

Recibido: 28.10.05
Aceptado: 28.11.05

Instrumentos de regulación para la protección del medio ambiente. Implantación de las últimas directivas europeas en España

Autor: Joaquín Cañón de Francia
Dpto. Economía y Dirección de Empresas
Universidad de Zaragoza

Resumen

La regulación medioambiental es el mecanismo más eficaz para que las empresas internalicen los efectos de su actividad productiva sobre el entorno natural. Sin embargo, el cumplimiento con límites y estándares de contaminación exige de las empresas procesos de adaptación que son en sí mismos costosos, ya que afectan a los beneficios futuros en la medida en la que modifican sistemas y métodos de producción. En Europa, las nuevas directivas que han entrado en vigor (la directiva IPPC y la de derechos de emisiones contaminantes para cumplir con el Protocolo de Kyoto), exigen de los países miembros un gran esfuerzo en la reducción de emisiones. En este contexto, el estudio de las características de los nuevos instrumentos que faciliten una adaptación menos traumática para las empresas adquiere plena relevancia.

Palabras clave: *Command-and-control, market-based, coste efectividad, IPPC, EPER, Derechos de emisión*

Abstract

Environmental regulation is the most effective mechanism that allows firms to internalise the effects of their production activity on the natural environment. However, compliance with pollution limits and standards requires firms to implement adaptation processes that are costly themselves and that moreover affect future profits to the extent that they modify production systems and methods. In Europe, the new directives that have already entered into force (the IPPC directive and the so-called Kyoto Protocol) require member countries to make a very important commitment to reducing pollutant emissions. In this context, studying the characteristics that facilitate a less traumatic adaptation by firms becomes fully relevant.

Key Words: Command-and-control, market-based, cost-effectiveness, IPPC, EPER, pollution permits

I. Introducción

La regulación medioambiental es el mecanismo más eficaz para que las empresas internalicen los efectos de su actividad productiva sobre el entorno natural. En ausencia de dicha regulación, las empresas no tienen obligación de asumir sus externalidades, por lo que no alcanzan un nivel socialmente eficiente de protección medioambiental (Tietenberg, 1988).

Sin embargo, el cumplimiento de los límites y estándares de contaminación puede implicar cuantiosos costes tanto para el regulador (costes públicos) como para las empresas (costes privados). En el primer caso, éstos se derivan de los recursos utilizados por el regulador a la hora de controlar y hacer cumplir la regulación. En el caso de las empresas, éstas deben afrontar procesos de adaptación que afectan a los beneficios futuros en la medida en la que modifican sistemas y métodos de producción.

Desde los años setenta en los que comenzó el proceso de regulación medioambiental de la industria, muchos estudios han analizado su repercusión en los resultados económicos de las empresas. Los primeros trabajos, basados en la regulación estadounidense, concluyeron que la inversión dedicada por la industria al cumplimiento de los estándares medioambientales había disminuido el crecimiento de la productividad y la capacidad competitiva de las empresas (Jaffe *et al.*, 1995). La explicación más recurrente es que las inversiones en capital a las que obliga la nueva regulación pueden estar desplazando a otro tipo de inversiones directamente productivas en el sentido convencional (Jaffe *et al.*, 1995). Ahora bien, el hecho de que estas inversiones no sean productivas en sí mismas, depende en buena medida del diseño de la regulación, y del tipo de adaptación tecnológica que ésta promueve.

La evolución de la sociedad hacia una mayor demanda de calidad medioambiental ha favorecido el desarrollo de mecanismos que permiten un control menos onero-

so para el regulador, así como una adaptación más coste efectiva para las empresas. Desde finales de los ochenta, los instrumentos meramente impositivos, denominados *command-and-control*, los cuales adolecen de cierta ineficacia en términos de costes (Tietenberg, 1985, 1995), han sido complementados e incluso sustituidos por otros instrumentos basados en el mercado (*market-based*), que permiten tener en cuenta las diferencias en costes, procesos de producción y circunstancias individuales de las fuentes de contaminación, lo que favorece una adaptación más coste efectiva e innovadora para las empresas (Stavins, 2003; Stewart, 1993).

Desde esta perspectiva, el presente trabajo analiza los últimos instrumentos implantados en la Unión Europea y, por ende, en España. En concreto, los mecanismos estudiados son: La Ley de Prevención y Control integrados de la contaminación (Ley IPPC), que trata de adoptar un enfoque conjunto en la protección del medio ambiente; el Registro Europeo de Emisiones contaminantes (EPER), que tiene como objetivo disciplinar la conducta de las empresas a través de la revelación de sus emisiones individuales a los distintos grupos de interés medioambiental (consumidores, grupos medioambientalistas, entidades financieras, compañías de seguros e inversores); y, por último, el mercado de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, que trata de facilitar que los estados de la Unión Europea cumplan con el compromiso de reducción de emisiones que asumieron al ratificar el Protocolo de Kyoto.

El trabajo se estructura en cuatro epígrafes. En el segundo se establecen las diferencias más importantes entre la regulación *command-and-control* y la regulación *market-based*. En el epígrafe tercero se analizan los tres instrumentos regulatorios descritos. Por último, el cuarto epígrafe resume las conclusiones más relevantes del trabajo.

II. Regulación *command-and-control* versus *market-based*

A la hora de analizar la efectividad social y la repercusión económica de cualquier instrumento regulatorio, adquiere importancia la cuestión de si éste puede ser enmarcado dentro de una regulación del tipo *command-and-control* o, por el contrario, del tipo *market-based*. La distinción entre ambos tipos de regulación ha sido establecida por autores como Hahn y Stavins (1992), Gray y Sadbegian (1995), Jaffe *et al.* (1995) o Nash y Ehrenfeld (1997) a partir del grado de rigidez, permisividad y voluntariedad asociado a cada uno de ellos.

Básicamente, la aproximación *command-and-control* se caracteriza por su mayor rigidez al imponer estándares de resultado de obligado cumplimiento; mientras que la aproximación *market-based* utiliza sistemas de incentivos¹ que favorecen la adop-

¹ Stewart (1993) considera cuatro tipos de sistemas de incentivos que pueden ser aplicados en un sistema flexible de regulación medioambiental: las tasas o impuestos medioambientales, los permisos negociables de contaminación, los sistemas de depósito y retorno de residuos y el uso de estrategias de información.

ción voluntaria de medidas tecnológicas o de proceso y, por tanto, tienen un carácter más flexible.

Los sistemas *command-and-control* son fundamentalmente dos: Los instrumentos basados en la tecnología uniforme (*technology-based*), los cuales imponen la utilización de determinados equipamientos y procedimientos específicos que las empresas deben utilizar para cumplir con la regulación; y los basados en los resultados (*performance-based*), que imponen un objetivo uniforme de control de la contaminación, permitiendo cierta holgura en la forma de alcanzarlo (Stavins, 2003).

Los inconvenientes asociados a las aproximaciones *command-and-control* están siendo argumentados y contrastados desde la década de los años 80. Tietenberg (1985, 1995), por ejemplo, se refiere a su eventual ineficacia y a su ineficiencia en términos de costes. Eliminar la asimetría de información acerca del coste marginal de reducción de la contaminación en cada fuente es muy difícil para los gobiernos, por ello, las aproximaciones *command-and-control* tienden a elevar los costes de cumplimiento (Stavins, 1997). Por otra parte, aunque resultan más eficaces que los incentivos voluntarios a la hora de restringir determinadas actividades contaminantes (Hahn y Stavins, 1992; Paton, 2000), la aplicación de medidas coercitivas resta flexibilidad al proceso de adaptación de la industria. Consecuentemente, este tipo de sistemas *command-and-control* han supuesto una barrera a la hora de elegir la combinación óptima de inputs (Tietenberg, 1985; Hahn, 1989; Gray y Shadbegian, 1995), lo que ha hecho que, además de costosos, hayan sido considerados demasiado rígidos e inhibidores de la innovación (Cairncross, 1994; Clarke, 1994; Jaffe *et al.*, 2003).

En Estados Unidos, por ejemplo, la rigidez -en plazos y formas de cumplimiento- que caracterizó a la regulación medioambiental en la década de los setenta no dejó lugar para la innovación y provocó procesos de adaptación de tipo reactivo, como la utilización de tecnologías de final de proceso, que no mejoran los métodos de producción y desplazan a otras inversiones directamente competitivas, lo que provocó una disminución en el crecimiento de la productividad y capacidad competitiva de la industria (Jaffe *et al.*, 1995).

Frente a los sistemas *command-and-control*, los sistemas de regulación flexibles (*market-based*) pueden conseguir un nivel similar de protección medioambiental a un coste significativamente menor puesto que permiten tener en cuenta las diferencias en costes, procesos de producción y circunstancias individuales de las fuentes de contaminación (Stavins, 2003; Stewart, 1993).

Consecuentemente, los instrumentos *market-based* han sustituido o complementado a las aproximaciones tradicionales mejorando la coste-efectividad en el control de la contaminación (Tietenberg, 1998; Tietenberg and Wheeler, 2001). La razón de esta sustitución reside en los incentivos dinámicos que estos sistemas favorecen. Las empresas realizan esfuerzos en controlar la contaminación por su propio interés, y en el grado preciso en que resultarán coste efectivos, al mismo tiempo que satisfacen los

objetivos colectivos de calidad ambiental (Stavins, 2003). Así, estos instrumentos incentivan las mayores reducciones de contaminación en aquellas empresas capaces de alcanzarlas a un coste menor. Para ello, no igualan los niveles de contaminación entre empresas como hacen los estándares de emisiones uniformes *command-and-control*, sino la cantidad incremental que las empresas gastan en reducir la contaminación, es decir, su coste marginal (Montgomery, 1972; Baumol y Oates, 1988; Tietenberg, 1995). De esa manera, los mecanismos *market-based* consiguen una asignación coste efectiva de un determinado objetivo en control de la contaminación, sin la necesidad de conocer los costes de cumplimiento de cada fuente contaminante para poder imponer un estándar de cumplimiento ajustado a las características individuales de cada una de ellas.

Por otra parte, los instrumentos *market-based* incentivan a las empresas a adoptar tecnologías más baratas y eficaces para controlar la contaminación, lo que deriva en un mayor control de las emisiones, y en la eliminación de la posible desventaja para aquellas empresas que desarrollan actividades más respetuosas con el medio ambiente (Downing y White, 1986; Malueg, 1989; Milliman y Prince, 1989; Jaffe y Stavins, 1995). Para Stavins (1997), son precisamente las propiedades dinámicas de estos instrumentos sobre la innovación las que adquieren más relevancia en el largo plazo.

Los instrumentos *market-based* más utilizados son los impuestos medioambientales, los permisos negociables de contaminación, y los incentivos económicos.

Los impuestos medioambientales asignan una carga sobre una cantidad determinada de contaminación que la empresa genera². Este incremento en el coste de uso del recurso tiene como objetivo que los agentes contaminantes asuman la responsabilidad de sus emisiones (Pigou, 1920). El mecanismo de permisos negociables de contaminación desarrollado por Dales (1968), asigna un objetivo de contaminación global entre las empresas en forma de permisos repartidos, y crea un mercado en el que éstas pueden comprarlos o venderlos según sus necesidades. Por último, los incentivos financieros son subvenciones a las empresas para que inviertan en tecnología o procesos menos contaminantes. Al igual que el impuesto medioambiental, este sistema favorece una mayor eficiencia en la producción, ya que una subvención por no contaminar es otro modo de incrementar el coste efectivo de producción del que contamina. En efecto, el hecho de que la subvención reduzca el coste de las actividades ambientalmente respetuosas, supone un coste de oportunidad para aquellas que producen contaminando (Jacobs, 1991).

² Un caso especial de carga es un *deposit-refund system*, por el que los consumidores pagan un sobreprecio cuando compran un producto potencialmente contaminante, y reciben una devolución cuando retornan el producto a un centro apropiado, bien para su reciclaje o para una adecuada disposición (Bohm, 1981; Menell, 1990).

III. Instrumentos de regulación medioambiental. Implantación de las últimas directivas europeas en España

III.1. La Ley 16/2002 de Prevención y Control Integrados de la Contaminación (IPPC) en el contexto de la literatura medioambiental

La Directiva 96/61/CE, de 24 de septiembre de Prevención y Control Integrados de la Contaminación (IPPC) ha sido considerada como uno de los instrumentos de regulación medioambiental más importantes en la Unión Europea. Su aprobación viene justificada, por una parte, por la necesidad de homogeneizar el gasto en control de la contaminación, así como el resultado medioambiental de la industria en los distintos países miembros, entre los que se observa un gran desequilibrio (O'Malley, 1999; Ganzleben, 2002), y, por otra parte, porque la regulación medioambiental comunitaria y la de la mayoría de los estados miembros de la Unión Europea, incluido España, se caracterizaba por su dispersión en normas sectoriales. Es decir, establecían un control de las emisiones según el medio afectado (agua, aire o suelo), lo que favorecía en ocasiones la transferencia de contaminación desde el medio con una legislación más restrictiva hacia otro con unos límites de emisión menos exigentes. Por ello, esta directiva agrupa las normas anteriores en una sola, adoptando un enfoque integrado en la protección del medio ambiente.

Así, la Ley 16/2002 del 1 de julio de Prevención y Control Integrados de la Contaminación (Ley IPPC) traspone al ordenamiento jurídico español la Directiva 96/61/CE del mismo nombre, y su objetivo es "el establecimiento de un sistema de prevención y control integrados de la contaminación, con el fin de alcanzar una elevada protección del medio ambiente en su conjunto" (art. 1; BOE, nº157, p. 23914)³.

En concreto, la ley IPPC obliga a las instalaciones industriales afectadas a una profunda adaptación tecnológica para conseguir la denominada Autorización Ambiental Integrada antes del 30 de octubre de 2007⁴. La Autorización Ambiental Integrada establece, de forma específica para cada instalación, las condiciones de funcionamiento que se deben cumplir en relación al medio ambiente (tratamiento de residuos, uso eficiente de la energía, etc), así como los valores de emisión de contaminación que no se pueden rebasar.

En el establecimiento de estos límites de emisión para cada instalación, las autoridades competentes utilizan como referencia las Mejores Técnicas Disponibles en cada sector de actividad, es decir, aquellas técnicas más eficaces en la protección del

³ Afecta a las instalaciones de combustión, producción y transformación de metales, las industrias minerales, las industrias químicas, la industria de gestión de residuos, la industria del papel y cartón, la industria textil, la industria del cuero, las industrias agroalimentarias y explotaciones ganaderas, el consumo de disolventes orgánicos y la industria del carbono.

⁴ Para las instalaciones de nueva creación la Autorización Ambiental Integrada es ya obligatoria desde la fecha de entrada en vigor de la Ley.

medio ambiente que pueden ser aplicadas a una instalación industrial bajo unas condiciones económica y técnicamente viables. Estas técnicas se encuentran especificadas en los Documentos Europeos de Referencia sobre las Mejores Técnicas Disponibles (BREFs), que nacieron de la colaboración entre la industria y la administración. Además, las empresas están obligadas a facilitar el volumen de sustancias contaminantes que emiten a un registro de ámbito europeo (Inventario Europeo de Emisiones Contaminantes, EPER), que se hace público con el fin de que las presiones de los *stakeholders* más implicados (grupos ambientalistas e instituciones financieras fundamentalmente) estimulen una adaptación más rápida de las empresas.

En síntesis, la obtención de la Autorización Ambiental Integrada es el resultado de un proceso abierto y dinámico entre las empresas, los reguladores y otros grupos de *stakeholders*, como los grupos ambientalistas (Silvo *et al.*, 2002). Por tanto, se están poniendo de manifiesto algunos elementos de flexibilidad que permiten caracterizarla, al menos en parte, como una regulación tipo *market-based*.

Profundizando en este aspecto, se observa que en la propia exposición de motivos de la Ley se aduce que posee una vocación preventiva y de control integrado de toda la contaminación. Así, el hecho de que la Ley tenga en cuenta todas las consideraciones medioambientales conjuntamente, significa que está dando una mayor prioridad al rediseño del proceso productivo que a una mera corrección de sus consecuencias, por lo que va más allá de las soluciones de final de tubería (O`Malley, 1999). En efecto, se trata de reducir la contaminación en origen garantizando a las empresas la flexibilidad necesaria para la utilización de las mejores técnicas disponibles para cada proceso productivo. En este sentido, la implantación de estas técnicas se determina para cada instalación individual, teniendo en cuenta sus factores técnicos, económicos, las condiciones locales del medio ambiente y su situación geográfica. Sólo entonces se determinan los límites de emisión para la instalación (Cunningham, 2000).

En definitiva, cabe resaltar que la Ley no prescribe una tecnología concreta sino que realiza una aproximación caso por caso que permite un intercambio de información, habilidades y conocimiento entre la empresa y el regulador. Esta cooperación⁵, y el hecho de que sea la propia empresa la que decida en última instancia cómo alcanzar los valores límite de emisión, añade a la Ley cierta flexibilidad y la posibilidad de cumplir sus requisitos de forma coste-efectiva. Es decir, busca un equilibrio entre las normas legales y la autorregulación para alcanzar un resultado efectivo desde un punto de vista ambiental y operacional (Silvo *et al.*, 2002).

Sin embargo, a pesar de que la voluntad de la Ley, como se ha puesto de manifiesto en los párrafos anteriores, es de prevención y no de corrección, existen ele-

⁵ La cooperación es una condición necesaria para que la regulación sea flexible (Harrison, 1995). Esta es la razón por la que la regulación americana, que impone procesos y tecnologías medioambientales específicas, supone una desventaja frente a países como Canadá, en los que existe una relación más cooperativa entre la empresa y el regulador (Rugman y Verbeke, 1998).

mentos en su desarrollo y posterior implantación que han suscitado ciertas dudas sobre su verdadera vocación. Así, la determinación caso por caso de las Mejores Técnicas Disponibles para cada empresa no está exenta de cierta discrecionalidad por parte de la autoridad local, que puede estar más interesada en obtener resultados medioambientales a corto plazo que en incentivar la implantación de modernas y costosas técnicas preventivas que se encuentran en las primeras etapas de su desarrollo tecnológico. Este argumento es coherente con el establecido por Ganzleben (2003), quien señala que en el proceso de negociación que tuvo lugar para establecer las Mejores Técnicas Disponibles, la presión de algunos sectores facilitó que ciertas técnicas se orientaran finalmente hacia un diseño reactivo, de corrección más que de prevención de la contaminación. Esta idea se confirma también en el estudio de Cunningham (2000), el cual, en el análisis de algunos de los Documentos Europeos de Referencia sobre las Mejores Técnicas Disponibles, identifica técnicas que tienen que ver más con soluciones de corrección al final del proceso de la contaminación ya generada, que con eficientes y novedosas técnicas de prevención de la contaminación.

Por ello, cabría plantearse si el diseño de esta Ley es el más adecuado para incentivar políticas que verdaderamente favorezcan la innovación y que no se limiten a dar soluciones de corrección de la contaminación al final del proceso productivo. Este argumento estaría apoyado por otros sectores, que la han caracterizado como una ley más cercana a un tipo de regulación *command-and-control* (Oficina Británica de Ciencia y Tecnología, Postnote, 2004). Su justificación se basa en el uso de tres instrumentos que han sido analizados por la literatura como clásicas herramientas *command-and-control* tales como: Los límites de emisión forzosos (*performance-based*), la imposición de un determinado tipo de tecnología (*technology-based*) y la utilización de una licencia o permiso, como es la Autorización Ambiental Integrada (Tietenberg, 1985; Cleff y Rennings, 1999; Nash y Enrenfeld, 1997).

III.2. Los instrumentos basados en la información. El Registro Europeo de emisiones contaminantes (EPER)

Stavins (2003) define los instrumentos *market-based* como: “aquellos aspectos de la regulación que incentivan un determinado comportamiento a través de señales de mercado, en lugar de utilizar directivas explícitas que impongan determinados métodos o niveles de control de la contaminación”.

Dentro de los límites de esta definición emerge lo que Tietenberg (1998), Tietenberg y Wheeler (2001) o Cohen (2002), entre otros, han denominado la tercera ola de la regulación ambiental, basada en el uso de instrumentos quasi-regulatorios como la revelación de información (*information disclosure*) al público acerca de la polución generada individualmente por las empresas. Las estrategias de revelación de información medioambiental consisten en “intentos públicos o privados de incre-

mentar la disponibilidad de información sobre la contaminación en trabajadores, consumidores, accionistas y el público en general” (Tietenberg y Wheeler, 2001). El ejemplo más conocido de este tipo de iniciativas es la base de datos *Toxic Release Inventory* (en adelante TRI), promovida en Estados Unidos por la *Emergency Planning and Community Right to Know Act* en 1986. Este programa publicó por primera vez en 1989 las cantidades individuales emitidas de hasta 300 compuestos químicos nocivos por cada una de las empresas afectadas.

En el contexto europeo, el acceso público a un inventario de emisiones contaminantes se plantea por primera vez mucho más tarde, formando parte de la directiva 96/61/EC de Prevención y Control Integrados de la Contaminación. El desarrollo de este planteamiento se concreta en el Registro Europeo de Emisiones Contaminantes (Registro EPER), que tiene como objetivo inventariar y publicar cada tres años las emisiones individuales a la atmósfera y al agua de 50 tipos de sustancias contaminantes. En concreto, el EPER especifica la polución procedente de aquellos complejos industriales afectados por la Directiva 96/61/EC cuyas emisiones hayan superado determinado límite de notificación. Fue publicado en febrero de 2004, con la información correspondiente a las emisiones generadas en el año 2001. En el caso español, el registro EPER España (Registro estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes) incluye información relativa a 1414 instalaciones industriales cuyas emisiones han superado los umbrales de notificación especificados en la Decisión 2000/479/EC para cada tipo de sustancia.

Estos umbrales no son valores límite de emisión, por lo que los datos públicos no suponen necesariamente un incumplimiento de la legislación medioambiental. Sin embargo, permiten satisfacer el denominado *right-to-know*, referido al derecho de los ciudadanos a conocer en qué medida les afectan los riesgos derivados de la contaminación (Cohen, 2001; 2002). Tietenberg y Wheeler (2001) establecen que la información acerca de los riesgos medioambientales está asimétricamente distribuida. De acuerdo con estos autores, es improbable que aquellos que contaminan compartan con las víctimas esta información en ausencia de presión externa que les obligue a hacerlo. Por tanto, la obligación de revelar la contaminación, representa un vehículo de regulación medioambiental que mitiga las asimetrías de información.

El efecto derivado de la satisfacción del *right-to-know* es lo que hace de estas estrategias un instrumento de control de la polución. Existe un gran número de estudios que demuestran que la revelación de información medioambiental tiene un efecto significativo sobre el comportamiento de las empresas (Arora y Cason, 1996; Khanna, Quimio y Bojilova, 1998; Konar y Cohen, 1997; Maxwell, Lyon y Hackett, 2000). Las razones que justifican este efecto pueden ser encontradas en la teoría institucional, que estudia la influencia de las presiones sociales y culturales sobre las prácticas de las organizaciones. La teoría institucional establece que la conformidad con las expectativas sociales determina la supervivencia y el éxito organizativo de las empresas (Baum y Oliver, 1991; Carroll y Hannan, 1989). Las organizaciones tien-

den a homogeneizar sus conductas para responder a fuerzas coercitivas de su campo organizacional que imponen cierta estandarización (DiMaggio y Powell's, 1983; Scott, 1992). En relación al comportamiento medioambiental, la regulación basada en estándares fue el factor de presión más relevante al principio (Henriques y Sadorsky, 1999; Hart, 1995, Jaffe *et al.*, 1995). Sin embargo, dos fuerzas coercitivas han cobrado importancia en los últimos años: las presiones de mercado y las presiones sociales. Las presiones de mercado tienen que ver con la información medioambiental disponible por parte de los consumidores, empresas e inversores (Konar y Cohen, 1997; Bowen, 2000). Las presiones sociales reflejan las expectativas de grupos medioambientalistas, medios de comunicación, etcétera (Henriques y Sadorsky, 1999; Hoffman, 2000). Precisamente, los mecanismos de regulación basados en la información intentan modificar la conducta de las empresas utilizando estos dos factores de presión a su favor.

En efecto, la revelación de información acerca de las emisiones contaminantes hace de la comunidad un participante activo en el proceso de regulación (Tietenberg y Wheeler, 2001). Esta revelación favorece que los diferentes grupos de interés medioambiental (consumidores, grupos medioambientalistas, entidades financieras, compañías de seguros e inversores) ejerzan presión para disciplinar el comportamiento de las empresas (Cohen, 1999; 2001; Lanoie, Laplante y Roy, 1998; Maxwell, Lyon y Hackett, 2000). La ausencia de información provoca que los inversores perciban que el riesgo medioambiental es igual para todas las empresas (Toms, 2002). Por tanto, la satisfacción del *right-to-know* permite que los inversores ajusten sus expectativas sobre el valor de las empresas apropiadamente en función del riesgo medioambiental percibido (Feldman, Soyka y Ameer, 1996). Esto significa que los inversores tienen nuevos elementos de juicio para escoger su *portfolio*, lo que supondrá un elemento de presión para disciplinar a las empresas (Konar y Cohen, 1997). Por otra parte, la satisfacción del *right-to-know* permite, por ejemplo, ajustar las primas exigidas por las entidades aseguradoras y por las entidades financieras (Delmas, 2001). De esta forma, cuando los datos de emisión se hacen públicos, la repercusión para las empresas más contaminantes ya no se limita a una potencial sanción, sino que incluye tanto un posible aumento de costes como una posible disminución de su reputación, de sus ventas, o de su valor de mercado (Hamilton, 1995; Lanoie, Laplante y Roy, 1998).

En ese sentido, la revelación de los datos de contaminación a través de la base de datos TRI ha sido objeto de varios estudios de eventos que concluyen que aquellas empresas con emisiones TRI sufrían una disminución media en el valor de sus acciones de un 0,3% (Hamilton, 1995). Konar y Cohen (1997), por su parte, comprobaron que estas reducciones en el precio de las acciones provocadas por el TRI se trasladaban posteriormente en reducciones significativas de las emisiones tóxicas. Por último, Khanna, Quimio y Bojilova (1998), detectaron una repercusión negativa y significativa en los años posteriores a la publicación de la TRI, especialmente en

aquellas empresas que empeoraron su resultado ambiental en el tiempo en relación a sus competidores.

La constatación de que la publicación de los datos de contaminación de las empresas repercute significativamente en el resultado financiero de las mismas, permite afirmar que el Registro Europeo de Emisiones (EPER) y, en concreto, el EPER en España, puede ser un instrumento eficaz en el control de las externalidades medioambientales de las empresas. La nueva información señala a los *stakeholders* la posición competitiva de la empresa en el futuro, lo cual puede desencadenar el mecanismo disciplinario necesario para que las empresas internalicen voluntariamente al menos una parte de sus emisiones.

Además de ser efectivos en la reducción de las emisiones tóxicas, los instrumentos basados en la deliberada revelación pública de información, resultan para los gobiernos menos costosos de implantar que otro tipo de regulaciones (Cohen, 2001; 2002), y, al igual que ocurre con otros instrumentos flexibles o *market-based*, la revelación de información permite a las empresas cumplir con los estándares medioambientales de una manera más coste-efectiva (NCEE, 2003).

III.3. El mercado de permisos negociables de contaminación. Cumplimiento del Protocolo de Kyoto en la Unión Europea

El estudio del mecanismo de Permisos negociables de contaminación comenzó hace casi cuatro décadas, cuando fue diseñado como un instrumento para asignar un objetivo global de control de la contaminación entre las empresas. Crocker (1966) y Dales (1968) desarrollaron independientemente la idea de utilizar permisos transferibles de contaminación para asignar un objetivo de contaminación entre distintas fuentes. Posteriormente, Montgomery (1972)⁶ aportó la primera prueba rigurosa de que este sistema podía suponer una política coste efectiva.

Este objetivo de contaminación se establece en forma de permisos repartidos, de esa manera, aquellas empresas que contaminan por debajo de este nivel pueden vender sus permisos a otras empresas que los necesiten o utilizarlos para asumir sus propios excesos de contaminación (Hahn y Stavins, 1991).

Desde su desarrollo, este sistema ha sido aplicado con éxito sobre todo en Estados Unidos, y su estudio ha despertado un interés creciente por parte de la literatura económica y medioambiental (Tietenberg, 1980; 1985; Stavins, 1995; 2003).

De acuerdo con ésta, las ventajas de este instrumento se derivan, en primer lugar, del menor coste de hacerlo cumplir⁷, ya que no es necesario medir los daños margi-

⁶ Gran parte de la literatura de los permisos negociables se basa en el tratamiento de Coase del problema de las externalidades (Coase, 1960)

⁷ En el caso de la Unión Europea, la comisión estima unos ahorros de 1700 millones de euros anuales en relación a otras políticas, y hasta 3 billones de euros en lugar de que cada país trate de alcanzar el objetivo unilateralmente (Capros y Mantzos, 2000).

nales por unidad de contaminación (Tietenberg, 1990); en segundo lugar, se puede determinar con certeza el nivel de contaminación en función del número de permisos que se sacan al mercado⁸ (West y Wolverton, 2003); por último, ofrece mayores incentivos para la adopción de tecnologías limpias que los instrumentos *command-and-control* (Milliman y Prince, 1989).

Desde el punto de vista de la empresa, este sistema permite que aquellas con costes de reducción más altos puedan comprar permisos adicionales en el mercado si los precios son más bajos que los costes de implementar medidas internas, mientras que para aquellas otras con costes de reducción menores supone un incentivo a reducir sus emisiones más allá de sus objetivos para vender el excedente y obtener un beneficio (Tietenberg, 1990; Stavins, 1998). Es precisamente esta flexibilidad en el modo de reducir las emisiones lo que lo convierte en un instrumento coste efectivo (Christiansen, 2003)

Este es el caso de los mecanismos que se proponen para el cumplimiento del denominado Protocolo de Kyoto. Este instrumento jurídico, que fue adoptado por Naciones Unidas en 1997⁹, y ratificado por la Unión Europea en abril de 2002, supone la mayor respuesta internacional ante los retos que plantea el cambio climático. El Protocolo de Kyoto establece, por primera vez, objetivos concretos de reducción de emisiones de efecto invernadero en los principales países desarrollados y con economías de transición, a través de una serie de mecanismos de flexibilidad entre los que destaca el comercio de emisiones de dióxido de carbono (CO₂)¹⁰.

Este mecanismo ha adquirido una relevancia especial en la Unión Europea, a través de la Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo, de 13 de octubre de 2003, a partir de la cual se establece el régimen legal y normativo para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. En concreto, a partir de enero de 2005, las emisiones de CO₂ procedentes de instalaciones dedicadas a la generación de electricidad y calor, refino, metalurgia, fabricación de cemento, papel, vidrio y cerámica están obligadas a disponer de derechos de emisión de CO₂ por una cantidad idéntica a las emisiones que realicen a lo largo del año.

El objetivo de esta directiva, con la que la Unión Europea se adelanta al resto de países en el cumplimiento del Protocolo de Kyoto, es que los estados miembros cumplan con el compromiso de reducción de emisiones que asumieron al ratificarlo. En

⁸ En el caso del mercado de emisiones europeo, un permiso es igual a una tonelada de CO₂ o equivalente.

⁹ Ratificado por un total de 123 países desarrollados. Para su entrada en vigor exigía la ratificación de 55 países que representen el 55 % de las emisiones de gases de efecto invernadero. La ratificación final de Rusia hizo que Kyoto saliera adelante, a pesar del rechazo de Estados Unidos.

¹⁰ Los otros dos son el Mecanismo de Desarrollo Limpio (CDM) y la Implementación Conjunta (JI). CDM y JI permiten a cada país, bajo ciertas condiciones, contabilizar como suyas reducciones de emisiones obtenidas mediante inversiones en otros países (Latinoamérica y Europa del Este). En concreto, los MDL o CDM permiten obtener créditos de emisión a través de la inversión en proyectos de reducción de emisiones en países no incluidos en el protocolo, mientras que los proyectos de aplicación conjunta (JI) permiten obtener créditos equivalentes a los CDM, pero por proyectos en países que han firmado Kyoto, sobre todo del antiguo bloque soviético.

concreto, a la Unión Europea se le asignó una reducción global de un 8 % por debajo de los niveles de 1990, que fue posteriormente redistribuido entre los distintos estados miembros en función de su desarrollo económico. El reparto suponía la capacidad de aumentar las emisiones en algunos países y la obligatoriedad de reducirlas en otros. En el caso de España, el compromiso adoptado la obliga a no poder incrementar sus emisiones de CO₂ más allá de un 15 % sobre los niveles de 1990. Aunque este objetivo pudiera parecer ventajoso al principio, la realidad es que las emisiones actuales superan en más de un 45% las de 1990, siendo el país europeo que más se aleja del compromiso adquirido.

Este desfase, unido a la obligatoriedad del instrumento, por el cual las empresas deben acometer inversiones en tecnologías limpias para reducir sus emisiones, o bien soportar en su cuenta de resultados el coste de los derechos de emisión necesarios para continuar con su actividad productiva, ha provocado cierta alarma entre las empresas llegando algunas a amenazar con despidos masivos, o decisiones de deslocalización.

Sin embargo, esta visión no tiene en cuenta que un instrumento que pone precio a las emisiones contaminantes genera un incentivo para que las empresas encuentren formas más baratas de reducirlas (Ocaña, 2003). Desde esta perspectiva dinámica, asociada a lo que en literatura se ha denominado como hipótesis Porter (Porter y Van der Linde, 1995), los efectos de estas innovaciones sobre los costes y la posición competitiva de la empresa pueden suponer una ventaja competitiva sobre los rivales.

Por otra parte, hemos de considerar la importancia de la anticipación tecnológica a la hora de adaptarse a un instrumento que pone precio a la contaminación. De hecho, las empresas potencialmente vendedoras de permisos son aquellas que tienen acceso a posibilidades técnicas de reducción de emisiones más baratas, lo cual, a su vez, depende de la tecnología que posee la empresa (Markussen y Svendsen, 2005). En este sentido, hay que tener en cuenta que la fijación por parte de la directiva de unos techos absolutos de emisiones contaminantes a conseguir en unos períodos predeterminados (cada cinco años), y dados los plazos de maduración generalmente más largos de las nuevas tecnologías que se necesitan para reducir las emisiones, favorece a las empresas que se hayan anticipado mediante tecnologías preventivas. Así, aquellas empresas con una menor dotación de tecnologías de prevención, podrían sufrir *deseconomías*¹¹ al tratar de rediseñar sus procesos rápidamente para adaptarse a la legislación, o a mantenerse a la expectativa en condiciones de operación ineficiente, optando por estrategias de corrección al final del proceso o reactivas, que, si bien a corto plazo resultan más accesibles y menos costosas, resultan poco rentables a largo plazo, puesto que dejan inalterados los productos y procesos, pospo-

¹¹ Las empresas que responden tarde deberán afrontar las denominadas *deseconomías de compresión de tiempo* (Dierickx y Cool, 1989; Nehrt, 1996, 1998), ya que necesitarán implementar las tecnologías ambientales más rápido, lo que puede resultar en *disrupciones* en el proceso productivo.

niendo la inversión en nuevos desarrollos. En definitiva, si la nueva regulación deja un plazo breve para adaptarse, sólo las empresas que se hayan anticipado serán capaces de implementar las tecnologías de prevención necesarias, ya que éstas llevan más tiempo de implementación que las tecnologías de control (Nehrt, 1996, 1998).

En relación a la asignación de permisos, debemos considerar que más allá de lo intrínsecamente contaminante que sea una empresa, la cantidad de contaminación que ésta necesitará comprar para continuar con su actividad productiva dependerá de cómo ésta haya sido distribuida individualmente por parte del gobierno. De hecho, se ha llegado a la conclusión de que es el principal problema en la introducción y posterior implantación de esta política (Barde, 1995). La asignación determina el potencial de la empresa a la hora de capitalizar su potencial de reducción de CO₂ y por la misma razón, su vulnerabilidad cuando sus posibilidades de reducción son escasas. Esta es la razón por la que la asignación está sujeta a la presión de los distintos sectores implicados (Woerdman, 2000) y es vulnerable a cierta politización¹² (Anderson *et al.*, 1999; Heller, 1998).

Por este motivo, el sistema más justo y menos vulnerable a la presión de los sectores es el de la subasta de permisos, que obliga a las empresas a pagar por todos los permisos que necesitan (principio de quien contamina paga), lo que garantiza a los nuevos entrantes la compra de permisos en las mismas condiciones que las empresas existentes (Svendsen, 2003; Vesterdal, 2004) y evita la comprometida decisión de cómo realizar la distribución de los permisos (Svendsen, 2003).

Sin embargo, ninguno de los dos grandes mercados de permisos negociables implantados hasta el momento, en Estados Unidos y en la Unión Europea, han optado por este sistema. En ambos casos, la presión de los sectores afectados (Svendsen, 2003; Christiansen, 2003) ha hecho que se optara finalmente por el denominado *grandfathering*, un criterio de asignación basado en las emisiones históricas¹³ y en ciertos estándares de resultado o *benchmarks*, y mediante el cual se reparten gratuitamente todos o una gran parte de los permisos (Svendsen, 1998; Markussen and Svendsen, 2005). Este sistema minimiza los costes privados de reducción para la industria y crea una barrera financiera a la entrada a los nuevos entrantes, los cuales tendrán que comprar todos los permisos que necesiten a las empresas existentes (Tietenberg, 1985; Svendsen, 1998, 2003; Daugbjerg y Svendsen, 2001; Vesterdal y Svendsen, 2003). Además, en el caso europeo, la asignación se dejó finalmente a los gobiernos de cada país, permitiendo así cierta flexibilidad al tener en cuenta las condiciones nacionales (Markussen y Svendsen, 2005).

¹² En el caso de la Unión Europea, la cantidad total de permisos de CO₂ que van a ser asignados solamente en el sector energético es de 950 millones de toneladas. Esto quiere decir que con un precio estimado a la baja de 15 euros por tonelada, la suma total a distribuir es de 14 billones al año (Varming *et al*, 2000), lo que da una idea de la importancia de lo que se asigna.

¹³ En el mercado de emisiones europeo se ha tenido en cuenta también para algunos casos las denominadas las proyecciones o producción futura. Promedio entre 2000 y 2002, las empresas que en 2005 contaminen más tendrán que comprar contaminación.

IV. Conclusiones

Desde comienzos del siglo pasado, el paradigma económico ha tratado el problema de las externalidades negativas sobre el medio natural. En la actualidad, existe un amplio acuerdo por parte de la comunidad científica en que la actividad humana, desde la revolución industrial, ha provocado, entre otras formas de contaminación, un incremento en la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera a una velocidad mucho mayor que en cualquier otro periodo histórico precedente. Esta concentración está vinculada estrechamente con la subida de la temperatura global en la superficie del planeta y el aumento de ciertos fenómenos climáticos extremos.

Sin embargo, frente a los beneficios sociales de que las empresas asuman sus externalidades, es necesario considerar los recursos destinados por el regulador para alcanzar un nivel de protección medioambiental eficiente, así como los posibles efectos que la adaptación de los procesos productivos tienen sobre la capacidad competitiva de las empresas.

El reto de hacer compatible la protección medioambiental con el crecimiento económico adquiere especial importancia en países como España, que aún deben crecer hasta alcanzar el grado de desarrollo relativo que le corresponde en nuestro entorno socioeconómico más cercano. El desfase entre los objetivos comprometidos en el Protocolo de Kyoto y las emisiones actuales en el país, dan muestra del esfuerzo que deben realizar las empresas para adaptarse. En este contexto, la variable medioambiental cobra un carácter estratégico, y resulta esencial el estudio de las herramientas que permiten un acomodo menos traumático de los procesos productivos de las empresas a las exigencias de la nueva regulación.

Así, a pesar de que el objetivo de la Ley de Prevención y Control Integrados de la contaminación (IPPC) es tratar de ir más allá de una estricta solución *command-and-control*, favoreciendo la cooperación entre la empresa y el regulador a la hora de implantar las mejores técnicas disponibles, se ha observado en el diseño de estas últimas cierta preponderancia de las medidas reactivas. Por ello, se plantean dudas acerca de la idoneidad de esta ley a la hora de incentivar políticas que verdaderamente favorezcan la innovación y que no se limiten a dar soluciones de corrección de la contaminación al final del proceso productivo.

Por otra parte, el Registro Europeo de Emisiones Contaminantes (EPER) representa un mecanismo regulatorio que se apoya en la mayor exigencia de la sociedad (consumidores, inversores, grupos ambientalistas, etcétera) hacia el medio ambiente para disciplinar a las empresas. Si, como ha ocurrido en Estados Unidos con la base TRI, la publicación de los datos de contaminación de las empresas repercute significativamente en el resultado financiero de las mismas, el Registro Europeo de Emisiones (EPER) puede ser un instrumento eficaz en el control de las externalidades, además de resultar menos costoso de implantar que otros instrumentos regulatorios.

Por último, el establecimiento de un mecanismo de permisos negociables como el establecido en la Unión Europea para cumplir los compromisos adquiridos al ratificar

el Protocolo de Kyoto, disminuye los costes de hacer cumplir a las empresas con sus límites de emisión (Tietenberg, 1990), aporta a las empresas una posibilidad de adaptación coste efectiva (Christiansen, 2003) e incentiva la adopción de tecnologías eficientes (Milliman y Prince, 1989). Precisamente este enfoque dinámico, que en literatura medioambiental se ha tratado como hipótesis Porter, permite reducir los costes de adaptación de las empresas.

En consecuencia, ante la previsión de que el número de derechos gratuitos que se distribuyen disminuirá en el segundo periodo de reparto (2009-2012), lo que obligará a las empresas a comprar un mayor porcentaje para continuar con su actividad, y que éstos serán más caros al aumentar su demanda, la política más eficaz contra una posible merma de la capacidad competitiva de las empresas, es la inversión en tecnología que reduzca la dependencia de la compra de permisos en el futuro.

Bibliografía

- ANDERSON, L. R. y S. L. S. (2000), "Choosing Winners and Losers in a Classroom Permit Trading Game", 67(1): 212-219.
- ARORA, S. y CASON, T.N. (1996), "Why do firms volunteer to exceed environmental regulations? Understanding participation in EPA's 33/50 program", *Land Economics*, 72 (4): 413-432
- BARDE, J. (1995), *Implementing Environmental Taxes in OECD Countries: Lessons From Experience and Current Issues*, Report at Environmental Protection Vision Symposium in November
- BARTON, J. (1999), "Sectoral restructuring and environmental management in the EU iron and steel sector", *European Environment*, 9: 142-153
- BAUM, J. y OLIVER C. (1991), "Institutional linkages and Organizational mortality", *Administrative Science Quarterly*, 36: 187-218
- BAUMOL y OATES (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge: University Press.
- BOHM, P. (1981), *Deposit-Refund Systems. Resources for the Future*, Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.
- BOWEN, R., CASTANIAS, R. y DALEY, L. (1983), "Intra-Industry effects of the accident at Tree Mile Island", *Journal of Financial and Quantitative Analysis*, 18 (1), 87-111
- CAIRNCROSS, F. (1994), "The challenge of going green", *Harvard business Review* (July-August): 40-41
- CAPROS, P y MANTZOS L. (2000), "The European energy outlook to 2010 and 2030", *International Journal of Global Energy Issues*, 14, 137-154.
- CARROLL, G. y HANNAN M. (1989), "Density dependence in the evolution of population of newspapers", *American Sociological Review*, 54: 524-541

- CLARKE, R. (1994), "The challenge of going green", *Harvard business Review*, (July-August), 37-38
- CHRISTIANSEN, A.C. y J. WETTESTAD (2003), "The EU as a frontrunner on greenhouse gas emissions trading: how did it happen and will the EU succeed?", *Climate Policy*, 3 (1): 3-18
- CLEFF, T. y RENNINGS, K. (1999), "Determinants of environmental product and process innovation", *European environment*, 9
- COASE, R. (1960), "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3
- COHEN, M. A. (1999), "Monitoring and Enforcement of Environmental Policy", en Tom Tietenberg y Henk Folmer (Eds.), *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*, Vol. III. Cheltenham: Edward Elgar publishers
- (2001) "Information as a Policy Instrument in Protecting the Environment: What Have We Learned?", *Environmental Law Reporter*, 31: 10425-10434
- (2002), "Transparency after 9/11: Balancing the "Right-to-Know" with the Need for Security", *Corporate Environmental Strategy*, 9: 368-378
- COHEN, M. A. y SANTHAKUMAR, V. (2002), "Information Disclosure as Environmental Regulation: A Theoretical Analysis", papeles de trabajo: Vanderbilt University
- CROCKER, T. (1966), *The structuring of atmospheric pollution control systems. The economics of air pollution*. H. Wolozin. Nueva York, W. Norton & Co: 61-86.
- CUNNINGHAM, D. (2000), "IPPC, BAT and voluntary agreements", *Journal of Hazardous Materials*, 78: 105-121
- DALES, J. (1968), *Pollution, Property and Prices*, Toronto: University Press.
- DAUGBJERG, C. y SVENDSEN, T. (2001), *How should green taxation be designed?* Escrito para, 5th Nordic Environmental Research Conference: The Ecological Modernisation of Society, 14-16 June 2001, University of Aarhus. Aarhus: Department of Political Science, University of Aarhus. 21
- DELMAS, M. (2001), "Stakeholders and competitive advantage: the case of ISO 14001", *Production and Operations Management*, 10 (3): 343-358
- DIERICX, I. y COOL, K. (1989), "Asset Stock Accumulation and sustainability of Competitive Advantage", *Management Science*, 35, 1504-1511
- DIMAGGIO, P.W. y POWELL, W. (1983), "The iron cage revisited: Institutional isomorphism and collective rationality in organizational fields", *American Sociological Review*, 48, 147-160
- DOWNING, P y WHITE, L. (1986), "Innovation in pollution control", *Journal of environmental economics and management*, 13, 18-29
- FELDMAN, S. J.; SOYKA, P y AMEER, P. (1996), "Does improving a firm's environmental management system and environmental performance result in a Higher stock price?", *Journal of investing*, 6 (4): 87-97
- GANZLEBEN, C. (2002), "Integrated Pollution Prevention and Control: A Dri-

- ver for Innovation in the European Union?”, Oikos PhD Summer Academy 2002-Sustainability, Corporations and Institutional Arrangements.
- GRAY, W. y RONALD J. SHADBEGIAN (1995), “Pollution Abatement Costs, Regulation, and Plan-Level Productivity,” NBER Working Papers 4994, National Bureau of Economic Research, Inc.
- HAMILTON, J. T. (1995), “Pollution as News: Media and stock market reactions to the toxics release inventory data”, *Journal of Environmental Economic and Management*, 28, 98-113
- HAHN, R. (1989), “Economics prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor’s orders”, *Journal of economics perspectives*, 3 (2), 95-114
- HAHN, R. y STAVINS, R. (1992), “Economics incentives for environmental protection: Integrating Theory and Practice”, *American Economic Review*, 82, 464-468.
- HARRISON, K. (1995), “Is cooperation the answer? Canadian environmental enforcement in comparative context”, *Journal of policy analysis and management*, 14, 221-244
- HART, S. (1995), “A natural resource based view of the firm”, *Academy of Management Review*, 20: 986 –1014
- HELLER, T. (1998), “The Path to EU climate policy”, en J. Golub (ed)., *Global competition and EU environmental policy*, Londres: Routledge: 108-141
- HENRIQUES I. y SADORSKY P. (1999), “The relationship between environmental commitment and managerial perceptios of stakeholder importance”, *Academy of Management Journal*, 42 (1): 87-99
- HOFFMAN, A. (2000), *Competitive environmental strategy: a guide to changing business landscape*, Washington, D.C.: Island Press.
- JACOBS, M. (1991), *The Green Economy: Environment, Sustainable development and the politics of the future*, Londres: Pluto Press.
- JAFFE, A. y STAVINS, R. (1995), “Dynamics incentives of environmental regulations: The effect of alternative policy instruments on technology diffusion”, *Journal of environmental economics and management*, 29 (3), 43-63
- JAFFE, A., PETERSON, S., PORTNEY, P. y STAVINS, R. (1995), “Environmental regulation and the competitiveness of U.S. Manufacturing: What does the evidence tell us?”, *Journal of economic literature*, 23 (1), pp.132-163.
- JAFFE, A., NEWELL, R.,STAVINS, R. (2003), “Technological change and the environment”, en Maler, K y Vincent, J (eds.) *Handbook of Environmental Economics*, 1, North Holland
- KHANNA, M., QUIMIO, W. y BOJILOVA, D. (1998), “Toxic Release Information: A Policy Tool for Environmental Protection”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 243-266
- KONAR, S. y COHEN M. A. (1997), “Information as regulation: the effect of community right to know laws on toxic emissions”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 32: 109-124.

- LANOIE, P., LAPLANTE, B. y ROY, M. (1998), "Can Capital Markets Create Incentives for Pollution Control?", *Ecological Economics*, 26 (1): 31-41.
- MALUEG, D. (1989), "Emission credit trading and the incentive to adopt new pollution abatement technology", *Journal of environmental economics and management*, 16 (1), 52-57
- MARKUSSEN, P. y SVENDSEN, G. (2005), "Industry lobbying and the political economy of GHG trade in the European Union", *Energy Policy*, 33 (2), January: 245-255
- MAXWELL, J. W.; LYON, T. P. y HACKETT, S. C. (2000), "Self-regulation and social welfare: the political economy of corporate environmentalism", *The Journal of Law and Economics*, 43 (2): 583-617
- MENELL, P. (1990), "Beyond the throwaway Society: an incentive approach to regulating municipal solid waste", *Ecology law quarterly*, 17: 655-739.
- MILLIMAN, S y PRINCE, R. (1989), "Firm incentives to promote technological change in pollution control", *Journal of environmental economics and management*, 16 (19), 56-57
- MONTGOMERY, W. D. (1972), "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs", *Journal of Economic Theory*, 5(3): 395-418
- National Center for Environmental Economic (NCEE), 2003
- NASH J. y EHRENFELD, J. (1997), "Codes of environmental management practice: assessing their potential as a tool for change", *Annual Review of Energy and Environment*, 22, 487-535.
- NEHRT, C. (1996), "Timing and intensity effects of environmental investments", *Strategic Management Journal*, 17: 535-547
- (1998) "Maintainability of first mover advantages when environmental regulations differ between countries", *Academy of Management Review*, 23 (1), 77-97
- OCAÑA PÉREZ DE TUDELA, C. (2003), *El impacto del Protocolo de Kyoto sobre la economía española*, Cátedra SAMCA de regulación y competencia de la Universidad de Zaragoza. Disponible en: <http://catedrasamca.unizar.es/archivos/OCANA-emisiones.pdf>
- O'MALLEY (1999), "The integrated Pollution and Control (IPPC) Directive and its implications for the environment and industrial activities in Europe", *Sectors and Actuators*, 59, 78-72
- PATON, B. (2000), "Voluntary environmental initiatives and sustainable industry", *Business Strategy and the Environment*, 9, 328-338
- PIGOU, A.C. (1920), *The Economics of Welfare*, Londres: Macmillan.
- PORTER, M. y VAN DER LINDE, C. (1995), "Green and competitive: Ending the stalemate", *Harvard Business Review*, 73 (5), 120-134
- POSTNOTE (2004) Parliamentary Office of Science and Technology, UK. Environmental Policy and innovation. enero, 212

- RUGMAN, A. y VERBEKE, A. (1998), "Corporate strategies and environmental regulations: An organizing framework", *Strategic Management Journal*, 19(4): 363-75
- SCOTT, W. R. (1992), *Organizations: rational, natural, and open systems*. Englewood Cliffs. N.J., Prentice Hall
- SILVO, K., MELANEN, M., HONKASALO, A., RUONALA S. y LINDSTRÖM, M. (2002), "Integrated Pollution Prevention and Control-The finish approach", *Resources, Conservation and Recycling*, 35, 45-60
- STAVINS, R (1997), "Policy Instruments for Climate Change: How Can National Government Address a Global Problem", The University of Chicago Legal Form
- (1998) "What Can We Learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO2 Allowance Trading," *Journal of Economic Perspectives*, Summer 1998, 69-88.
- (2003) "Market-Based Environmental Policies: What Can We Learn from U.S. Experience (and Related Research)?", Resources for the Future Discussion Paper 03-43, Washington DC
- (2003) "Experience with market-based environmental policy instruments", in: *Handbook of Environmental Economics*, 1, Maler, K and Vincent, J (eds.), North Holland
- STEWART, R. (1993), "Environmental regulation and international competitiveness", *Yale Law Journal*, 102,2039-2106
- SVENDSEN, G.T. (1998), *Public choice and environmental regulation: Tradeable permits systems in the United States and CO2 Taxation in Europe*, Cheltenham, Edward Elgar.
- (2003), *The Political Economy of the European Union: Institutions, Policy and Economic Growth*, Cheltenham, Edward Elgar.
- TIETENBERG, T. (1980), "Transferable discharge permits and the control of stationary source air pollution: A survey and Sinthesis", *Land economics*, 56, 391-416
- (1985), "Emission trading: an exercise in reforming pollution policy", Nueva York: Harper Collins.
- (1988), *Environmental and Natural resource Economics*, Nueva York: Harper Collins Publishers.
- (1990), "Economics instruments for environmental", *Oxford review of economic policy*, 6 (1) 17-33
- (1995), *Environmental and Natural Resource Economics*, Chicago: Scott Foresman, (4th Edition)
- (1998), "Disclosure Strategies for Pollution Control", *Environmental and Resource Economics*, 11 (3-4), 587-602
- y WHEELER, D. (2001), "Empowering the Community: Information Strategies for Pollution Control", en Folmer, H., Gabel, H. Gerking, S. y Rose, A.

- (eds.). *Frontiers of Environmental Economics*. Cheltenham, Edward Elgar: 85-120
- TOMS, J.S. (2002), "Firms resources, quality signals and the determinants of corporate environmental reputation: some UK evidence", *British Accounting Review*, 34: 257-282
- VARMING, S., ERIKSEN, P., GROHNHEIT, P., NIELSEN, L., SVENDSEN, G. y VESTERDAL, M. (2000), *CO_2 Permits in Danish and European energy policy*, Riso, R-1184(EN), Riso National Laboratory, Roskilde, disponible en: www.Risoe.dk/rispubl/SYS/ris-r-1184.htm
- VESTERDAL, M. y SVENDSEN, G. (2003), "EU Emission Trading: Starting with Carbon Dioxide", *Energy and Environment*, 14, 397-406.
- WEST, S. y WOLVERTON, A. (2003), "Market based Policies for pollution control in Latin America", escrito de trabajo, marzo: National Center for Environmental Economic (NCEE), US Environmental Protection Agency.
- WOERDMAN, E. (2000), "Implementing the Kyoto protocol: Why JI and CDM show more promise than international emissions trading", *Energy Policy*, 28(1): 29-38.