y Ball *et al.* (1994) para un ejemplo aplicado con producción deseable y contaminante en la agricultura de EE.UU.

6. Estándares reguladores

Una vez caracterizada la tecnología de producción que permite determinar el grado de eficiencia desde una perspectiva ambiental y los costes de oportunidad de reducir la contaminación, se analiza la regulación bajo la forma de estándares. Los límites para el establecimiento de estándares, cantidad máxima, que puede producir una empresa de un residuo o contaminante, han de establecerse de acuerdo a la solución establecida en el Programa Regulador como consecuencia del proceso negociador. La caracterización de la tecnología presentada y las técnicas DEA basadas en la “mejor práctica técnica” permiten considerar si el estándar puede ser respetado por la actividad afectada y obtener el coste de oportunidad asociado.

En la fijación tecnológica del estándar se puede considerar, por un lado, un nivel absoluto de contaminación, $q_{kr}^A \leq \bar{q}_{kr}$ (por ejemplo, una determinada cuantía de toneladas emitidas de contaminantes o un nivel de concentración de partículas dañinas), o, de otro lado, una ratio mínima de producción deseada respecto a la contaminación emitida, $q_{kr}^R (p/q)_{kr}$. El Gráfico 2 ilustra ambos estándares. Con relación al estándar absoluto, $q_{kr}^A \leq 2$, las emisiones contaminantes no pueden exceder este valor. Con relación al estándar relativo, el valor propuesto, $q_{kr}^R \geq (5, 5/3) = 1,8$, implica la necesidad de producir con una ratio de producciones que no puede ser inferior a este valor.

Realizadas estas consideraciones, se puede introducir de forma explícita su presencia en la programación DEA al objeto de calcular la medida de eficiencia ambiental restringida a los estándares¹⁵. Suponiendo que se establecen estándares sobre la totalidad de las variables de producción no deseada¹⁶, el programa DEA que permite introducir la regulación en términos absolutos es:

$$E_{k'} \left(p_{k'}, q_{k'}, q_{k'r}^A, x_{k'} \right) = \max \left[\theta : (\theta p_{k'}, q_{k'}/\theta) \in R \left(x_k, q_{k'r}^A \right) \right] \quad [2a]$$

¹⁵Véase Zofío y Prieto (2001) para una ilustración práctica de q_{rk}^A relativa a las emisiones de CO₂ en la industria manufacturera de países de la OCDE.

¹⁶Es preciso notar que la regulación no tiene por qué imponerse sobre todas las variables de producción no deseada, q , sino que puede afectar únicamente a alguna de ellas. Así, sería posible diferenciar las variables de producción no deseada sujetas a regulación, $i \in \mathfrak{R}_+^U$, de aquellas sobre las que no se impone estándar alguno, $j \in \mathfrak{R}_+^V$, $q = (i, j)$.

sujeto a

$$\begin{aligned}\theta p_{k's} &\leq \sum_{k=1}^K p_{ks} z_k, s = 1, \dots, S \\ q_{k't}/\theta &= \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k, t = 1, \dots, T \\ \sum_{k=1}^K x_{kn} z_k &\leq x_{k'n}, n = 1, \dots, N \\ \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k &\leq \bar{q}_{k'rt}, t = 1, \dots, T \\ z_k &\geq 0, k = 1, \dots, K.\end{aligned}$$

donde $\bar{q}_{k'rt}$ representa el valor máximo de contaminación permisible para la empresa evaluada k' con relación al contaminante t . Para los estándares establecidos en términos relativos, podrían establecerse S·T ratios de producción deseada a no deseada¹⁷. Suponiendo por simplicidad que se establecen estándares para todas las variables de producción deseada, el programa DEA que permite considerar este tipo de restricciones viene dado por:

$$E_k \left(p_{k'}, q_{k'}, q_{k'r}^R, x_{k'} \right) = \max \left[\theta : (\theta p_{k'}, q_{k'}/\theta) \in R \left(x_k, q_{k'r}^R \right) \right] \quad [2b]$$

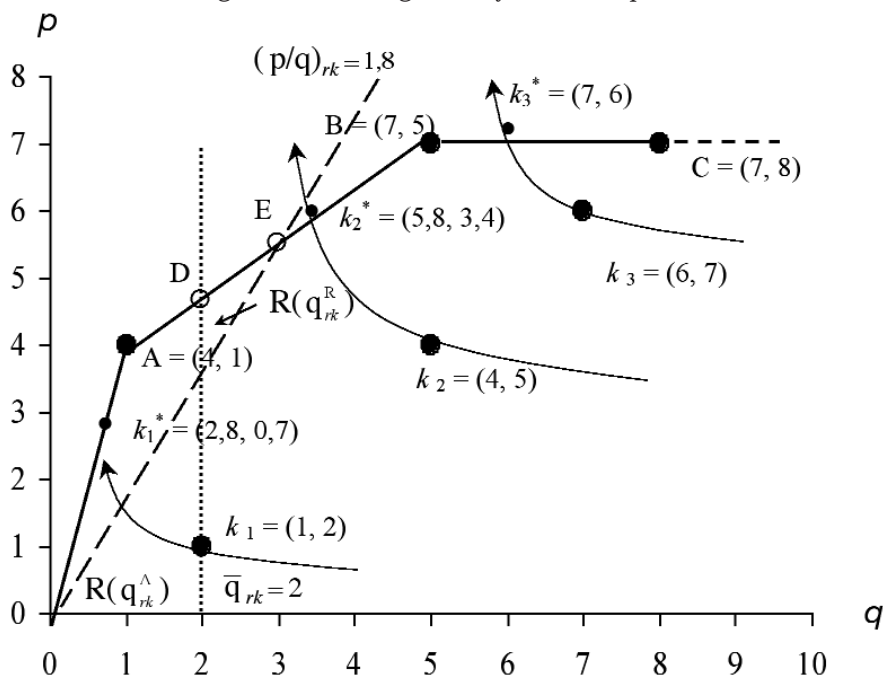
sujeto a

$$\begin{aligned}\theta p_{k's} &\leq \sum_{k=1}^K p_{ks} z_k, s = 1, \dots, S \\ q_{k't}/\theta &= \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k, t = 1, \dots, T \\ \sum_{k=1}^K x_{kn} z_k &\leq x_{k'n}, n = 1, \dots, N \\ \sum_{k=1}^K p_{ks} z_k &\geq (p_s/q_t)_{k'r} \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k, s = 1, \dots, S, t = 1, \dots, T \\ z_k &\geq 0, k = 1, \dots, K.\end{aligned}$$

¹⁷ Este supuesto puede relajarse de forma que, al igual que en el caso de $q \in \mathfrak{R}_+^T$, sería entonces necesario particionar $p \in \mathfrak{R}_+^S$ en dos subvectores dependiendo de las variables que se introduzcan en la regulación.

donde $(p_s/q_t)_{k'r}$ representa la relación mínima requerida de producción deseable a indeseable establecida para la actividad evaluada k' ; por ejemplo, toneladas de producción con valor de mercado por tonelada de contaminación para un período dado.

GRÁFICO 2
Tecnología, estándar regulador y coste de oportunidad



Si la resolución de los programas [2a] y [2b] es factible, entonces los estándares absolutos y relativos no restringen la producción de la unidad evaluada en su proyección eficiente –nótese asimismo que ambos estándares podrían combinarse en un tercer programa que incluyese los dos conjuntos de restricciones–. Por el contrario, si la resolución de [2a] o [2b] no es factible, entonces la actividad no puede cumplir con la regulación y, de no existir eliminación gratuita de contaminantes, incurrirá en costes de oportunidad asociados a un nivel de producción inferior, i.e. una relación marginal de transformación positiva. Por el contrario, de existir eliminación gratuita, la actividad podría realizar reducciones adicionales de contaminantes. Así, por ejemplo, si se establece un estándar absoluto en la cuantía $q_{kr}^A \leq 2$ –Gráfico 2– resulta evidente que si bien éste es tecnológicamente factible (la actividad A representa una tecnología compatible con tal regulación y el límite se

corresponde con $D = (4,7,2)$, el resto de actividades: B, C, k_1 , k_2 , y k_3 , lo incumplen. La misma casuística se observa para el estándar relativo, $q_{kr}^R \geq (5,5/3) = 1,8$, compatible únicamente con A y cuyo límite se corresponde con el proceso $E = (5,5,3)$.

Para la actividad B, la reducción de sus contaminantes desde q_B hasta \bar{q}_{kr} ó $(p/q)_{kr}$ implica un coste de oportunidad pues, al no existir eliminación gratuita, ha de reducir la producción deseada desde p_B hasta la cuantía que cumple las restricciones impuesta por los estándares, p_D y p_E respectivamente¹⁸. Similares consideraciones pueden realizarse para C, aunque ésta podría reducir la contaminación sin incurrir en coste de oportunidad alguno –existe eliminación gratuita– desde q_C hasta q_B , posteriormente incurriría en un coste de oportunidad igual al de B, $RMT_q^p = 0,75$. Con relación a las actividades k_2 , y k_3 su análisis es análogo al de las actividades anteriores pero atendiendo a sus proyecciones eficientes hacia la frontera de producción –es decir, una vez resuelta su ineficiencia ambiental incrementando la producción deseable y reduciendo la indeseable hasta alcanzar su proyección eficiente sobre $Efic R(x)$ –. Finalmente k_1 representa el caso de actividades que si resolviesen su ineficiencia ambiental alcanzando $Efic R(x)$, presentarían unos procesos productivos compatibles con los estándares propuestos.

Según la mejor práctica técnica observada, la fijación de estándares q_{kr}^A y q_{kr}^R en la cuantías propuestas sólo podrían ser adoptados por las actividades A y k_1 , sin incurrir en costes de oportunidad asociados a una menor producción deseable. En el resto de los casos, su adopción conllevaría el coste asociado a una relación marginal de transformación de producción deseada por contaminantes positiva; es decir, el estándar *congestiona* la tecnología de producción dada la ausencia de disponibilidad gratuita de contaminantes.

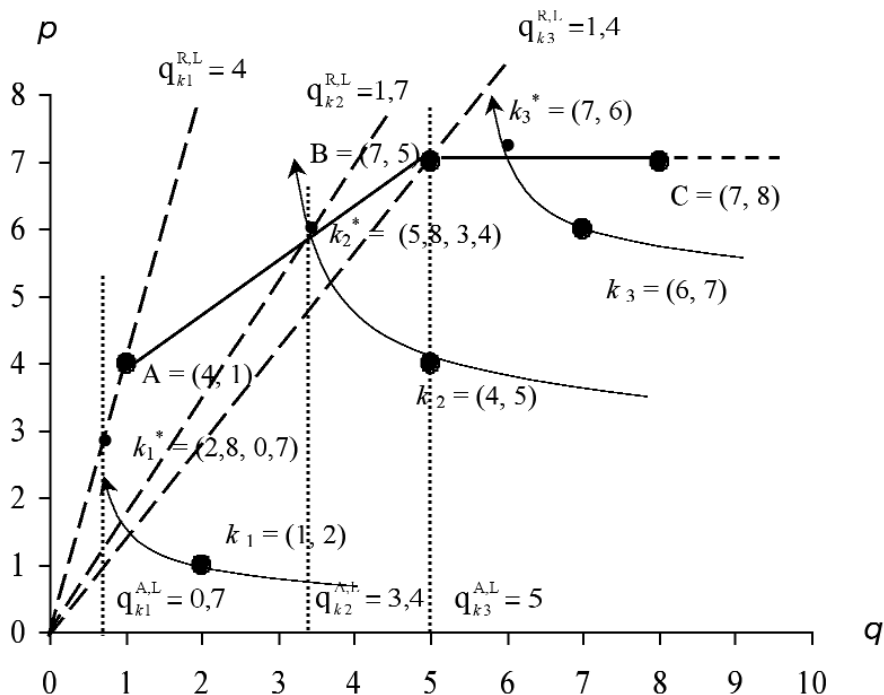
7. Límite tecnológico de contaminación y estándares

Una vez analizadas las consecuencias de la introducción de estándares en términos de coste de oportunidad, para la gestión del Programa Regulador es necesario conocer el límite inferior en la reducción de

¹⁸ Nótese cómo la introducción de los estándares restringe el conjunto de posibilidades de producción legal. En el caso del estándar absoluto, al área representada por $0AD\bar{q}_{rk}0$ en el Gráfico 2 y que se corresponde con el siguiente conjunto de producción *legal*: $R(x, q_{rk}^A) : [(p, q) : p \leq Pz, q = Qz, x \geq Xz; Qz \leq \bar{q}_{rk}, z \in \mathbb{R}_+^K]$. Similar definición se puede realiza para $R(x, q_{rk}^R)$ que queda representado por $0AE0$.

contaminantes que puede afrontar una actividad sin incurrir en costes de oportunidad. En el caso de la observación k_2 en el Gráfico 3, se aprecia que los límites a la reducción de contaminantes para el estándar absoluto y relativos son, respectivamente, $q_{k_2}^{A,L} = 3,4$ y $q_{k_2}^{R,L} = 1,7$. Estos límites se obtienen resolviendo su ineficiencia ambiental; es decir, con la contaminación de su proyección óptima, $q_{k_2}^*$ y la ratio de producción deseada a no deseada que esta conlleva, $p_{k_2}^*/q_{k_2}^*$. Similares resultados son ilustrados para la actividad k_1 . Sin embargo, con relación a la actividad k_3 , los límites a la reducción de contaminantes, $q_{k_3}^{A,L} = 5$ y $q_{k_3}^{R,L} = 1,4$, resultan inferior y superior, respectivamente, al de sus proyecciones eficientes, $q_{k_3}^*, p_{k_3}^*/q_{k_3}^*$, debido a la posibilidad de reducir su producción en una mayor proporción dada su disponibilidad gratuita –concretamente en la cuantía $(q_{k_3}^* - q_B)$.

GRÁFICO 3
Límite tecnológico de contaminación y estándares



Desde la perspectiva operativa DEA, es posible calcular el límite inferior a la reducción de contaminantes de una actividad k' resolviendo el siguiente programa:

$$\min \left(\sum_{s=1}^S S_s + \sum_{t=1}^T S_t + \sum_{n=1}^N S_n \right) \quad [3]$$

sujeto a

$$\begin{aligned} \sum_{k=1}^K p_{ks} z_k - s_s &= \theta^* p_{k's}, s = 1, \dots, S \\ \sum_{k=1}^K q_{kt} z_k - s_t &= \theta, t = 1, \dots, T \\ \sum_{k=1}^K x_{kn} z_k - s_n &= x_{k'n}, n = 1, \dots, N \\ z_k &\geq 0, k = 1, \dots, K, \end{aligned}$$

donde θ^* es el valor óptimo en la resolución de [1] y s_s , s_t y s_n , representan, en la terminología de programación lineal, los valores de holgura –*slacks*– relativos a la producción deseada, la no deseada sujeta a estándares y los inputs. Desde la perspectiva de la producción deseada proyectada sobre la frontera *Isoc* $R(x)$, la existencia de holgura en alguna de estas variables implicaría el incremento gratuito de la producción deseable para el caso $s_s > 0$ (sin incrementar los contaminantes o *inputs* utilizados); la reducción o eliminación gratuita de contaminantes para el caso $s_t > 0$ (sin reducir la producción deseada o incrementar los inputs –véase el Cuadro 2) y, finalmente, la reducción gratuita de inputs para el caso $s_n > 0$ (sin renunciar a producción deseable y no deseable). Partiendo del resultado obtenido con relación a la holgura de los productos no deseados, $s_t > 0$, es posible determinar el límite tecnológico inferior a la producción de contaminantes que ha de ser considerado en el Programa Regulador al establecer unos estándares concretos. En caso de los estándares absolutos, el límite inferior para su establecimiento con relación a la variable t se obtiene como diferencia entre la cuantías observadas y las holguras, *i.e.* $q_{kt}^{A,L} = q_{kt} - s_t$. En el caso de los estándares relativos, el límite inferior a la relación entre producción deseada y no deseada se corresponde con $q_{kst}^{R,L} = \theta^* p_{ks} / (q_{kt} - s_t)$.

8. Conclusiones

En este artículo se desarrolla un modelo para evaluar las consecuencias de establecer un estándar regulador de contaminación surgido de un acuerdo pactado entre agentes económicos e institucionales. Este acuerdo refleja las tendencias actuales en la formación de consenso y participación de las agencias gubernamentales hacia una política ambiental preventiva. El modelo integra las tres dimensiones básicas de la prevención: tecnológica, económica y legal, y establece una medida de eficiencia ambiental que evalúa el comportamiento del productor desde una doble perspectiva: de acuerdo a su capacidad para obtener aumento de producción “deseada” y reducción de producción “no deseada” (contaminación) y su capacidad de alcanzar el estándar regulador. Así, la virtud del modelo propuesto reside en la integración de la aproximación relativa a tecnologías de producción más limpias, TPL, como la que se puede encontrar en Directivas como la PCIC, dentro del marco formal de la teoría de la producción (función de distancia) que puede ser desarrollado empíricamente mediante el denominado Análisis Envolverte de Datos, DEA.

La medida de eficiencia obtenida mediante el DEA se corresponde con la proyección de la empresa evaluada sobre la frontera “mejor práctica técnica ambiental”. El uso de la función de distancia tecnológica como representación de la tecnología permite determinar si, para cada actividad observada, son factibles aumentos y reducciones de producción deseable e indeseable y el coste de oportunidad de introducir el estándar –véanse las aplicaciones parciales del modelo propuesto, donde no se contextualiza su relación con los Programas Reguladores derivados de la perspectiva TPL, realizadas por Färe *et al.* (1989), Ball *et al.* (1994) o Zofío y Prieto (2001). Además, facilita la gestión del Programa Regulador de contaminación al informar sobre el límite inferior en la reducción de contaminantes que puede afrontar cada unidad de gestión sin incurrir en costes de oportunidad.

La gestión de un Programa Regulador de emisiones mediante estándares de contaminación, ya sean establecidos en términos absolutos como los propuestos en Zofío y Prieto (2001) o en términos relativos como los aquí introducidos, debe tener presente la existencia de tecnologías que permitan menores niveles de contaminación, y su compatibilidad con los estándares. Esta información establece los costes de oportunidad a que se enfrentan las empresas ante una gestión basada en la

prevención; es decir, en la adopción de tecnologías reductoras de contaminación en el origen del proceso productivo.

Inicialmente, el objetivo del Programa Regulador se centra en establecer un estándar que fuerce a todas las actividades a producir en condiciones de eficiencia medioambiental de forma que, a nivel agregado, se reduzcan las emisiones. En esta etapa, y dentro de la dimensión legal del Programa Regulador, sería posible articular un mercado de cuotas de emisiones contaminantes, donde se intercambien permisos de emisión aplicando el principio de quién contamina paga (véase Chichilnisky y Heal (1995) y Brännlund *et al.* (1998)). Sería así posible facilitar periodos transitorios para que las empresas ineficientes pudiesen transformar su tecnología según la mejor práctica técnica observada.

Posteriormente, es posible forzar reducciones adicionales pese a incurrir en costes de oportunidad debido a la ausencia de eliminación gratuita de contaminantes. En tal caso, se pueden calcular estos costes haciendo uso de las formulaciones duales del programa [1] que, tal como muestra el ejemplo desarrollado, permiten calcular las relaciones técnicas de sustitución entre productos deseables y no deseados.

Referencias

- AEMA (1997a), *La aplicación y la efectividad de los impuestos ambientales*, Instituto Catalán de Tecnología. Centro de Estudios de Información Ambiental, Barcelona.
- AEMA (1997b), *La efectividad de los acuerdos ambientales*, Instituto Catalán de Tecnología. Centro de Estudios de Información Ambiental, Barcelona.
- Aguilera, F. (ed.) (1995), *Economía de los recursos naturales: un enfoque institucional. Textos de S.V. Ciriacy Wantrup y K.W. Kapp*, Fundación Argentaria-Visor, Madrid.
- Allen, K. (1999): "DEA in the ecological context. An overview", en Westerman, G. (ed.) *Data Envelopment Analysis in the Service Sector*, Deutscher Universitäts - Verlag, Wiesbaden, pp. 205-267.
- Ball, V.E., C.A.K., Lovell, R., Nehring y A. Somwaru (1994): "Incorporating undesirable outputs into models of production: an application to US agriculture", *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 31, pp. 60-74.
- Baumol, W.J. y S.A. Batey (1991), *Mercados perfectos y virtud natural. La ética en los negocios y la mano invisible*, Colegio de Economistas de Madrid-Celeste Ediciones, Madrid.
- Bishop, R. (1978): "Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard", *American Journal of Agricultural Economics* 60, pp. 10-18.
- Bohm, P. (ed.) (1997), *The economics of environmental protection: Theory and demand revelation*. New Horizons in Environmental Economics series, Elgar, Cheltenham, U.K. y Lyme, N.H, pp. 48-113.
- Brännlund, R., Y. Chung, R. Färe y S. Grosskopf (1998): "Emissions trading and profitability: the Swedish pulp and paper industry", *Environmental and Resource Economics* 12, pp. 345-356.
- Charnes, A., W. Cooper y Rhodes, E. (1978): "Measuring the efficiency on decision making units", *European Journal of Operational Research* 2, pp. 429-444.
- Chichilnisky, G. y H. Heal (1995), *Markets for Tradable CO2 Emission Quotas: Principles and Practice*, Working Paper 153, Economics Department, OECD, Paris.
- Comisión de las Comunidades Europeas (1995), COM(95) 624 Final, *Informe de la Comisión sobre la Aplicación del Programa Comunitario de Política y Actuación en Materia de Medioambiente y Desarrollo Sostenible: "Hacia un Desarrollo Sostenible"*, Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo.
- Cooper, W., L. Seiford y K. Tone (2000), *Data Envelopment Analysis, A Comprehensive Text with Models, Applications, References and DEA-Software*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Färe, R., y S. Grosskopf (1996), *Intertemporal Production Frontiers: With Dynamic DEA*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Färe, R., S. Grosskopf y C.A.K. Lovell (1985), *The Measurement of Efficiency of Production. Studies in Productivity Analysis*, Kluwer-Nijhoff Publishing, Dordrecht.