

segunda edición

# Introducción a la economía ambiental



**DIEGO AZQUETA**

**Coautores: Mauricio Alviar  
Lilia Domínguez  
Raúl O'Ryan**

**Mc  
Graw  
Hill**

# **INTRODUCCIÓN A LA ECONOMÍA AMBIENTAL**

**Segunda edición**



# INTRODUCCIÓN A LA ECONOMÍA AMBIENTAL

**Segunda edición**

**DIEGO AZQUETA OYARZUN**

Catedrático de Fundamentos del Análisis Económico  
Universidad de Alcalá

**Mauricio Alviar Ramírez**

Universidad de Antioquia

**Lilia Domínguez Villalobos**

Universidad Nacional Autónoma de México

**Raúl O’Ryan**

Universidad de Chile



**MADRID • BOGOTÁ • BUENOS AIRES • CARACAS • GUATEMALA • LISBOA • MÉXICO  
NUEVA YORK • PANAMÁ • SAN JUAN • SANTIAGO • SÃO PAULO  
AUCKLAND • HAMBURGO • LONDRES • MILÁN • MONTREAL • NUEVA DELHI • PARÍS  
SAN FRANCISCO • SIDNEY • SINGAPUR • SAN LUIS • TOKIO • TORONTO**

## **INTRODUCCIÓN A LA ECONOMÍA AMBIENTAL. Segunda edición**

No está permitida la reproducción total o parcial de este libro, ni su tratamiento informático, ni la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, por registro u otros métodos, sin el permiso previo y por escrito de los titulares del Copyright.

DERECHOS RESERVADOS © 2007, respecto a la segunda edición en español, por  
McGRAW-HILL/INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S. A. U.  
Edificio Valrealty, 1.ª planta  
Basauri, 17  
28023 Aravaca (Madrid)

ISBN: 978-84-481-6058-6  
Depósito legal: M.

Editor: José Ignacio Fernández  
Técnico editorial: Amelia Nieva  
Diseño de Cubierta: CD-Form  
Compuesto en: Gráficas Blanco, S. L.  
Impreso por.

IMPRESO EN ESPAÑA - PRINTED IN SPAIN

Una vez fijados los objetivos sociales en términos de una determinada calidad de los servicios de la biosfera, es necesario conseguir que los agentes implicados en el proceso de degradación ambiental modifiquen su comportamiento, de forma que se alcancen las metas propuestas. No es ésta tarea fácil, teniendo en cuenta no sólo la multitud de agentes implicados, sino las propias características de los problemas ambientales abordados (tal y como se vio en el Capítulo 1). Es más, no se trata sólo de alcanzar determinados objetivos de calidad ambiental, sino de lograrlos en condiciones aceptables: es decir, sin hacer pagar a la sociedad un precio excesivo por ello. La *política ambiental*, en términos generales, trata de dar respuesta a las inquietudes expresadas en el párrafo anterior. El término política ambiental debe entenderse en sentido amplio, ya que los mecanismos a través de los que el administrador público puede tratar de incidir sobre el comportamiento de los distintos agentes involucrados son múltiples, y trascienden la simple intervención directa. En efecto, las posibilidades son muy amplias: desde la imposición de una normativa, por ejemplo, hasta la subvención a las empresas menos contaminantes, pasando por la creación de mercados para el intercambio de permisos de emisión. En cualquier caso, y sea cual sea el conjunto de medidas adoptadas, lo fundamental es que sea *eficaz, flexible, eficiente y equitativo*. El primer epígrafe del presente capítulo recuerda, para comenzar, el distinto papel que la política ambiental juega en el ámbito de los países desarrollados y en los subdesarrollados. Tras esta breve introducción, el segundo epígrafe introduce una primera tipología de las distintas medidas de política ambiental, distinguiendo aquellas basadas en el enfoque de la regulación, de las basadas en los denominados *instrumentos económicos*. El tercer epígrafe analiza un tema de gran importancia en este contexto: los requerimientos de información que implica una política ambiental acertada, y lo que se puede ir haciendo en el caso, más que probable, de que el responsable público no cuente con ella. Volviendo a la tipología presentada en el anterior, el cuarto epígrafe pasa revista a las ventajas e inconvenientes de la normativa ambiental, mientras que los tres siguientes hacen lo propio con algunas de las figuras más representativas de los instrumentos económicos: la tributación ambiental, los sub-

sidios y los incentivos al comportamiento ambientalmente beneficioso. El octavo epígrafe introduce en el estudio uno de los instrumentos económicos más novedosos y controvertidos: los permisos de emisión, o contaminación, negociables. El último epígrafe ilustra la experiencia de política ambiental en dos países latinoamericanos: Chile y Colombia. Como es habitual, acto seguido aparecen el resumen y la nota para consultas adicionales que, sin embargo, no cierran el capítulo. En efecto, y dada su gran importancia, éste concluye con un Anexo dedicado al Protocolo de Kioto.

## 9.1. POLÍTICA ECONÓMICA Y POLÍTICA AMBIENTAL

Antes de comenzar el análisis de las distintas posibilidades que ofrece la política ambiental, conviene mencionar, así sea de pasada, el hecho de que ésta se inscribe en un contexto en el que el Estado busca simultáneamente conseguir un amplio conjunto de objetivos sociales para mejorar el bienestar de la población. Una parte importante de estos objetivos sociales caen de lleno en el campo económico: eliminación del desempleo, elevación de las tasas de crecimiento, control de la inflación, etc. De ellos se ocupa la *política económica*, en términos generales. La política ambiental, por tanto, ha de coexistir con una política económica, más o menos activa, que busca conseguir los objetivos mencionados. En los países adelantados, debido a la amplitud que ha adquirido la conciencia social sobre los problemas ambientales y la importancia que se les otorga en términos relativos, la necesidad de una coexistencia y coordinación de estos dos tipos de política gubernamental es ampliamente reconocida, y así se expresa en la práctica. La política ambiental ha adquirido en estos países, por tanto, un estatus independiente y claramente diferenciado<sup>1</sup>. En este caso, es importante analizar, con respecto a la coordinación apuntada, las consecuencias económicas de la política ambiental: éste será el enfoque seguido en el presente capítulo. En países de menor desarrollo relativo, sin embargo, la conveniencia de una política ambiental plenamente autónoma e independiente no es percibida con tanta claridad. La razón, probablemente, estriba en la urgencia relativa con que se contempla la necesidad de resolver problemas que tienen que ver con las demandas más básicas de una parte considerable de la población, y con la no percepción de la existencia de toda una serie de vínculos que ligan la resolución de estos problemas en el medio y largo plazo con la salud de la biosfera. Por ello los objetivos ambientales suelen quedar subordinados a los objetivos más inmediatos del crecimiento, la *política de desarrollo* es la que adquiere el papel protagonista, y el principal avance en este terreno ha consistido en convencer a los responsables políticos y a las instituciones de la necesidad de incorporar las consecuencias ambientales de las distintas medidas de política económica. Éste será el enfoque que se adopte en el Capítulo 12.

## 9.2. POLÍTICA AMBIENTAL: TIPOLOGÍA

La primera posibilidad con la que se encuentra la Administración es la de intervenir directamente en la corrección de algún desequilibrio ambiental, invirtiendo sus recursos en este cometido a través, por ejemplo, de la realización de determinados proyectos

<sup>1</sup> Desde el punto de vista institucional, esta independencia queda reflejada, bien en la existencia de un órgano independiente de la Administración encargado de la política ambiental, bien en la exigencia de una coordinación horizontal en cuanto a la incidencia ambiental de las políticas adoptadas por los distintos órganos sectoriales (Ministerios, órganos de la administración territorial, etc.).

públicos: tratamiento de residuos, instalación de pantallas antirruído, construcción de una línea de metro. Ahora bien, el tema que interesa en este capítulo no es el de una eventual acción correctora del Estado, sino el de una intervención pública que vaya al corazón de los problemas, tratando de modificar el comportamiento (racional, en función de la información procesada) de los agentes que causan la degradación ambiental. Enfrentado, por tanto, al problema de corregir el comportamiento individual de los distintos agentes responsables del deterioro ambiental, el administrador público cuenta con una amplia gama de posibles medidas. La primera, cuya importancia no puede desconocerse, es la *provisión de información*, tanto a las empresas como a los consumidores, sobre posibilidades tecnológicas, insumos alternativos, sustituibilidad en el consumo, etc. En segundo lugar, la *persuasión*, campo en el que se incluiría la sugerecia a los sectores afectados para que analicen la posibilidad de alcanzar *acuerdos voluntarios* con respecto a la consecución de determinados objetivos ambientales, así como la invitación (a través de la publicidad, por ejemplo) a cambiar determinados estilos de vida y consumo. En el capítulo correspondiente a la incidencia de las variables ambientales sobre la estrategia de las empresas se profundizará en el análisis de estas dos primeras medidas. Agotadas éstas, sin embargo, la Administración puede verse obligada a intentar modificar el comportamiento de los agentes causantes del deterioro ambiental utilizando medidas que introduzcan un mayor grado de coerción. Este segundo grupo de alternativas constituye el objetivo del presente capítulo. Buscando facilitar el análisis, se ha convertido en convencional clasificarlas en dos grandes grupos: las basadas en la normativa y los denominados instrumentos económicos.

### 9.2.1. Medidas basadas en la normativa

En primer lugar, se encuentran aquellas medidas basadas en el enfoque denominado de «regulación y control» o, en términos más coloquiales, «orden y mando» (*command and control*). Como su nombre indica, suponen la imposición, por parte de la autoridad competente, de una determinada normativa que, en las condiciones establecidas, afecta a todos los agentes implicados por igual. El elemento esencial que caracteriza a estas medidas de regulación es que alteran, reduciéndolo, el conjunto de opciones al que se enfrentan los agentes económicos: determinadas alternativas ya no son legalmente viables. La prohibición del uso de la gasolina con plomo sería un ejemplo.

Estas normas, como es natural, pueden ser de distintos tipos:

- *Estándares sobre productos*. En este caso, el administrador público regula diversos aspectos de algunos bienes que tienen influencia sobre el medio ambiente. Esta regulación puede tomar la forma de una prohibición de su uso y consumo (por ejemplo, el amianto); del establecimiento de unos topes máximos con respecto al uso de determinadas sustancias en la composición del producto (plomo en la gasolina y en las pinturas, mercurio y etileno en los pesticidas, PVC en los juguetes, arsénico en los textiles). Pueden, asimismo, versar sobre sus características de eficiencia energética: automóviles (km recorridos por litro de combustible), electrodomésticos (consumo de agua o energía eléctrica); o emisiones: automóviles, maquinaria de construcción y de obras públicas (ruido, gases).
- *Normas sobre utilización de recursos naturales*. En este grupo se contemplarían todas aquellas normas que regulan el acceso, la captación y la utilización de determinados recursos naturales, tanto renovables como no renovables: prohibi-



ción de utilizar productos vírgenes (madera, por ejemplo), cuotas de captura de pesca, etc.

- *Estándares que regulan procesos productivos*. En este caso, el regulador actúa sobre el proceso de producción de un bien o servicio determinado, restringiendo o prohibiendo el uso de determinados insumos productivos; limitando las emisiones al medio atmosférico, hídrico, o al suelo. Destacan en este epígrafe tanto la fijación de determinados estándares como la obligación de adoptar la llamada «mejor tecnología disponible», económicamente factible (BATNEEC: *best available technology not entailing excessive costs*). Cabría asimismo en este epígrafe la obligación de reciclar o valorizar energéticamente un determinado porcentaje de los residuos generados.
- *Normas de planificación y ordenación del territorio*. El regulador reglamenta el tipo de actividades que se pueden desarrollar en un determinado territorio y las condiciones bajo las que pueden llevarse a cabo: zonificación, normas sobre edificación, actividades permitidas en un determinado entorno, niveles de ruido, delimitación de áreas para la extracción de determinados recursos, etc.

Como puede comprobarse a la vista de la clasificación presentada, este tipo de normativa ambiental busca, esencialmente, garantizar la *eficacia* en la consecución de determinados objetivos ambientales, aunque el precio que se paga con ello es que, como se verá más adelante, no se toma en cuenta la *eficiencia* con que se obtienen dichos logros<sup>2</sup>.

## 9.2.2. Los instrumentos económicos

La característica fundamental de los llamados *instrumentos económicos* es que, a diferencia del enfoque anterior, basado en la imposición o prohibición de un determinado comportamiento, permiten al agente afectado elegir entre degradar el medio, pagando un precio por ello; o, en su caso, no hacerlo, y recibir la recompensa económica correspondiente. Pueden agruparse, a su vez, en tres grandes grupos (Hanley *et al.*, 1997, Capítulo 3; OCDE, 1994, Capítulo 2):

- a) Instrumentos basados en la actuación *vía precios*. La esencia de estos instrumentos es la introducción de un precio ligado a la conducta que se quiere favorecer o desestimular: el agente puede contaminar, pero paga por ello; introduce una tecnología menos contaminante, y recibe a cambio una subvención. Destacarían entre ellos:
  - *Impuestos, cánones y tasas*: a las emisiones de sustancias contaminantes; a la utilización de determinados insumos; o al consumo de determinados productos; por el vertido de determinadas sustancias; por los servicios prestados; sobre productos; o simplemente administrativos.
  - *Subsidios*, que pueden tomar la forma de subvenciones, créditos blandos o desgravaciones fiscales.

<sup>2</sup> Recuerde el lector que se entiende por *eficacia* la medida en que se consigue un determinado objetivo, mientras que la *eficiencia* relaciona el grado de consecución de dicho objetivo con el coste que ello ha supuesto.

- Sistemas de *consignación y depósito*, que tratan de reducir la generación de residuos, a través de los incentivos a su recogida controlada.
  - Sistemas que estimulan un comportamiento respetuoso con el medio ambiente: los *gravámenes de no cumplimiento*, que penalizan la transgresión de determinados límites, y los *depósitos de buen fin*, que se entregan a las autoridades competentes como garantía de cumplimiento de las exigencias ambientales.
- b) Instrumentos basados en la *creación de mercados*. En segundo lugar, el administrador público puede establecer determinadas reglas del juego con respecto a la calidad ambiental, y dejar que surjan a continuación los mercados correspondientes, para que los agentes afectados ajusten su conducta:
- Por un lado, el mercado puede surgir debido a que el regulador introduce un racionamiento vía cantidad. En este caso, fija los niveles máximos de emisión admisibles de una determinada sustancia contaminante, en un área específica, y permite que los agentes negocien entre ellos con los permisos que él previamente ha distribuido. Son los llamados *permisos de emisión negociables*, de los que nos ocuparemos con más detalle enseguida.
  - Puede asimismo intervenir en mercados nuevos, o ya existentes, para mantener o estabilizar el precio de algunos productos clave, como, por ejemplo, los efluentes reciclables.
  - Finalmente, la propia labor del regulador puede propiciar la aparición o consolidación de un mercado de gran importancia: el de los *seguros ambientales*.

Como puede comprobarse, el abanico de posibilidades es bastante amplio. De lo que se trata, por tanto, es de seleccionar, ante un problema ambiental dado, el conjunto de medidas que lo resuelva de la mejor forma posible. En este sentido, será conveniente comparar las distintas alternativas en función de cuatro criterios que, aunque en ocasiones interrelacionados, pueden separarse a efectos del análisis:

- *Eficacia*. Es decir, el grado en que se consigue alcanzar el objetivo propuesto, sin causar problemas ambientales de otro tipo, en otro lugar, o en otro momento del tiempo (véase la nota de la página anterior).
- *Eficiencia*. Interesa, asimismo, minimizar los costes de toda índole en los que incurre la sociedad para alcanzar el objetivo propuesto. Será fundamental, en este aspecto, analizar los gastos necesarios, tanto en búsqueda de información, como en vigilancia y control que cada medida supone. De igual modo, jugarán un papel muy relevante en este epígrafe los impactos que sobre algunas variables clave de la economía (empleo, tasa de inflación) tengan las medidas propuestas.
- *Flexibilidad*. En un campo tan cambiante como el relativo a la problemática ambiental, en el que todos los días se descubren tanto nuevos problemas como nuevas posibilidades tecnológicas, es fundamental que las medidas seleccionadas puedan adaptarse con rapidez a cambios en la situación de referencia, y sin causar grandes trastornos en el tejido económico. Será clave, en este sentido, que la medida o instrumento adoptado involucre a un número reducido de autoridades y competencias, de tal forma que se facilite el proceso de cambio y adaptación.

- *Equidad*. Las medidas de política ambiental, como es natural, tienden a perjudicar a unos sectores y a beneficiar a otros. El sentido de estos impactos, tanto directos como indirectos, puede ayudar a explicar el grado de aceptabilidad de las distintas medidas, por lo que no sólo por sí misma (que ya sería suficiente), sino en aras de la misma eficiencia, es conveniente contar con la información relativa a su impacto redistributivo. Conviene recordar, en cualquier caso, que los sectores afectados por las distintas medidas no son únicamente los consumidores (vía, normalmente, un incremento de precios), sino también los trabajadores y los accionistas de las empresas a las que van dirigidas.

### 9.3. La Agencia Ambiental y el problema de la información

Comenzaremos el análisis de las distintas medidas, de acuerdo con estos cuatro criterios, partiendo de la base de que la decisión se adopta por parte de la autoridad correspondiente (la «Agencia Ambiental»), sin mayores precisiones. Esto supone pasar por alto dos problemas relevantes.

- En primer lugar, el hecho de que tanto la eficacia de la medida, como su eficiencia, dependen en ocasiones del comportamiento de otras autoridades similares con distinto ámbito geográfico de competencias: en concreto, de si adoptan o no medidas paralelas.
- En segundo lugar, prescinde de la problemática derivada de la compleja atribución de competencias sobre el medio ambiente, entre los distintos entes territoriales del Estado<sup>3</sup>. Dada la complejidad del tema y el carácter de este manual, no se abordará el análisis del mismo.

Por otro lado, tampoco puede desconocerse el hecho de que las medidas adoptadas han de inscribirse en un marco institucional que ya ha entronizado algunos principios muy relevantes. En el ámbito de la Unión Europea se han consagrado tres criterios fundamentales:

- El principio que debe regir idealmente las decisiones de sus miembros es el de que *quien contamina paga*: el primer principio PPP (*polluter pays principle*).

---

<sup>3</sup> Problema particularmente complejo en un país como España, en el que las competencias relativas al medio ambiente se reparten entre cuatro niveles de autoridad territorial:

- La Unión Europea (UE).
- El Estado español, responsable, entre otras cosas, de la normativa básica, de la coordinación entre la UE y las distintas CCAA, de la calidad del agua, de la gestión del dominio público, etc.
- Las Comunidades Autónomas, responsables del desarrollo de las normas básicas, de la gestión de residuos y de la protección de los espacios naturales, entre otras competencias.
- Los Ayuntamientos, que tienen a su cargo la regulación de actividades molestas, insalubres o peligrosas, el suministro de agua a la población y la gestión de residuos sólidos urbanos.

El esquema anterior se complica con la aparición de algunos entes autónomos, como las Confederaciones Hidrográficas o los Parques Nacionales, con atribuciones propias. La disfuncionalidad de un sistema competencial como el apuntado, en un campo tan integrado como el del medio ambiente, se hace obvia en multitud de ocasiones.

Este principio, también denominado *contaminador-pagador*, fue propuesto por la OCDE en 1972 e incorporado en el Acta Única de la Unión Europea. En España aparece recogido tácitamente en el artículo 45.3 de la Constitución, que establece la «obligación de recuperar el daño ambiental».

- En segundo lugar, la importancia de la prevención frente a la remediación (el segundo principio PPP: *prevention pays principle*): actuación en la fuente, o al «comienzo de la tubería», no al final.
- Finalmente, la necesidad de abordar el problema desde una perspectiva global e integrada, tanto en cuanto a los distintos medios naturales afectados, como al *ciclo de vida* completo del producto.

Aunque la discusión que se plantea a continuación es independiente de estos principios, en el sentido de que no se encuentra condicionada por ellos, se hará referencia, cuando sea oportuno, a la concordancia de las distintas medidas estudiadas con aquellos principios.

### 9.3.1. La información necesaria

El análisis sobre el nivel de contaminación óptimo, tal y como se definió en el Capítulo 2, debería proporcionar al responsable de la Agencia Ambiental la información necesaria para determinar el punto al que se quiere llegar en términos de calidad ambiental, ya que identifica un óptimo social. Como recordará el lector, este punto está caracterizado por la igualdad entre los beneficios marginales sociales de la producción de bienes y servicios que genera la degradación ambiental, y el coste marginal social total que la misma acarrea. Para poder determinar con precisión la localización de dicho punto, la Agencia Ambiental necesitaría conocer el valor económico de la pérdida de calidad ambiental que la actividad económica analizada representa. En el Capítulo 4 se presentaron los métodos que el análisis económico proporciona para abordar esta tarea. Como se pudo comprobar entonces, sin embargo, el nivel de utilización de estos métodos es todavía bastante incipiente, por lo que, en general, la Agencia no contará con una información previa que le permita diseñar sus objetivos de forma óptima. En este sentido, lo normal es que la Agencia se vaya fijando determinados objetivos de calidad ambiental por aproximaciones sucesivas, mediante el procedimiento de prueba y error, de forma que se vaya acercando al óptimo social, en un contexto de incertidumbre: tanto en lo relativo a los beneficios sociales de mejorar la calidad ambiental, como con respecto a los costes económicos de conseguirlo. La necesidad de flexibilidad mencionada en el apartado anterior también se aplica a este proceso.

El segundo tipo de información relevante para la decisión de la Agencia es la relativa a los costes en los que han de incurrir los afectados por las medidas adoptadas, para adecuarse a lo dispuesto en ellas. Por ejemplo, las familias de una determinada zona pueden verse obligadas a sustituir su vieja caldera de carbón por una eléctrica, para seguir calentando la vivienda, cuando las autoridades municipales introducen una batería de medidas normativas para combatir la contaminación atmosférica; la empresa productora de componentes básicos para la industria farmacéutica no tiene más remedio que adoptar un sistema de recuperación de productos químicos, para mejorar la calidad de sus efluentes a la red de saneamiento, ante la presión de las autoridades correspondientes. En ambos casos, la adopción de estas medidas supone la asunción de un coste

económico por parte de quien se ve forzado a adoptarlas<sup>4</sup>. Centremos el análisis en una empresa que, al producir o distribuir un determinado bien o servicio, genera unas emisiones contaminantes a la atmósfera, o al medio hídrico, que la Agencia quiere reducir. La empresa en cuestión deberá modificar su forma de hacer las cosas, y emitir una menor cantidad de contaminantes. Supongamos que se trata de una empresa propietaria de una planta productora de energía eléctrica, de una central térmica convencional que, al quemar carbón, emite  $\text{SO}_2$  a la atmósfera. Confrontada con la necesidad de reducir estas emisiones, la empresa podría adoptar alguna de las siguientes medidas:

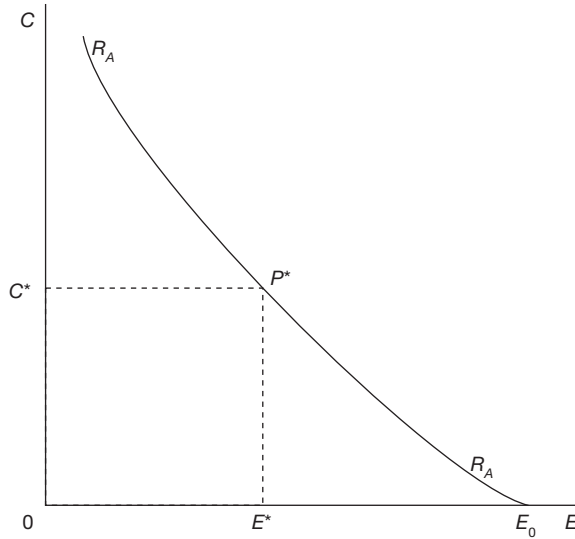
- Reducir su nivel de producción de energía eléctrica.
- Modificar la fuente de suministro de carbón y adoptar otra, más cara, pero con un menor contenido en azufre.
- Instalar unos desulfurizadores (*scrubbers*) que reduzcan las emisiones netas de  $\text{SO}_2$  a la atmósfera, capturándolas parcialmente en unos «lavaderos» apropiados.

Como es natural, la empresa, cuando se vea obligada a ello, escogerá la medida, o combinación de medidas, menos gravosa para conseguir la reducción deseada. La selección de una u otra medida no es tarea sencilla y, dadas sus implicaciones a medio y largo plazo, está condicionada por la certidumbre que se tenga con respecto a la evolución de algunas variables en el futuro. A título meramente ilustrativo, piense el lector que el cambio de combustible a favor de uno con un menor contenido en azufre no comporta prácticamente costes de capital, de inversión, mientras que el *scrubbing* implica invertir algunos millones de euros como costes de capital. En cualquier caso, y una vez elegida esta combinación óptima desde el punto de vista financiero, lo normal es que cuanto mayor sea la reducción en las emisiones exigida, mayor será el coste en el que tendrá que incurrir la empresa. Esto es lo que queda reflejado en la Figura 9.1. En el eje vertical se mide el coste monetario, para la empresa A, de reducir las emisiones de una sustancia contaminante ( $C$ ); en el eje horizontal, el nivel de emisiones que la empresa genera ( $E$ ). La curva  $R_A R_A$  representa el *coste marginal de abatimiento*, el coste de reducir la contaminación en una unidad adicional que, como se acaba de indicar, lo normal es que sea tanto mayor cuanto mayor es la reducción en los niveles de emisión requerida.

La interpretación de la figura es sencilla. En ausencia de una intervención pública, el nivel de emisiones de la empresa será  $OE_0$ , ya que no está interesada en incurrir en coste alguno para reducir la aparición de una externalidad negativa que no afecta a su cuenta de resultados<sup>5</sup>. Si, ante esta situación, la Agencia Ambiental impusiera un tope máximo a sus emisiones, tal como  $E^*$ , el coste total en el que incurriría la empresa en cuestión vendría dado por el área del triángulo  $E_0 E^* P^*$ , siendo el coste marginal de abatimiento, de reducir la emisión de una unidad adicional de  $\text{SO}_2$ ,  $OC^*$ .

<sup>4</sup> Prescindimos, por el momento, de la posibilidad de que la adopción de dicha medida se traduzca, finalmente, en un beneficio financiero para quien la adopta, caso bastante frecuente en el segundo de los ejemplos mencionados; o de la familia que comprueba que el coste del doble acristalamiento de sus ventanas, adoptado para aislarse de una fuente molesta de ruido, se recupera rápidamente a través de la disminución de los gastos de calefacción. Una oportuna información combinada, si es necesario, con el acceso a fuentes de financiación adecuadas, constituiría en este caso la política ambiental óptima. Este sería un ejemplo de lo que en la terminología anglosajona se denomina una opción *win-win* (ganador-ganador), ya que se obtienen beneficios en los dos campos: el ambiental y el económico.

<sup>5</sup> Suponemos que la empresa no tiene una imagen de marca que defender y, por tanto, no experimenta ningún perjuicio, directo ni indirecto, de sus emisiones a la atmósfera.



**Figura 9.1.**

Los costes de abatimiento dependen de muchos factores: de la disponibilidad de tecnologías más limpias, de su coste y facilidad de adaptación; de la posibilidad de sustituir determinados insumos productivos; de la existencia de empresas especializadas que pudieran abaratar los costes (empresas de recogida y reciclaje de residuos, por ejemplo), etc. En cualquier caso, la información que contienen las curvas del coste de abatimiento, como la representada en la Figura 9.1, es fundamental para la Agencia Ambiental: de estos costes depende el impacto sobre la competitividad de las empresas, los precios, el empleo, de las medidas que se puedan adoptar. Observe el lector la Figura 9.2. En ella se encuentran dos de estas curvas. Si la situación es tal como la representada en la Figura 9.2 (a), la diferencia entre restringir las emisiones de la empresa analizada hasta  $E^{**}$ , en lugar de  $E^*$ , no es muy grande: de hecho, esta empresa se enfrenta a unos costes de abatimiento casi constantes. Es probable que exista una tecnología o una nueva fuente de insumos productivos que le permita, por un coste dado, reducir todas sus emisiones: por ejemplo, adquiriendo un carbón más costoso, pero con un menor contenido en azufre. Por otro lado, si la situación es como la representada en la parte (b), la diferencia es sustancial: puede significar que, ante la necesidad de incurrir en unos costes suplementarios dados por el área  $E^{**}E^*P^*P^{**}$ , la empresa no pueda sostenerse en el mercado. La empresa, en este caso, encuentra medios relativamente poco costosos para reducir un tramo sustancial de su nivel de emisiones, pero a partir de un punto estas posibilidades se agotan, y cualquier reducción adicional se hace progresiva y exponencialmente más costosa. Es el caso, por ejemplo, de una central térmica que ya ha agotado las posibilidades de sustitución del carbón nacional por otro, importado, menos contaminante: el siguiente paso involucra una modificación tecnológica que, en función del diseño original, puede resultar prohibitiva.

En definitiva, la Agencia Ambiental necesitaría conocer, idealmente, tanto el óptimo social desde el punto de vista de la contaminación, como el coste en el que incurriría la sociedad (las empresas afectadas, en primer término) para conseguirlo: de hecho, ambos aspectos se encuentran estrechamente relacionados, ya que el segundo condicionará

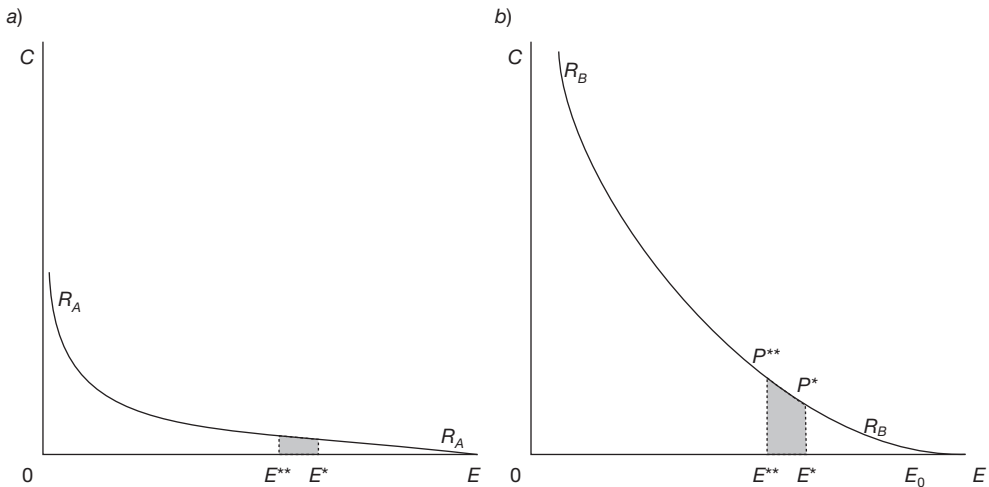


Figura 9.2.

parcialmente al primero. No es de esperar que cuente con la información necesaria para conocer el nivel de contaminación óptimo, por lo que probablemente haya de conformarse con fijar una serie de objetivos mínimos, que podrá ir reforzando a la vista de sus implicaciones sociales y económicas. Estos objetivos serán, normalmente, de dos tipos:

- Alcanzar una determinada reducción, especificada cuantitativamente, en las emisiones de una sustancia contaminante concreta. Es, por ejemplo, el camino seguido, como se verá más adelante, en las leyes sobre calidad del aire (*Clean Air Act*) de la Administración norteamericana.
- Mejorar la calidad global de un recurso ambiental o natural específico, con base en el análisis de un grupo de indicadores: por ejemplo, elevar la calidad del agua de un río hasta alcanzar un estándar prefijado (en términos de DBO, coliformes, etc.).

Todo ello sitúa a la Agencia Ambiental, por tanto, en un terreno en el que deberá introducir criterios de *coste-eficiencia*, más que de coste-beneficio, y en el que la información relativa a los costes de abatimiento es probable que la posea, si es el caso, la empresa afectada, pero no la Agencia, lo que introduce una asimetría muy relevante a la hora de escoger la mejor combinación de medidas ambientales.

Con las limitaciones apuntadas, pues, con respecto a la información disponible, pasamos a analizar con más detenimiento las diversas opciones con las que cuenta la Agencia Ambiental para buscar la solución de algún problema concreto de esta naturaleza.

#### 9.4. LA NORMATIVA AMBIENTAL: VENTAJAS E INCONVENIENTES

La normativa ambiental ha sido, tradicionalmente, el medio de intervención utilizado por la Administración para tratar de corregir los principales desequilibrios medioambientales. Con el paso del tiempo, y como se verá enseguida, el abanico de posibilidades de intervención se ha ido ampliando considerablemente. Sin embargo, y con inde-

pendencia de otro tipo de consideraciones, la normativa ambiental es ineludible, al menos, en dos contextos diferentes:

En primer lugar, en la definición misma de lo que constituye una degradación del medio ambiente. El principio de que quien contamina paga, en efecto, adquiere operatividad únicamente cuando se define con precisión la existencia de una actividad contaminante. Ahora bien, de acuerdo al Diccionario de la Lengua Española, *contaminar* no es otra cosa que «alterar, dañar alguna sustancia o sus efectos, la pureza o el estado de alguna cosa», mientras que el Vocabulario Científico de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, define la *contaminación* como «la alteración nociva de las condiciones normales de cualquier medio por la presencia de agentes físicos, químicos o biológicos, ajenos al mismo» y la *contaminación ambiental*, en concreto, como la «contaminación de los medios naturales en grado tal que pueda resultar perjudicial para las personas, animales, plantas u objetos, produciendo un deterioro en la calidad de vida»<sup>6</sup>. Planteado de esta forma el problema, prácticamente no hay actividad humana que no sea contaminante: cultivar un terreno ciertamente altera el ecosistema, su pureza y estado, y resulta perjudicial para animales, plantas e incluso para ciertas personas, que preferirían verlo en su estado natural y, como resultado de ello, ven reducida su calidad de vida. Sin embargo, la sociedad ha decidido que quiere alimentarse, urbanizarse y desplazarse; y asigna el espacio, en consecuencia, con estos propósitos: para viviendas, infraestructura de transporte, agricultura, etc. Esta ordenación previa del territorio, a través de la normativa correspondiente, es no sólo un reflejo de la voluntad social, sino la que permite hacer operativo el principio de que quien contamina paga. En efecto: ¿contamina quien construye una vivienda unifamiliar en un terreno previamente declarado urbanizable? Al otorgarle dicha calificación al terreno, con todas las restricciones que se quiera, ¿no ha decidido la sociedad que ésa es precisamente la que se consideraría su condición «normal»? Un automóvil circulando por la carretera o una aeronave en su maniobra de aproximación al aeropuerto generan, indudablemente, ruido. Este ruido se traduce en un deterioro de la calidad de vida de las personas afectadas: básicamente las que se encuentran, o tienen su residencia, en los márgenes de la carretera, o dentro del contorno de la huella sonora del aeropuerto. Ahora bien, es difícil, hoy por hoy, impedir que los automóviles, y no digamos las aeronaves, hagan ruido. Por ello, la carretera y el recinto aeroportuario requieren de una serie de servidumbres en su entorno, que reflejen este hecho: la incompatibilidad manifiesta de sus operaciones normales con la presencia de núcleos habitacionales en su alrededor. Si la sociedad ha decidido, libre y democráticamente, que quiere disfrutar de las ventajas del transporte aéreo y por carretera, ha de poner los medios para ello, incluida la afectación de una parte del territorio a estos menesteres. La contaminación, acústica en este caso, requiere de la presencia de un receptor. Una correcta ordenación del territorio, una normativa adecuada, debería haber imposibilitado en el límite la aparición del fenómeno mismo de la contaminación, al impedir la presencia de receptores<sup>7</sup>. Si, a pesar de todo, los receptores están ahí, y la contaminación se produce, ¿a quién debería aplicársele el principio de que quien contamina paga?

<sup>6</sup> Diccionario de la Lengua Española, Real Academia de la Lengua, 21.<sup>a</sup> edición, Madrid, 1992. Vocabulario Científico y Técnico, Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 2.<sup>a</sup> edición, Madrid, 1990, Espasa Calpe.

<sup>7</sup> Prescindimos, para no complicar el ejemplo, de las personas que trabajan en el sector y no pueden, lógicamente, desaparecer. Lo normal es que éstas no sólo tengan una protección especial frente al fenómeno contaminante, sino que reciban una compensación, generalmente salarial, por ello.



La normativa, por tanto, ha de reflejar unas determinadas preferencias sociales con respecto a la calidad ambiental y al uso de los recursos naturales y ambientales, que permitirá definir con mayor precisión qué puede ser considerado como contaminación, como una agresión injustificada al medio, en términos operativos, y quién ha de ser identificado como responsable de la misma.

En segundo lugar, la normativa debe proteger aquellos derechos que se consideran fundamentales o prioritarios, y que la sociedad no quiere ver amenazados bajo ningún concepto: básicamente el derecho a la vida y a la salud, o el derecho a la preservación del patrimonio natural, histórico o cultural. La normativa, en definitiva, protege una serie de *valores superiores*, no permitiendo la posibilidad de atentar contra ellos a cambio de pagar un precio. Nótese que el primer papel que desempeña la norma en este caso, estrictamente complementario con el anteriormente mencionado, es el de dar un contenido concreto a declaraciones generales que requieren de este tipo de precisiones. La afirmación de que toda persona tiene derecho a la salud no impide, sin embargo, que vehículos públicos y privados circulen por calles y carreteras emitiendo sustancias contaminantes nocivas para la misma, generando ruido y elevando el riesgo de accidentes para personas que no tienen nada que ver con ellos. Lo anterior se traduce no sólo en un aumento de las molestias sufridas por los sujetos pasivos, sino en un incremento, grande o pequeño, de las tasas de morbilidad a que están expuestos: en una probabilidad positiva, aunque sea pequeña, de que se produzca una pérdida, en resumen, del nivel de salud que habrían alcanzado en su ausencia. Es por tanto una cuestión de grado, y compete a la norma, como expresión de la voluntad social, el definir los umbrales que no se deberían traspasar. Es así como distintas ordenanzas regulan la calidad del aire en el medio urbano, la prohibición de utilizar determinadas sustancias en productos o procesos productivos, el nivel máximo de ruido autorizado en zonas residenciales, la imposibilidad de realizar obras de ningún tipo en el entorno de determinados bienes patrimoniales, etc. Una vez definidos estos niveles mínimos a los que todo el mundo tiene derecho, la norma informa, en segundo lugar, de que no son negociables: el valor protegido, en circunstancias no excepcionales, está por encima del valor que se podría obtener vulnerando la misma. No es que sea mayor, sino que es un *valor superior* y, como tal, no comparable en términos económicos.

En definitiva, la norma juega un papel esencial en cualquier caso, definiendo el conjunto de derechos que, con respecto a la calidad del medio ambiente y la biosfera en general, tiene el grupo social representado por ella. En segundo lugar, y una vez definidos estos mínimos, puede imponer un determinado tipo de comportamiento que garantice en la medida de lo posible su consecución cuando los valores defendidos son, por ejemplo, conceptuados como superiores.

Sin embargo, y junto a este papel clave, el principal problema que presenta la normativa ambiental es que trata de igual forma a sujetos que se encuentran en condiciones de partida diferentes: más concretamente, agentes para los que el coste de abatimiento de la contaminación difiere, en ocasiones, sustancialmente. Desde una perspectiva estrictamente económica, esta situación es terreno abonado para la aparición de ineficiencias. En efecto, analicemos la Figura 9.3, en la que se presentan las curvas de coste de abatimiento de la contaminación, de dos empresas cualesquiera:  $R_A R_A$  y  $R_B R_B$ . Podría tratarse, siguiendo con el ejemplo anterior, de los costes de reducción de las emisiones de  $SO_2$  de dos centrales térmicas: una nueva, con tecnología moderna y poco contaminante ( $R_A R_A$ ), y otra más antigua ( $R_B R_B$ ). Si la Agencia Ambiental quisiera reducir a la mitad, pongamos por caso, las emisiones totales de  $SO_2$  en la zona, y suponiendo que, ante la ausencia de coste alguno, las dos empresas involucradas emitieran las cantida-

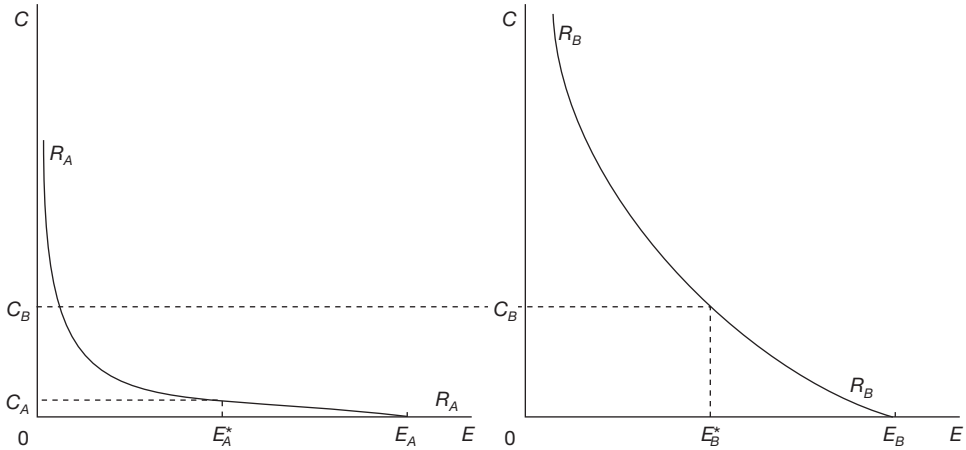


Figura 9.3.

des apuntadas ( $OE_A$  y  $OE_B$ ), podría simplemente introducir una normativa que impidiera a cualquier operador superar el límite  $OE^*$  [ $OE_A^* + OE_B^* = (OE_A + OE_B)/2$ ]. Ahora bien, si la Agencia Ambiental consigue que las empresas cumplan, ha logrado su objetivo, pero de una manera ineficiente. Ello es así porque la empresa  $B$  ha incurrido en un coste igual a  $OC_B$  unidades monetarias para reducir el último gramo de  $SO_2$  emitido, mientras que a la empresa  $A$ , ese último gramo sólo le ha costado  $OC_A$  eliminarlo. Si ese último gramo de emisiones de la empresa  $B$  fuera eliminado por  $A$ , el resultado global en términos de contaminación total sería el mismo, pero aparecería un ahorro de costes igual a  $OC_B - OC_A$ .

Los instrumentos económicos gozan de una gran ventaja de partida: garantizan que el coste marginal de reducir la contaminación es el mismo para todos. De esta forma garantizan la eficiencia, en el sentido de que no sería posible el ahorro de costes que se ha visto en el ejemplo anterior. Analicemos los casos más representativos.

## 9.5. IMPUESTOS AMBIENTALES<sup>8</sup>

Continuando con el ejemplo anterior relativo a las emisiones de  $SO_2$  por parte de dos empresas eléctricas, supongamos que ahora, la Agencia Ambiental, en lugar de imponer un tope máximo, obliga a pagar una cantidad fija ( $t$ ) por cada tonelada de  $SO_2$  emi-

<sup>8</sup> La terminología, en este campo, es doblemente compleja. En primer lugar porque en la literatura se encuentran indistintamente los términos impuestos o gravámenes ambientales, impuestos verdes, impuestos ecológicos, ecoimpuestos o ecotasas. A pesar de la existencia de leves diferencias de matiz entre unos y otros, en lo esencial son figuras idénticas (Gago y Labandeira, 1999, página 39). En segundo lugar, porque, en la práctica, estos impuestos adoptan distintas figuras, entre las que destacan:

- Los *impuestos ambientales*, caracterizados por su no afectación (es decir por su no asignación a un propósito determinado).
- Las *tasas*, que van dirigidas a la financiación de un determinado servicio público.
- Los *cánones*, que tradicionalmente han hecho referencia al pago por el uso del dominio público.

El término «impuesto ambiental», tal y como se utiliza en el presente texto, es compatible con cualquiera de estas tres figuras.

tida a la atmósfera. En esta caso, la empresa propietaria de la planta tiene abiertas ante sí dos opciones:

- Podría optar por no tomar ninguna medida de reducción de la contaminación, y pagar el impuesto correspondiente.
- Alternativamente, podría ahorrarse total o parcialmente el pago del impuesto, introduciendo medidas como las contempladas un poco más arriba, y reduciendo así su carga contaminante.

Como es natural, la empresa optará por aquella de las alternativas que le resulta más económica. Supongamos que tenemos dos empresas (*A* y *B*), cuyas curvas de abatimiento se reproducen en la Figura 9.4, y que la Agencia Ambiental quisiera fijar un impuesto tal como  $t^*$  para cada unidad de  $\text{SO}_2$  emitida, de tal forma que lograra alcanzar el objetivo ambiental buscado. Aceptemos que dicho objetivo es un total de  $EE^*$  emisiones. Si hubiera optado por introducir un estándar obligatorio, habría fijado las emisiones de cada una de las dos empresas en un máximo de  $E_{A,B}$ : el lector puede comprobar el coste marginal de abatimiento que esta medida supondría para cada una de ellas y la ineficiencia que ello supone. Para determinar la cuantía del impuesto al nivel deseado, sólo tendría que sumar horizontalmente las dos curvas de abatimiento (de izquierda a derecha), obteniendo la curva  $R_{A+B}$ . Acto seguido, fijaría el impuesto en el punto en el que esta curva de abatimiento agregada fuera igual al nivel de emisiones objetivo ( $E^*$ ): este punto es el punto *D*, y el nivel de impuesto necesario para alcanzar el objetivo ambiental será  $t^*$ . En efecto, la empresa *A* se encuentra ahora con la siguiente situación: de acuerdo a su curva de costes de abatimiento, le resulta más barato tomar medidas para no emitir la cantidad  $EE_A^*$  que pagar el impuesto. En el primer caso su coste sería  $EAE_A^*$  mientras que si tuviera que pagar los impuestos correspondientes, emitir esa cantidad de  $\text{SO}_2$  le costaría  $EFAE_A^*$  (el impuesto unitario  $0t^*$  multiplicado por el número de unidades emitidas  $EE_A^*$ ), que es mayor. Por el contrario, para las cantidades  $0E_A^*$ , pagar el impuesto le sale más barato que intentar no emitir las. Luego el óptimo para la empresa consistiría en adoptar medidas de reducción de la

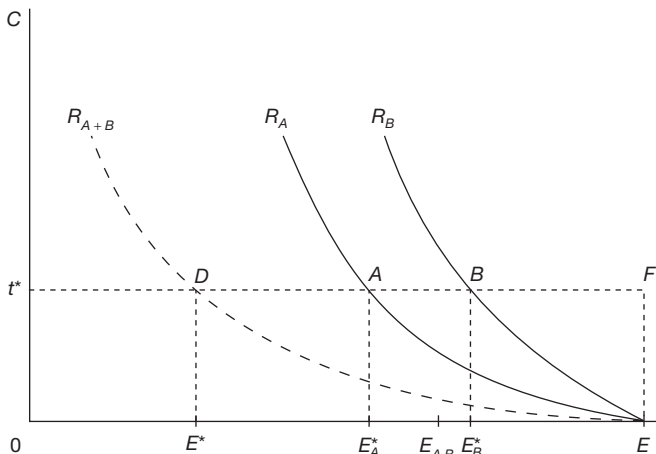


Figura 9.4.

contaminación hasta dejar sus emisiones en un nivel  $0E_A^*$ , y pagar el impuesto correspondiente por el resto. Ahora bien, lo mismo le ocurre a la empresa  $B$ , cuya curva de costes de abatimiento es  $R_B R_B$ : se situará en un punto tal como  $B$ , con un nivel de emisiones  $0E_B^*$ , por el que pagará en impuestos la cantidad  $0E_B^* B t^*$ , y con unos costes de reducción de su nivel original de contaminación  $E B E_B^*$ . Como la empresa  $B$  es más ineficiente a la hora de reducir sus niveles de contaminación (es la más antigua y la que utiliza una tecnología más contaminante y tiene por ello unos mayores costes de abatimiento), reduce en una menor proporción sus emisiones, y paga, por tanto, una mayor cantidad en impuestos. Lo importante, sin embargo, es que la anterior fuente de ineficiencia ha desaparecido: al ser el impuesto unitario el mismo para todos, el coste marginal de abatimiento (el coste en el que incurren para reducir la última tonelada de emisiones de  $SO_2$ ) es el mismo para todas las empresas, ya que es igual al impuesto que se ahorran. Se ha dado un paso importante, pues, en la dirección de una mayor eficiencia. La Agencia Ambiental fijaría, por tanto, el impuesto ambiental a un nivel  $t^*$  y las empresas se adaptarían a ese coste, reduciendo sus niveles de emisión hasta donde les resultara más rentable que pagar el impuesto. La diferencia con el caso anterior, la norma, es que ahora la Agencia deja que la empresa elija entre contaminar, y pagar el precio correspondiente, o ahorrarse ese coste reduciendo voluntariamente su nivel de emisiones.

Hasta aquí la teoría relativa a las ventajas, en términos de eficiencia, de los impuestos ambientales. Analicemos con algo más de detalle algunos aspectos adicionales de este sistema, que no sólo obligan a una mayor definición por parte de la autoridad que los establece, sino que descubren tanto algunos de sus inconvenientes principales, como ciertas ventajas adicionales:

*a) Incertidumbre sobre el total de emisiones*

Si la Agencia Ambiental conociera el coste social de la contaminación, así como los costes de abatimiento de los agentes contaminadores, tendría que fijar el impuesto de tal forma que el coste marginal de producción de energía eléctrica, por seguir con el ejemplo anterior, incluyendo los costes ambientales de las emisiones de  $SO_2$ , se igualara a los beneficios marginales que contar con esas unidades adicionales de energía supone. Como lo probable es que desconozca tanto los costes sociales de la contaminación, como los costes de abatimiento de la misma para cada empresa, lo normal es que adopte unos objetivos mínimos en cuanto a los niveles de  $SO_2$  en la atmósfera aceptables, en función, por ejemplo, de su incidencia sobre la salud de la población, fije un impuesto a las emisiones (así como un programa de vigilancia, control y sanciones por incumplimiento) y, a la vista de la reducción de emisiones conseguida, lo ajuste gradualmente para ir acercándose al objetivo propuesto. El problema es que la Agencia, debido a su desconocimiento de las curvas de abatimiento individuales, no sabe, al fijar el nivel del impuesto, cuál será la reducción finalmente conseguida, por lo que tendrá que ir ajustando éste a la vista de los resultados. En el caso de la regulación, la Agencia sabe cuál será el nivel total de emisiones si la norma se cumple, pero desconoce el impacto que ésta tendrá sobre las empresas afectadas, con el agravante de que, tal y como se vio en la Figura 9.2, para algunas empresas puede resultar poco menos que irrelevante ( $A$ ), mientras que a otras puede suponerles la imposibilidad de continuar en el mercado ( $B$ ).

b) *Impuestos a las emisiones o impuestos al consumo*

La Agencia, enfrentada al reto de reducir las emisiones de alguna sustancia contaminante, puede optar, en principio, por introducir un impuesto a las *emisiones* de dicha sustancia, o por someter a un impuesto el *consumo* (o la utilización) de determinados productos o insumos productivos, ligados a estas emisiones. Cada alternativa tiene sus ventajas e inconvenientes. Si el vínculo existente entre el consumo de un determinado producto (combustibles fósiles) y la emisión de sustancias contaminantes ( $\text{CO}_2$ ) está bien establecido, probablemente sea menos costoso gravar el uso de los primeros que la emisión de las segundas: más fácil de identificar y controlar. Sin embargo, en ocasiones, el impuesto sobre el uso de determinados productos no estimula la adopción de tecnologías más limpias, cosa que sí hace el impuesto sobre las emisiones. Por ello se recomendarían los impuestos sobre el consumo cuando las fuentes de contaminación son múltiples y difusas, difíciles por tanto de controlar, y no existen alternativas tecnológicas claras para la reducción de la contaminación «al final de la tubería». Restaría por tratar de evitar la posible sustitución de unos insumos contaminantes, gravados, por otros, igualmente contaminantes, pero exentos.

c) *Eficiencia dinámica de los impuestos*

En un contexto dinámico, los impuestos, y los instrumentos económicos en general, presentan una ventaja obvia sobre la normativa: estimulan la innovación y adopción de tecnologías más limpias. En efecto, comparemos el impacto relativo de un impuesto a las emisiones y la fijación de un determinado límite a las mismas, cuando aparece una nueva tecnología que abarata los costes de abatimiento.

En la Figura 9.5 aparece la curva de costes de abatimiento de una empresa,  $R_A R_A$ , semejante a las ya vistas con anterioridad. Supongamos que, en estas condiciones, la empresa pudiera optar por una nueva tecnología  $R'_A R'_A$  menos contaminante. Si la

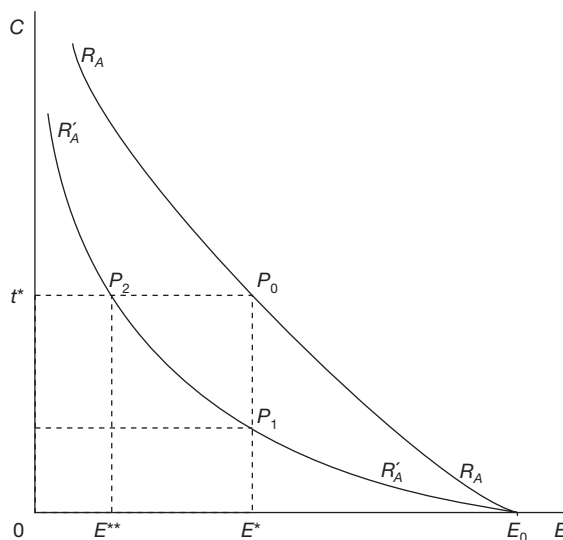


Figura 9.5.

Agencia Ambiental ha establecido un límite máximo a las emisiones  $E^*$ , el ahorro de costes que a la empresa le supondría adoptar la tecnología menos contaminante vendría dado por la superficie  $E_0P_0P_1$ , y la empresa seguiría emitiendo la cantidad establecida por la norma. Si, por el contrario, la Agencia hubiera establecido un impuesto  $t^*$  por tonelada emitida, para conseguir el mismo objetivo, el ahorro que a la empresa le supondría adoptar la tecnología menos contaminante sería ahora igual al área  $E_0P_0P_2$ , claramente superior, con el resultado añadido de que la empresa reduciría sus emisiones a  $E^{**}$ .

d) *El doble dividendo de los impuestos ambientales*

Por otro lado, los impuestos ambientales cuentan con un elemento adicional a su favor: el *doble dividendo*. Éste es un punto ciertamente controvertido. Esquemáticamente podría resumirse como sigue: el sistema fiscal en su vertiente recaudatoria, se argumenta, tiende a generar ineficiencias en la economía, ya que distorsiona los precios relativos, enmascarando la información que éstos contienen y, en ocasiones, disminuyendo los incentivos al trabajo y a la inversión. El impuesto sobre las rentas salariales, por ejemplo, o las cotizaciones a la seguridad social encarecen artificialmente el precio de la mano de obra, al tiempo que reducen el atractivo de trabajar. Los impuestos ambientales son, por otro lado, una fuente de ingresos fiscales que, como tales, no sólo no gravan ninguna actividad beneficiosa, ni distorsionan ningún precio (por el contrario: ayudan a eliminar distorsiones en ellos), sino que permitirían, por el mismo montante, sustituir otras fuentes de ingresos públicos que sí tienen este carácter distorsionador. Éste es precisamente el *doble dividendo* (un caso de política *win-win* mencionada con anterioridad): los impuestos ambientales corrigen una externalidad ambiental negativa, y reducen las fuentes de ineficiencia del sistema fiscal. Conviene tener en cuenta, además, que la presencia del doble dividendo modifica el nivel óptimo de contaminación. En efecto: si éste se determina en el punto en el que los costes marginales sociales de la reducción de la contaminación se igualan a los beneficios marginales así obtenidos, el doble dividendo añade un beneficio adicional al derivado de la mejora en la calidad ambiental, lo que justificaría niveles mayores de reducción de la contaminación que los que se darían en su ausencia.

e) *Asignación de los impuestos ambientales: la «compensación verde»*

Para completar este aspecto positivo de los impuestos ambientales, se requiere que su recaudación sea no finalista, es decir, que vaya a los presupuestos generales del Estado sin ningún tipo de condicionamientos. Desde el punto de vista «político», se ha defendido la conveniencia de ligar la recaudación de los impuestos ambientales a inversiones que favorezcan el medio ambiente, a veces incluso en el propio medio que se degrada, ya que esta vinculación los haría más aceptables socialmente: una variante de la llamada *compensación verde*. Sin embargo, el coste que se paga con ello normalmente resultará elevado: en primer lugar, porque pueden existir desequilibrios ambientales más graves en sectores distintos del sujeto a imposición y, en segundo, porque las inversiones ambientales no tienen por qué ser las socialmente más rentables. La asignación de los impuestos ambientales vincula la inversión en un sector a la evolución de estos ingresos, sin ninguna consideración a los costes y beneficios sociales relativos de las distintas inversiones, lo que impide una asignación eficiente de los recursos públicos.

Por todo ello es por lo que tanto la Unión Europea como la OCDE, con buen criterio, no ven con buenos ojos esta vinculación finalista<sup>9</sup>.

f) *Impuestos ambientales con entrada y salida de empresas*

Una vez alcanzado el equilibrio, la Agencia Ambiental se enfrentaría con un nuevo problema. En efecto, cuando el nivel fijado del impuesto es tal que se consigue el nivel de emisiones deseado, que la situación se mantenga estable dependerá de que no entren nuevos agentes contaminantes en el sector. Desgraciadamente, la Agencia no puede impedir la entrada de nuevas empresas que estén dispuestas a pagar los impuestos ambientales correspondientes, por lo que se vería obligada a ir elevándolos paulatinamente conforme empresas adicionales se van instalando con su correspondiente carga contaminante.

g) *Aspectos administrativos*

Finalmente, conviene decir algo sobre uno de los puntos más importantes para el éxito de la fiscalidad ambiental, pero menos susceptible de formalización: la estructura administrativa de los impuestos ambientales y su inserción en el sistema fiscal general. Las principales recomendaciones en este campo, producto quizá del más elemental sentido común, podrían resumirse en algunos puntos esenciales (OCDE, 1994):

- Es aconsejable que los impuestos ambientales sean simples y transparentes.
- Es preferible, en la medida de lo posible, adaptar impuestos ya existentes que crear impuestos nuevos: la adaptación reduce notablemente los costes de administración.
- A pesar de que no sea la práctica habitual, los impuestos sobre cantidades (de emisiones, de consumo) son más recomendables que los impuestos *ad valorem*, sobre el valor de lo emitido o, sobre todo, consumido.
- No son aconsejables los impuestos ambientales cuando los contaminantes no se mezclan uniformemente, y se producen problemas de concentración espacial y, o, temporal: se haría necesario, en ese caso, establecer impuestos «a medida», lo que encarecería notablemente los costes administrativos.
- Los impuestos ambientales, por otra parte, serán tanto más eficientes desde el punto de vista de la reducción de la contaminación, cuanto mayor sea el abanico de posibilidades tecnológicas existente.
- La facilidad de administración de los impuestos se ve sustancialmente favorecida cuando su devengo se puede integrar en prácticas habituales de las empresas (pago de insumos, por ejemplo), antes que requerir una operación específica para ello.

Es difícil, todavía, llevar a cabo una evaluación comparativa de los impuestos ambientales, desde el punto de vista de la eficiencia en la consecución de unos determina-

---

<sup>9</sup> Problema diferente es el de la *neutralidad* del sistema fiscal, y la incidencia que sobre ella pudieran tener los impuestos ambientales. Si por neutralidad se entiende la ausencia de distorsiones en los precios relativos por parte del sistema impositivo, los impuestos ambientales son neutrales, ya que no sólo no introducen ninguna distorsión adicional, sino que corrigen (parcial o totalmente) las existentes, aunque ello no garantice un acercamiento al óptimo (recuérdese el *Teorema del Second Best*). Si por neutralidad se entiende la constancia de la presión fiscal, la fiscalidad ambiental es neutral cuando aparece el doble dividendo ya mencionado.

dos objetivos: hoy por hoy, la mayoría de los impuestos ambientales no han sido diseñados con el propósito de modificar el comportamiento del contaminador (y por tanto, reducir los niveles de contaminación), sino que han tenido una finalidad básicamente recaudatoria. Se ha tratado, en definitiva, de poder financiar con ellos (canon de vertido) las intervenciones necesarias para remediar la degradación ambiental (depuración del agua), antes que de prevenir y reducir esta misma degradación: los impuestos ambientales han sido escasamente disuasorios. Proceder de esta forma encierra un riesgo innegable: la recaudación que genera un impuesto ambiental es algo muy bienvenido por parte del administrador público que enfrenta una seria restricción presupuestaria. Ello le puede hacer perder de vista que la mejor señal de la efectividad de un impuesto ambiental es que su recaudación sea nula.

## 9.6. SUBSIDIOS AMBIENTALES

Alternativamente, la Agencia Ambiental podría, en lugar de forzar a las empresas a reducir sus niveles de emisión mediante la introducción de normas, impuestos y sanciones, optar por ayudarlas a que adopten medidas de reducción de sus emisiones, a través de algún tipo de subsidio o financiación de los costes incurridos. Normalmente, estas ayudas toman alguna de las siguientes formas:

- *Subsidios* directos para la adquisición de tecnología y equipos para la reducción de las emisiones contaminantes.
- Concesión de *créditos blandos* (subvencionados) para la adquisición de tecnología menos contaminante. La ayuda puede venir dada por la aplicación de tipos de interés más bajos que los del mercado, períodos de gracia y de vencimiento más largos<sup>10</sup>.
- *Desgravaciones fiscales* aplicables a la adquisición de equipos de reducción de la contaminación. Destacan, entre ellas, las provisiones para la amortización acelerada de equipos anticontaminantes.

Desde el punto de vista de las empresas responsables de la contaminación, la utilización de los subsidios para mejorar los niveles de calidad ambiental es sumamente atractiva. No se puede decir lo mismo, como es natural, desde la perspectiva de la Agencia Ambiental:

- En primer lugar, porque los subsidios producen un impacto negativo sobre el presupuesto público: en lugar de ingresar recursos financieros (impuestos), este sistema los consume.
- En segundo lugar, porque los niveles finales de contaminación serán mayores que con el esquema impositivo. En efecto, aunque desde una perspectiva de estática comparativa podría probarse que un subsidio puede alcanzar el mismo nivel de reducción de la contaminación que el correspondiente impuesto, esto

---

<sup>10</sup> En España, el antiguo Ministerio de Industria puso en marcha en 1989 el denominado *Programa PIT-MA* (Programa Industrial y Tecnológico Medio Ambiental) para el período 1990-1999, que ofrecía asesoramiento y ayuda financiera a las empresas para la adopción de tecnologías más limpias, adquisición de los equipos necesarios y formación de personal. En 1996 fue transferido al Ministerio de Medio Ambiente. En 1997 fue sustituido por la *Iniciativa ATYCA* (Iniciativa de Apoyo a la Tecnología, la Seguridad y la Calidad Industrial), de nuevo en el Ministerio de Industria y Energía (Ciencia y Tecnología).



deja de ser cierto en un contexto dinámico. El motivo es que los subsidios reducen los costes de producción de las empresas, mientras que los impuestos los elevan, y ello puede frenar la salida de empresas del sector, inducir a otras nuevas a entrar y a las existentes a elevar sus niveles de producción<sup>11</sup>.

- Finalmente, la concesión de subsidios a las empresas contaminantes para que reduzcan sus niveles de emisión, choca con el principio de que quien contamina paga, por lo que no está bien vista en ámbitos como la Unión Europea o la OCDE.

Es importante señalar, en cualquier caso, que desde el punto de vista de la consecución de los objetivos ambientales, mucho más importante que las ayudas y subsidios aquí contemplados son los que reciben, directa o indirectamente, sectores que tienen una incidencia ambiental negativa notable. Tres son, en concreto, los que sobresalen en este terreno: la agricultura, el sector del transporte y el sector de la energía. Estos sectores son, en efecto, responsables de una parte fundamental de muchos de los problemas ambientales más graves con los que se enfrenta la sociedad: deforestación, contaminación de acuíferos y del medio hídrico en general, lluvia ácida, calentamiento global, etc. Ahora bien, estos tres sectores reciben, en términos generales, subsidios, directos e indirectos, en ocasiones muy elevados, que como tales se reflejan en la rentabilidad de sus empresas, el nivel de precios de sus productos, los volúmenes de producción y consumo y, consecuentemente, los niveles de contaminación. Sin pretender ser exhaustivos, cabría mencionar:

- El *sector agrícola* tiende a encontrarse doblemente subsidiado. Por el lado de los precios de sus productos, gracias a la existencia de elevados niveles de protección arancelaria, junto con unos precios de garantía o de sustentación. Por el lado de sus insumos productivos, debido al hecho de que el consumo de muchos de ellos está también subvencionado, destacando sobre todo el caso del agua de riego: note el lector que ni siquiera la política del *full cost recovery* (recuperación total de costes) que está promoviendo la Unión Europea, y que se está bastante lejos de alcanzar, incluye todos los costes del agua de riego<sup>12</sup>. Lo mismo puede decirse, en el caso de algunos países subdesarrollados, de los fertilizantes y pesticidas (World Bank, 1992).
- El *sector energético* convencional ha contado con tal volumen de ayudas y subvenciones en todo el mundo (bastaría recordar las ayudas recibidas por el sector del carbón) que, cuando hace ya bastantes años se decidió en el Estado de California impulsar el sector de energías renovables, la respuesta unánime de los afectados fue bien sencilla: estas energías no necesitarían de ningún tipo de ayuda para ser competitivas, si a la energía convencional se le retiraran todas las que ha recibido y sigue recibiendo. A veces estas ayudas pasan casi desapercibidas, pero no por ello son menos importantes: en el ámbito de la Unión Europea, por ejemplo, las centrales nucleares responden del daño que pueda causar cualquier accidente en sus instalaciones, pero sólo hasta un determinado montante (que, a

<sup>11</sup> Es más, la promesa de un subsidio puede mantener abiertas operaciones que no resultaban rentables: es el caso, por ejemplo, del agricultor que declara que su intención era cultivar una parcela de tierra, simplemente para cobrar el subsidio por no hacerlo, a sabiendas de que en ningún caso lo hubiera hecho.

<sup>12</sup> Sobre la incidencia que esta política tendría sobre la rentabilidad de los distintos cultivos en España, el lector interesado puede consultar el excelente trabajo de Sumpsi, Garrido y otros (1999).

decir de los expertos, no cubriría sino las minutas de los abogados de los litigantes). A partir del mismo, la responsabilidad recae en el Estado en el que se encuentra ubicada, y superado este segundo umbral, en la Unión Europea. Como es natural, esta política abarata notable, y artificialmente, el coste de las pólizas de seguro que tienen que contratar las centrales nucleares, y que, de otra forma, hubieran tenido que repercutir en el precio de su energía.

- El *sector del transporte*, por último, se beneficia de unas infraestructuras que se financian, en general, con cargo a los presupuestos generales del Estado (carreteras, calles, pasos elevados y subterráneos, señalización, policía de tráfico), y de unos precios de los productos energéticos que, si bien por un lado soportan una elevada fiscalidad, por otro no incluyen las externalidades ambientales negativas que su producción, distribución y uso comporta. Añádase a ello la presencia de deducciones fiscales a los costes de transporte, el tratamiento fiscal a los coches de empresa, el subsidio relativo a distintos usuarios del gasóleo, etc.

En definitiva, si estos sectores dejaran de recibir las ayudas y subsidios que hoy por hoy disfrutan, se habría dado un paso muy importante a favor de la eficiencia y de una mayor calidad ambiental.

## 9.7. INCENTIVOS AL COMPORTAMIENTO AMBIENTALMENTE POSITIVO

Se engloban bajo este epígrafe distintas medidas que se adoptan para tratar de estimular un comportamiento menos agresivo con el medio ambiente. Destacan entre ellas las siguientes:

- *Sistemas de devolución de depósitos*. Mediante este sistema, como es de sobra conocido, se cobra un sobreprecio en algunos productos, que se devuelve al consumidor cuando éste retorna el producto mismo al fin de su vida útil (aceites lubricantes, batería de automóvil), o el envase en que lo recibió (bebidas refrescantes). Es una medida muy importante para abordar la problemática que plantea la generación de residuos sólidos urbanos (RSU). En este sentido, Shinkunama (2007) advierte que conviene diferenciar entre depósitos pagados en el momento de adquirir el producto, y los que se devengan al final de su vida útil, en el momento de llevarlos a la basura, para concluir que en una economía con bienes duraderos y no duraderos, los segundos son preferibles.
- *Tasas de no conformidad*. Esta figura, combinación de subsidio y multa, es una a modo de tasa que se cobra, por parte de la Agencia Ambiental, cuando la empresa afectada ha superado los niveles de emisión legalmente fijados<sup>13</sup>.
- *Garantía de buen fin*. Consiste esta figura en un depósito que ha de efectuar el agente que va a llevar a cabo una acción potencialmente contaminante o que

<sup>13</sup> El mayor atractivo de esta figura, desde un punto de vista teórico, aparece cuando la Agencia Ambiental, en lugar de dirigirse a una empresa concreta, selecciona un problema ambiental en una zona determinada (por ejemplo, contaminación del agua en un tramo de río), fija unos determinados estándares de calidad ambiental para acabar con el mismo, y cuando dichos estándares no se alcanzan, selecciona al azar a una de las empresas potencialmente responsables, la sanciona con una multa superior al daño causado, y reparte la diferencia entre las restantes. Puede probarse que un sistema de esta naturaleza es teóricamente eficiente, e introduce los incentivos correctos entre las empresas, pero a la vista de lo arbitrario del procedimiento, es prácticamente imposible de implementar (Hanley, Shogren y White, 1997, página 80).

puede suponer la degradación del medio, a favor de la Agencia Ambiental, y que le será devuelto cuando el riesgo haya pasado. Las garantías de buen fin poseen una ventaja evidente: la carga de la prueba recae sobre la empresa afectada, y no sobre la Administración, con el ahorro de costes de información que ello supone. Ahora bien, aceptando el hecho de que son imprescindibles en algunos casos (empresas que han ganado una licitación para la realización de obras de infraestructura particularmente arriesgadas para el entorno), presentan una serie de inconvenientes que no se pueden desconocer. En primer lugar, pueden representar un problema para aquellas empresas que no cuentan con la suficiente liquidez, y no tienen acceso sencillo al mercado crediticio. En segundo lugar, introducen un elemento de riesgo moral (*moral hazard*), ya que la Agencia Ambiental tiene un incentivo evidente en sostener, aunque ello no sea así, que se ha producido un quebranto del patrimonio ambiental, para no tener que devolver el depósito.

## 9.8. PERMISOS DE EMISIÓN NEGOCIABLES

Supongamos ahora que la Agencia Ambiental, en lugar de introducir un impuesto a la emisión de sustancias contaminantes, confiando con ello en reducir su cuantía, decide en primera instancia la carga total que puede absorber el medio de que se trate, y concede a los agentes emisores permisos individuales para emitir ese montante facilitando, al mismo tiempo, que esos permisos se intercambien libremente bajo determinadas condiciones. Por ejemplo, en un intento de controlar las emisiones totales de  $\text{SO}_2$  en un área geográfica determinada, la Agencia Ambiental podría proceder de la siguiente forma:

- Determinar la cuantía total de toneladas-año de  $\text{SO}_2$  que, como máximo, va a permitir que se emitan en la zona, ya que de otra forma se crearían problemas ambientales inaceptables: lluvia ácida, impacto sobre la salud de las personas.
- Crear unos permisos de emisión con un valor de, por ejemplo, una tonelada de  $\text{SO}_2$  cada uno, por un volumen total igual al máximo anterior.
- Distribuir los permisos de emisión así creados entre las empresas contaminantes de la zona, a través de algún mecanismo de reparto previamente anunciado.
- Permitir la emisión de  $\text{SO}_2$  a todos aquellos agentes que cuenten con los permisos correspondientes, prohibiendo cualquier emisión adicional, y sancionando a los infractores con la multa correspondiente.
- Permitir el intercambio de dichos permisos entre los agentes interesados, siempre y cuando se produzca dentro de la zona de referencia.

Actuando de esta forma, la Agencia conseguiría alcanzar el objetivo deseado, de nuevo, sin incurrir en la ineficiencia que, como se vio, acompañaba a la normativa<sup>14</sup>. El

<sup>14</sup> De hecho, los permisos de emisión negociables surgieron, en la práctica, de la necesidad de resolver un problema similar al planteado. En 1970 la Administración norteamericana aprobó la ley sobre calidad del aire (*Clean Air Act*). De acuerdo a las provisiones de esta norma, los distintos Estados federales tenían que alcanzar un determinado nivel de calidad del aire. Pasado el período de transición correspondiente, las zonas que no hubieran conseguido este objetivo quedaban calificadas como «áreas de no consecución» (*Non-Attainment Areas*). El Congreso facultó a la Agencia para la Protección Ambiental (*Environmental Protection Agency*, EPA) para prohibir en ellas la instalación de cualquier industria o actividad económica que pudiera empeorar todavía más la situación atmosférica. El problema aparecía al comprobarse que estas *Non-Attainment*

resultado, en definitiva, va a ser muy similar al del apartado anterior. La razón es sencilla: aquellas empresas con elevados costes de abatimiento (como la que tenía las curvas  $R_B R_B$ ) buscarán adquirir permisos, siempre que su precio esté por debajo de sus costes marginales de abatimiento, cosa que pueden hacer ofreciendo comprárselos a quienes quisieran vender. Por su parte, empresas como A, que tienen unos costes de abatimiento muy bajos (curva  $R_A R_A$ ) poseen unos permisos de emisión cuya rentabilidad, si los utilizan en su planta, no es muy alta: les ahorran unas inversiones (las necesarias para no emitir esa cantidad) muy pequeñas. Puede incluso que esta rentabilidad sea nula si la empresa en cuestión tiene un nivel de emisiones menor al que le otorgan los permisos. En este sentido, estará interesada en recibir ofertas: si le pagan por el permiso más de lo que a ella le costaría reducir las emisiones correspondientes, de acuerdo a su curva de abatimiento, le compensará vender. Al final, en cuanto vaya elevándose el número de empresas que se acercan buscando permisos, por un lado, y escuchando ofertas, por el otro, el mercado así formado tenderá a un precio único de equilibrio para estos permisos, que tendrá el mismo efecto que el impuesto: las distintas empresas se moverán a lo largo de su curva de abatimiento hasta que el coste de reducir la última tonelada de  $SO_2$  sea igual al precio de equilibrio del permiso. La situación será, de nuevo, y desde el punto de vista microeconómico, eficiente, ya que el coste marginal de abatimiento de todas las empresas es el mismo. La alternativa de los permisos negociables, sin embargo, tiene una ventaja relativa con respecto a la utilización de los impuestos. La entrada de nuevas empresas en el sector no agravaría el problema ambiental, como sí podía ocurrir con los impuestos, ya que el número de permisos de emisión es fijo. Simplemente, tendrían que adquirir los permisos necesarios, empujando probablemente su precio al alza. Por otra parte, también tienen algunas desventajas con respecto a sistemas alternativos de control de la contaminación, entre otras cosas, porque la presentación que se ha hecho de su funcionamiento ha sido muy esquemática, obviando una serie de problemas de cierta relevancia. Veamos los principales:

### 9.8.1. Volumen de permisos emitidos

En primer lugar, la Agencia Ambiental tiene que decidir cuántos permisos de emisión va a distribuir entre las empresas contaminantes. La respuesta intuitiva es simple: el que sea compatible con el objetivo ecológico, o de calidad ambiental, perseguido. No puede olvidarse, sin embargo, que si la Agencia desconoce las curvas de abatimiento de las empresas involucradas (sus costes de reducción de las emisiones), no sabrá el impacto que su medida tiene sobre la supervivencia de estas últimas. Un número muy

---

*Areas*, en general, eran zonas caracterizadas por la presencia de una industria pesada, obsoleta e ineficiente, muy contaminante, y en declive. Impedir la entrada de nuevas empresas, aun cuando éstas incorporaran una tecnología ambientalmente puntera (ya que, aunque pequeño, su nivel de emisiones seguiría siendo positivo), suponía condenar a estas zonas al estancamiento. Tratando de evitar este resultado, sin empeorar la situación ambiental, se introdujo en 1977 el «sistema de compensación» (*offset system*): se permitiría la instalación de cualquier empresa siempre y cuando adquiriera unos «certificados de reducción de emisiones» (*emission reduction credits*) por valor de un 120 por 100 de sus emisiones. Estos créditos (permanentes, cuantificables y exigibles) tendrían que adquirirse, por ejemplo, comprando alguna de estas viejas plantas en funcionamiento, y cerrándola o transformándola. De esta forma se conseguía no condenar a la región al atraso y a la decadencia industrial, permitiendo la renovación de su estructura industrial, pero sin agravar los problemas ambientales. Éste es el embrión de lo que luego se generalizaría como permisos de emisión negociables (Hanley, Shogren y White, 1997, página 136).

reducido de permisos puede traducirse en un precio muy alto, en relación con la situación financiera de las empresas, y en que algunas de ellas no puedan pagarlo y tengan que cerrar. Una situación muy similar a la que se enfrentaba la Agencia a la hora de decidir el nivel del impuesto ambiental, aunque ahora sí conoce cuál va a ser el resultado final desde el punto de vista de la variable ambiental relevante (el volumen de emisiones). Cuenta en este caso, no obstante, con la ventaja de que este nuevo sistema ofrece una mayor flexibilidad. La Agencia, por ejemplo, podría comenzar por emitir un volumen de permisos algo superior al que recomendaría el objetivo ambiental perseguido, para no poner en peligro la supervivencia de algunas empresas. Si comprueba que, puestas en marcha las negociaciones, el precio resultante del permiso es muy bajo, y las empresas se están adaptando fácilmente, puede proceder a retirar algunos permisos. ¿Cómo? La forma menos traumática es, desde luego, comprándolos: nadie podrá acusarle de modificar las reglas del juego<sup>15</sup>. La desventaja, también obvia, es que esta medida repercute negativamente sobre el presupuesto de la Agencia. Ahora bien, no se puede perder de vista, en este contexto, que lo que las empresas contaminantes afectadas reclaman, en un mundo cambiante, difícil y competitivo, en el que tienen que tomar decisiones estratégicas para el medio y largo plazo es, sobre todo, unas reglas del juego claras, transparentes y estables. Sería muy contraproducente, en este sentido, anunciar unas medidas de política ambiental, un impuesto a las emisiones de una cuantía determinada, por ejemplo, para, acto seguido, modificarlo. Esto imposibilitaría la planificación estratégica de la empresa con respecto a su política ambiental: ¿se arriesgaría a embarcarse en una reestructuración profunda y muy costosa de su proceso tecnológico, pero necesaria para cumplir con la anunciada normativa ambiental, sólo para descubrir al cabo de un par de años que dicha inversión ha sido insuficiente, pero ya no hay forma de remediarlo (el impuesto ha subido, los estándares se han hecho más restrictivos); o que ha sido un despilfarro que compromete seriamente su competitividad (el impuesto se ha reducido, los estándares se han relajado)? La intervención en el mercado de permisos negociables posibilita una aproximación más flexible al problema de conseguir un nivel de calidad ambiental adecuado sin producir por ello unas consecuencias económicas socialmente inaceptables.

### 9.8.2. Acreditación de reducciones de emisión

En segundo lugar, la Agencia ha de condicionar la entrega de nuevos permisos a un comportamiento claramente identificable. En este sentido, caben dos posibilidades. Por un lado, podrían otorgarse nuevos permisos a aquellas empresas o instituciones que reduzcan sus niveles de emisión por debajo de unos mínimos previamente establecidos. Así, por ejemplo, una empresa eléctrica que tiene asignado un cupo de emisiones de SO<sub>2</sub> y que las reduce por debajo de este monto, podría reclamar que se le concedieran los permisos adicionales correspondientes, para poder negociarlos en el mercado y obtener una rentabilidad financiera con ello. Por otro, la concesión de nuevos permisos («créditos de reducción de la contaminación») podría ligarse al comportamiento de la empresa, o agente involucrado, con respecto a lo que hubiera sido considerado como

<sup>15</sup> La compra de permisos de emisión para no utilizarlos, mejorando de esta manera los niveles de calidad ambiental por encima de lo dispuesto por las autoridades, es una práctica no infrecuente entre organizaciones ecologistas y de defensa de la naturaleza, y entre algunas empresas que quieren adquirir una imagen «verde».

su evolución natural: es decir, se modeliza la evolución de las emisiones de cada agente contaminante con una perspectiva dinámica, y se recompensa con la acreditación de reducciones extraordinarias, traducibles en permisos negociables, cualquier desviación a la baja de las emisiones proyectadas. Como es natural, esta segunda alternativa es bastante más compleja de implementar, ya que obliga a simular lo que hubiera sido la situación de referencia, para premiar aquellas desviaciones, positivas para el medio ambiente, que no se hubieran adoptado en otro caso. Por ello, la literatura tiende a recomendar que la acreditación de nuevos permisos se vincule a reducciones constatables sobre un nivel de emisiones dado (*baseline*), y no sobre eventuales reducciones de una tendencia.

### 9.8.3. Mecanismo de asignación de los permisos

Una vez acordado el volumen de permisos que va a emitir, la Agencia tiene que decidir cómo hacérselos llegar a las empresas. Varias son las posibilidades que podría utilizar:

- *Subasta*. Éste es, en principio, el mecanismo más eficiente de asignación, ya que no sólo es compatible con el principio de que quien contamina paga, sino que permite alcanzar muy pronto el precio de equilibrio. Facilitaría, además, el proceso de ajuste suave (*fine tuning*) mencionado con anterioridad (introducir un volumen alto de permisos para no hacer excesivamente traumática la transición, y luego ir retirándolos mediante compra), ya que la Agencia contaría con los ingresos recibidos por la venta de permisos para luego ir recomprando los que considerara conveniente.
- *Asignación directa sin contrapartida*. Si bien es cierto que la subasta es un mecanismo a primera vista tanto justo como eficiente, a veces no resulta fácilmente aceptable por parte de las empresas afectadas, ya que supone la introducción de unos costes ambientales que pueden resultarles difíciles de asumir, y difíciles también de aceptar por parte de sus trabajadores y accionistas. Por ello, y para facilitar por parte de este segmento de la opinión pública la adopción de medidas ambientalmente más agresivas, en ocasiones la Administración ha optado por repartir sin coste alguno estos permisos entre las empresas afectadas. Lo normal, para llevar a cabo este reparto, ha sido adoptar una política de «respeto a los mayores» (*grandfathering*), es decir, de reparto de los permisos entre las empresas ya establecidas, en proporción, por ejemplo, a sus niveles históricos de emisiones: la llamada «cláusula de anterioridad». Esta política, como es natural, favorece a las empresas más contaminantes, normalmente las más antiguas y obsoletas, que tendrán por ello mayores dificultades de adaptación. Es una forma de hacerles más aceptable un cambio que, quizá, introducido con un sistema más eficiente y justo (como el de la subasta, o un impuesto ambiental), hubieran resistido con todas sus fuerzas.

No puede olvidarse, en cualquier caso, que la asignación directa de los permisos reduce el nivel óptimo de los mismos, ya que obliga a renunciar a uno de sus beneficios secundarios: el doble dividendo, ya mencionado, que la recaudación producto de la subasta de los mismos supondría para el sistema fiscal.

#### 9.8.4. Los permisos en el espacio y en el tiempo: bancos y burbujas

La determinación del espacio geográfico en el que son posibles los canjes de permisos, y las negociaciones sobre eventuales reducciones voluntarias adicionales, son variables clave del sistema. Cuando los contaminantes controlados se mezclan uniformemente en el medio, y la localización geográfica de su origen es, pues, irrelevante para la solución del problema, no hay mayores inconvenientes en extender el funcionamiento del mercado de permisos de emisión hasta cubrir el territorio nacional, e incluso hasta cubrir todo el planeta. Esta ventaja se pierde cuando los contaminantes cuya cuantía se quiere reducir no se mezclan uniformemente, sino que generan problemas diferentes en función de su concentración en el espacio y en el tiempo. En este segundo caso, no tendría mucho sentido permitir a una empresa mantener, o aumentar, sus emisiones contaminantes en una zona en la que ya se han superado todos los niveles críticos de asimilación, a cambio de reducir estas mismas emisiones, o de comprar permisos, en zonas que se encuentran muy alejadas de estos umbrales críticos. Cuando existen problemas de concentración geográfica o temporal de contaminantes, es fundamental construir adecuadamente las «burbujas» dentro de las cuales ha de resolverse el problema, sin acudir a transacciones con el exterior. Lo mismo puede decirse con respecto a la utilización de los permisos en el tiempo. Lo ideal es que estos permisos puedan ser guardados cuando no se utilizan para su eventual uso en el futuro: depositados en el «banco» correspondiente. Sin embargo, y al igual que en el caso anterior, siempre y cuando ello no suponga reducir las emisiones cuando éstas no tendrían mayor incidencia, para liberarlas en momentos críticos. En cualquier caso, esta posibilidad de «depositar» los permisos no utilizados para su utilización futura ha sido señalada como una de las principales razones que explican el éxito de este sistema (Stavins, 1998).

#### 9.8.5. Principales problemas de los permisos de emisión negociables

Como es natural, una política ambiental basada en los permisos de emisión negociables ha encontrado desde sus comienzos una fuerte oposición. Si bien es cierto que con el paso del tiempo, y un mejor conocimiento de su funcionamiento, esta oposición se ha ido matizando considerablemente, permanecen una serie de inquietudes que vale la pena mencionar:

##### a) *Permisos de emisión negociables y poder de mercado*

En ocasiones, en efecto, al estar muy localizadas las fuentes de emisión que se quieren controlar y entre las que se establecería un hipotético intercambio, es prácticamente imposible evitar la utilización del poder de mercado que esta situación facilita. Por un lado, las empresas que reciben los permisos, si son pocas, pueden ejercer este poder de oligopolio para elevar el precio de los permisos, restringiendo su venta. Con ello consiguen, incluso, elevar las barreras a la entrada de eventuales competidores. La rentabilidad de este proceder dependerá, además de lo ya apuntado, de la estructura de costes de abatimiento de las empresas involucradas en las prácticas oligopolísticas. Cuando los costes marginales de reducción de las emisiones son inferiores al precio «competitivo»

del permiso, la empresa está sacrificando una rentabilidad financiera inmediata al retenerlos y no sacarlos al mercado: la diferencia entre los costes marginales que se ahorra, y lo que hubiera ganado vendiendo el permiso. Desde el punto de vista ambiental, esta estrategia puede llegar a ser positiva, ya que obliga a las empresas que quieren operar en el sector, y no cuentan con los permisos correspondientes ni pueden comprarlos, a invertir en tecnologías no contaminantes. Una vez realizada esta inversión, el precio que se pagaría por el permiso de emitir se reduce sustancialmente, reduciéndose en correspondencia los niveles globales de emisión<sup>16</sup>. Las empresas poseedoras de títulos no pueden perder de vista esta posibilidad. Por otro lado, también puede presentarse la situación simétrica: un número reducido de empresas interesadas en comprar los permisos, que ejerzan su poder de monopsonio. Ahora bien, al igual que ocurría en el caso anterior, la empresa que adopta esta estrategia no desconoce que reducir artificialmente su demanda de permisos, para deprimir su precio, tiene como contrapartida la necesidad de incurrir en unos costes de abatimiento superiores a los que tendría que abordar si contara con los mismos. Desde el punto de vista ambiental, esto puede ser positivo, ya que induce a la adopción de tecnologías más limpias, pero no están claras cuáles podrían ser las ventajas de actuar de esta forma. En cualquier caso, los pocos ejercicios de simulación que han podido llevarse a cabo en este terreno tienden a mostrar que, aun en presencia de monopolio por parte de las empresas detentadoras de permisos, estos efectos no son cuantitativamente importantes, y el mercado de permisos de emisión negociables supone una forma eficiente de resolver el problema (Hanley, Shogren y White, 1997, página 144).

b) *El reconocimiento del derecho a contaminar*

Un segundo problema repetidamente puesto de manifiesto con respecto a este sistema es el hecho de que el establecimiento de unos permisos de emisión supone el reconocimiento del derecho a contaminar. Este reconocimiento de unos derechos de propiedad con respecto al medio ambiente en favor de los contaminadores genera un doble rechazo. Por un lado, el que emana de una postura ética contraria al reconocimiento de este tipo de derechos. En este sentido, los permisos despertarían un rechazo todavía mayor que la familia de impuestos y tributos ambientales analizados con anterioridad, ya que en este caso es la Administración la que da la impresión de retener el derecho a decidir quién puede contaminar, y bajo qué condiciones, mientras que cuando una empresa ha adquirido un permiso, parecería que ha adquirido el derecho correspondiente. Por otro lado, y ligado estrechamente con lo anterior, aparece el problema de que la emisión de estos permisos puede sentar un precedente con respecto al derecho

---

<sup>16</sup> Si una empresa productora de energía eléctrica no puede aumentar las emisiones de SO<sub>2</sub>, se verá obligada a instalar un proceso de desulfurización (scrubbing) de sus emisiones, para eliminarlas en la medida de lo posible. Esta opción implica la necesidad de hacer frente a unos fuertes costes de inversión: 125 millones de dólares para una planta estándar de 500 megavatios (Schmalensee *et al.*, 1998). Una vez instalada, sin embargo, lo que un permiso de emisión evitaría serían simplemente sus costes de funcionamiento, mucho menores: alrededor de 65 dólares por tonelada (íd.). Cuando la decisión no se ha tomado todavía, la empresa puede contemplar la posibilidad de adquirir unos permisos que le eviten la necesidad de adquirir los equipos de desulfurización: el precio que estaría dispuesta a pagar por ellos vendría dado por el valor presente neto de la rentabilidad de los fondos de capital que tendría que dedicar a esta inversión, más los costes de funcionamiento de la misma. Cuando la decisión ya se ha tomado, y la inversión es un hecho, el primer componente del precio que se pagaría por el permiso desaparece.



a contaminar que haga posteriormente difícil ante los tribunales reducir el volumen de estos permisos cuando sea necesario. El problema no es trivial: La *Clean Air Act Amendment* aprobada en 1990 en los Estados Unidos, que se analizará enseguida, consideró conveniente introducir una salvaguarda en el sentido de que los permisos de emisión no implicaban el reconocimiento de un derecho de propiedad sobre el medio (Stavins, 1998). Se trata, por tanto, de una cuestión que ha de abordarse en el plano institucional, y que demanda una separación muy nítida entre un instrumento aparentemente eficiente de reducción de la contaminación y la cesión de los derechos de propiedad sobre el medio a favor de los agentes contaminantes. Lo primero no tiene por qué conllevar lo segundo.

### c) Administración, vigilancia y control

En tercer lugar aparecen los problemas obvios que supone la puesta en funcionamiento del sistema, desde el punto de vista administrativo, legal, y de vigilancia y control. Los permisos de emisión negociables, de forma más marcada que en el caso de los impuestos ambientales, requieren de la creación de una serie de dependencias administrativas *ad hoc*, lo que supone un coste en recursos, tanto financieros como humanos, no desdeñable, y que debería tomarse en cuenta a la hora de llevar a cabo las comparaciones entre sistemas alternativos.

## 9.8.6. La experiencia de los permisos de emisión negociables en la lucha contra la lluvia ácida en Estados Unidos

La escasez de experiencias existentes con los permisos de emisión negociables, producto de su muy corta vida también desde una perspectiva teórica, no aconsejan una evaluación global de su funcionamiento. Las opiniones sobre sus ventajas y desventajas relativas se fundamentan alrededor de las pocas experiencias cuya trayectoria ha sido lo suficientemente amplia como para permitir un primer esbozo de juicio de esta naturaleza. Entre ellas destaca la derivada de la *Clean Air Act Amendment* de 1990 en los Estados Unidos y, más concretamente, del Título IV de esta disposición legal. A continuación se presenta una descripción de la misma, y un análisis provisional de sus primeros resultados (Stavins, 1998; Schmalensee *et al.*, 1998).

El Título IV de la *Clean Air Act Amendment* se proponía como objetivo reducir para fines del año 2005 aproximadamente en 10 millones de toneladas las emisiones de SO<sub>2</sub> a la atmósfera de 1980. Esto suponía reducir a la mitad las emisiones del año base, con lo que se confiaba resolver el problema de la lluvia ácida. A la vista de la experiencia positiva acumulada en etapas anteriores de aplicación de la ley, la Agencia (en este caso, la EPA) consideró conveniente acudir a los permisos de emisión negociables para abordar esta reducción. Los permisos de emisión negociables se repartieron entre las empresas afectadas en función de sus emisiones históricas (*grandfathering*), y la EPA se reservó un pequeño volumen (aproximadamente un 2 por 100 del total) para subastarlos. Los títulos así repartidos, o subastados, permitían la emisión de una tonelada-año, durante un período de cinco años. Una vez concedidos, los permisos podían ser utilizados, guardados o negociados en cualquier punto de los Estados Unidos. Ahora bien, aquellas empresas sorprendidas emitiendo cantidades superiores a las permitidas, se enfrentaban a sanciones de 2.000 dólares por tonelada en exceso. La Administración, por su parte, para garantizar el cumplimiento de las reglas del juego,

invertía hasta un total de 124.000 dólares en la vigilancia y control de cada unidad de producción y emisión.

Las previsiones de los expertos apuntaban hacia un precio de los permisos en la primera fase que estaría en el rango de 250-350 dólares por tonelada. Los resultados obtenidos quedaron algo por debajo de estas cifras. En la primera subasta, para los permisos de 1995, el precio quedó fijado en 131 dólares, mientras que las transacciones realizadas en los primeros años se movieron entre los 150 y los 200 dólares. En total, las empresas receptoras utilizaron entre un 45 y un 50 por 100 de los permisos recibidos, guardaron para su uso futuro alrededor de un 35 por 100, y vendieron el 15-20 por 100 restante. El hecho de que no todos los permisos se utilizaran y las emisiones totales fueran un 30-40 por 100 inferiores a las previstas se explicó por dos factores:

- La rentabilidad de guardar los permisos, a la vista de la evolución previsible de sus precios en el futuro, en comparación con los tipos de interés.
- La caída, no esperada, de los precios del transporte de mercancías por ferrocarril, que abarató sustancialmente el acceso a fuentes de carbón con un menor contenido en azufre, cuando las empresas habían ya sobreinvertido (a la vista de los acontecimientos) en desulfurizadores.

Del total de las reducciones conseguidas, se estima que un 45 por 100 se debieron a la instalación de desulfurizadores, y el 55 restante a un cambio en el suministro de combustibles a favor de aquellos menos contaminantes. Al mismo tiempo, no se produjo la oleada de litigios y juicios que algunos autores habían pronosticado que se daría con la implantación del sistema.

Bastante más complejo es el cálculo de las ganancias de eficiencia que el sistema de permisos de emisión negociables permitió, en su caso, conseguir. La dificultad fundamental estriba en la necesidad de modelizar una situación de referencia con la que comparar el coste global de la reducción conseguida: es decir, estimar cuál hubiera sido el coste de una reducción semejante, utilizando otros instrumentos de política ambiental. De acuerdo con Stavis (1998), el sistema de permisos de emisión negociables representó un ahorro de 1.000 millones de dólares anuales, en comparación con lo que hubiera supuesto conseguir la misma reducción, con un sistema de regulación y control (*command and control*). Por su parte, Schmalensee *et al.* (1998), mencionan la cifra de 225-375 millones de dólares anuales (entre un 25 y un 34 por 100 del coste anual), en comparación con un sistema de asignación de permisos sin posibilidades de negociación ulterior. Como puede comprobarse, en cualquier caso, se trata de una reducción de costes sustancial.

¿Por qué, a la vista de estos resultados, no ha tenido mayor aceptación, incluso en los Estados Unidos, el sistema de los permisos de emisión negociables? ¿Por qué, parafraseando el título de un excelente artículo sobre el particular, «el paciente no ha seguido las prescripciones del doctor»? (Hahn, 1989). Varias son las razones que se han apuntado para explicar esta aparente inconsistencia, y que hacen referencia a los intereses encontrados de los distintos grupos y agentes sociales envueltos en el proceso:

- Por un lado, se afirma, las empresas prefieren la regulación tradicional, ya que se encuentran más capacitadas, y acostumbradas a influir sobre ella (*lobbying*), que sobre un nuevo sistema de control desconocido.
- En el caso del Título IV que se está comentando, los sindicatos favorecían una normativa que obligara a la instalación de desulfurizadores, en lugar de un sis-

tema de permisos que dejaba abiertas otras opciones a cada empresa, porque de esa forma se podría seguir utilizando el carbón local, más barato, pero con mayor contenido en azufre.

- La Administración, por su parte, está compuesta por un cuerpo de funcionarios que no sólo es reticente a la introducción de cambios sustanciales en su forma de actuar, sino que está mucho mejor entrenado y acostumbrado a tratar con procedimientos administrativos y normativos, que con las variables propias del mercado, el análisis financiero y la elección.
- El movimiento ecologista, en general, no ha visto con mucha simpatía la introducción del sistema de mercado como mecanismo de resolución de los problemas ambientales, teniendo en cuenta, sobre todo, el propio papel del mercado en el origen de muchos de estos problemas<sup>17</sup>. Por otra parte, y como ya se apuntó, el sistema de permisos de emisión parece reconocer un derecho a contaminar que estos movimientos no están dispuestos a aceptar.
- Por último, los políticos encargados de diseñar un determinado tipo de estrategia ambiental, tenían dos razones para preferir la normativa al mercado. En primer lugar, el hecho de que la normativa, los estándares, garantiza la certeza del resultado en términos de calidad ambiental, mientras que esto no está tan claro con los permisos (debido a la posibilidad de transacciones geográficas y de guardarlos para un uso futuro), y mucho menos en el caso de los impuestos. En segundo lugar, porque los estándares ayudan a ocultar los costes de la reducción de las emisiones, cosa que no ocurre ni con los impuestos ni con los permisos, y que puede tener una repercusión negativa en determinados sectores de la opinión pública. Finalmente, porque en el contexto de una política de símbolos, la fijación de determinados estándares es más efectiva que algo tan incomprensible, e incluso tan sospechoso, como un mercado para negociar permisos de emisión de sustancias contaminantes.

Los resultados obtenidos hasta ahora, sin embargo, así como una mejor comprensión del mecanismo de funcionamiento del sistema, de sus limitaciones y del tipo de problemas ambientales más susceptibles de ser abordados eficientemente con ayuda del mismo, han ido debilitando estas resistencias a su implantación, y es probable que en un futuro no muy lejano se asista a una utilización más intensa de los permisos de emisión negociables, y no sólo en los Estados Unidos. Con la provisionalidad que implica el análisis de una experiencia tan reciente, es probable que de la misma puedan derivarse una serie de conclusiones, con respecto al contexto más indicado para la aplicación de este instrumento económico:

- Problemas ambientales generados por contaminantes que se mezclan uniformemente.
- Problemas ambientales nuevos, en los que se encuentran pocos defensores del *statu quo*.
- Situaciones caracterizadas por amplias diferencias entre las empresas involucradas con respecto a sus costes de abatimiento.
- Situaciones caracterizadas por la incertidumbre con respecto a los costes de abatimiento de las distintas empresas.

---

<sup>17</sup> La aceptación del aforismo debido a Joan Robinson que afirma que «el mercado no es un buen soberano, pero puede ser un excelente siervo», ha terminado por eliminar algunas de estas suspicacias.

- Situaciones caracterizadas por la constancia de los costes marginales de abatimiento de las emisiones, y rápida caída de los beneficios marginales de las mismas.

Si hubieran de extraerse, a modo de conclusión, algunas líneas maestras sobre el comportamiento relativo de los distintos instrumentos de política ambiental, en función de los criterios señalados al comienzo (eficacia, eficiencia, flexibilidad y equidad), y con lo que ello tendría de arriesgado, podría quizá aventurarse que los permisos de emisión parecen ser más eficaces que los impuestos en la consecución de los objetivos ambientales, salvo cuando los costes de abatimiento son conocidos. Dan la impresión, asimismo, de ser ligeramente más eficientes que los impuestos en aquellos casos que, por las características apuntadas con anterioridad, constituyen su campo natural de aplicación. Lo que no puede perderse de vista, en ningún caso, es que la bondad relativa de estos instrumentos, y de cualquier otro, dependerá, fundamentalmente, de la capacidad administrativa del ente encargado de ponerlos en práctica y de la consistencia del marco legal en el que se va a operar.

## 9.9. LA POLÍTICA AMBIENTAL EN AMÉRICA LATINA: ESTUDIO DE CASOS

Vale la pena, para redondear las ideas presentadas a lo largo de este capítulo, analizar las dificultades que experimenta la puesta en marcha de una política ambiental digna de ese nombre, comenzando por las relativas al propio marco institucional en la que ésta ha de desenvolverse. Para ello se han escogido dos países representativos de la región y que se cuentan entre los más activos en este área.

### 9.9.1. Estrategia para el control de sustancias que agotan la capa de ozono en Chile

En marzo de 1990 Chile ratificó el Protocolo de Montreal sobre sustancias que agotan la Capa de Ozono (SAO), comprometiéndose a una primera reducción en 2007, y a eliminar totalmente su consumo en 2010. En 1998 la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) decidió evaluar las opciones de política ambiental disponibles para cumplir estos compromisos. A continuación se examina el proceso que se siguió para ello.

El consumo de las distintas SAO se corrige por el potencial de agotamiento de la capa de ozono (PAO)<sup>18</sup> de cada una de ellas para identificar su impacto real. La sustancia más importante es el CFC-11, con un 38 por 100 del PAO, seguido por el CFC-12 (32 por 100) y el bromuro de metilo (BM; 22 por 100). Las demás sustancias tienen poco peso en el consumo PAO.

Chile es básicamente un país importador de las distintas SAO. La importación de CFC está concentrada en pocas empresas mientras que, con respecto a los usuarios fi-

<sup>18</sup> El potencial de agotamiento de la capa de ozono (PAO) de un compuesto es una medida de su capacidad para destruir ozono estratosférico. Es una medida relativa, definiéndose el PAO del CFC-11 como 1,0, y el de los demás compuestos con base en este punto de referencia.

nales, cerca de un 55 por 100 del consumo se concentra en empresas grandes y medianas, y el resto se reparte entre empresas pequeñas, o con consumos eventuales, y técnicos de refrigeración. En total se estima que podrían existir más de 400 usuarios finales de CFC.

En este contexto se plantean algunas preguntas ciertamente interesantes: ¿Qué atributos debería contemplar la autoridad ambiental a la hora de seleccionar instrumentos que permitan cumplir las obligaciones contraídas en el Protocolo? ¿Cuáles son los costes de cumplir con las reducciones comprometidas? ¿Supone una diferencia significativa el aplicar *instrumentos económicos* flexibles? Los instrumentos flexibles son, como se vio a lo largo de este capítulo, eficientes. Sin embargo, los reguladores también valoran otros atributos: eficacia, simplicidad administrativa, legal e institucional, y posibilidades de monitoreo, control y fiscalización.

Para definir una estrategia de control de SAO se necesitaba estimar, en primer lugar, su consumo futuro. La incertidumbre con respecto a los efectos del Protocolo sobre precios y disponibilidad de SAO es muy elevada, por lo que se optó por desarrollar tres escenarios con respecto a la tendencia del consumo de CFC-11 y CFC-12 entre 1997 y 2010:

- *Escenario base*: asume que el consumo de CFC crecerá a una tasa constante de 3 por 100 entre 1997 y 2010<sup>19</sup>. A partir de 2010, y debido a la desaparición de la oferta exterior, motivada por las restricciones en los países productores, el consumo se hace cero. Este es el escenario de máximo consumo.
- *Escenario moderado*: asume que las grandes empresas operando con CFC en 1998 dejan de utilizarlo el año 2000<sup>20</sup>. En este caso el consumo de CFC cae en 26 por 100. Por otra parte, se asume que el resto del consumo de SAO sigue creciendo a un 3 por 100 anual.
- *Escenario optimista*: supone que se otorgan subsidios de manera eficiente para facilitar la reconversión tecnológica de las empresas, y que éstas abandonan el consumo de SAO. Adicionalmente se asume que cuando los equipos que utilizan SAO llegan al fin de su vida útil, son reemplazados por otros que utilizan sustancias alternativas.

Al proyectar los consumos esperados de SAO en cada escenario, se concluyó que Chile no iba a cumplir con sus obligaciones, y que era necesaria una estrategia para acercarse al escenario optimista. Adicionalmente, era necesario definir los instrumentos específicos que permitieran asegurar el cumplimiento de las metas de los años 2007 y 2010. A continuación se examinan las alternativas evaluadas, y los criterios de selección de las mismas.

#### a) *Evaluación cualitativa de las distintas opciones*

Con base en la experiencia internacional, y tomando en cuenta las características específicas del caso chileno, se consideró interesante evaluar cualitativamente cinco instrumentos de regulación: tres de regulación directa, y dos instrumentos económicos. Los

<sup>19</sup> Tasa de crecimiento representativa del período comprendido entre 1994 y 1996.

<sup>20</sup> Supuesto razonable dado el interés manifiesto por abandonar el uso de SAO por parte de las empresas.

primeros incluían *normas de producto*, que regulaban la producción e importación de productos que pudieran contener o haber sido fabricados con sustancias SAO; *prohibición de importación* de dichas sustancias o grupos de ellas; y *cuotas de importación*, que permiten que agentes autorizados importen un total máximo de dichas sustancias. Los instrumentos económicos considerados eran dos: una *tarifa a las importaciones* de productos SAO, equivalente a un *impuesto* a la importación; y un *sistema de Permisos de Importación Transferibles* (SPIT), que consistía en la asignación de permisos de importación libremente negociables entre los usuarios de estas sustancias. Con base en un proceso de consulta con expertos y reguladores se alcanzó una primera *evaluación cualitativa* de cada opción, que se resume en la Tabla 9.1.

Como se puede comprobar en la misma, no hay ninguna opción dominante en todos los ámbitos de interés del regulador. Sin embargo, al comparar los SPIT con las cuotas de importación y las tarifas, aparecen ciertas ventajas. Si bien todas requieren una Ley, los SPIT son costes eficientes (cosa que no sucede con las cuotas) y eficaces (lo que no sucede con las tarifas). En particular reducen fuertemente la incertidumbre tanto para los usuarios como para el regulador. Además, la potencial aplicación de los SPIT, no parece despertar un rechazo por parte de la autoridad económica, mientras que la aplicación de una tarifa es más sensible. Por otra parte, la opción de prohibir de forma secuencial ciertas sustancias tiene el atractivo de ser fácil de implementar y de controlar. Considerando que la reconversión de la industria usuaria del CFC-11 presenta costes menores que los de las usuarias de CFC-12, debiera prohibirse primero el CFC-11 y luego el CFC-12. Las fechas de reducción relevantes son el 2005 (50 por 100) y el 2007 (15 por 100), por lo que es interesante generar y evaluar un escenario que cumpla, vía prohibiciones, con estas metas.

Estas conclusiones generales se discutieron con el equipo de la CONAMA encargado de definir la regulación, y a partir de ellas, y las prioridades del regulador, se optó por evaluar *cuantitativamente* algunas de estas opciones: SPIT, prohibición adelantada (que permita cumplir en las fechas previstas con el Protocolo), prohibición, y normas de producto.

#### b) *Evaluación cuantitativa de las distintas opciones*

La Tabla 9.2 resume los costes de cada opción para los tres escenarios. Cabe destacar que, de acuerdo a las proyecciones, algunos de los instrumentos (los señalados con \* y \*\*) conllevan distintos grados de incumplimiento. En consecuencia, y como se observa, sólo los SPIT y las prohibiciones adelantadas permiten cumplir con las metas.

El SPIT es el instrumento que logra cumplir las metas a un menor coste. Sin embargo, estos ahorros de costes no son muy significativos. Las conversaciones con las autoridades de la CONAMA señalaban, por otro lado, que este gasto adicional podría ser considerado como un «mal menor» si con ello se evitaba llevar la discusión al Congreso, lo que efectivamente se conseguiría en el caso de las prohibiciones adelantadas. Los responsables de la CONAMA tampoco estimaron como importantes los usos potenciales que no se podrían realizar en el caso de adelantar la prohibición de CFC-12 a 2007: no sería un problema si se anunciaba la prohibición con suficiente antelación.

Finalmente, y a la vista de las evaluaciones cuantitativas y cualitativas, la CONAMA se inclinó por aplicar prohibiciones por sustancias, adelantando la de CFC-12 a 2007.

**Tabla 9.1.** Evaluación cualitativa de las opciones analizadas

Alternativa	Coste/eficiencia	Eficacia	Facilidad legal	Facilidad de monitoreo y fiscalización	Aceptabilidad	
					Para usuarios	Para regulador
<b>Norma de producto</b>	MEDIA. Es posible evaluar la coste-efectividad media de cada sector, pero no es posible incorporar variaciones de costes dentro de cada sector.	BAJA. No permite reducciones por debajo del 30 por 100 del consumo actual. Por tanto, no permite cumplir metas intermedias.	ALTA. Sólo requiere de un trámite administrativo.	BAJA. Es necesario fiscalizar los productos que pudieran contener sustancias controladas.	BAJA. Primeros productores afectados podrían considerarla discriminatoria.	MEDIA. A pesar de tener una alta facilidad legal, requiere manejo de gran cantidad de información técnica para hacerla coste-eficiente.
<b>Prohibición de importación de sustancias</b>	BAJA-MEDIA. Poco flexible; no permite discriminar entre distintos sectores productivos con distinta coste-efectividad.	MEDIA. Obliga a reducir en exceso o a no cumplir las metas.	ALTA. Sólo requiere de un trámite administrativo.	ALTA. Sólo requiere control de importaciones de sustancias controladas.	BAJA-MEDIA. Primeros usuarios afectados podrían considerarla discriminatoria.	ALTA. Sencilla de aplicar.
<b>Cuotas de importación de sustancias</b>	BAJA-MEDIA. Depende de la asignación inicial, la que difícilmente es coste-efectiva.	ALTA. Se ajusta, por definición, a la meta establecida.	BAJA. Requiere ser aprobada en una ley.	ALTA. Sólo requiere control de importaciones de sustancias controladas.	MEDIA. Depende del mecanismo de asignación inicial.	BAJA. Requiere una ley.
<b>Tarifa a la importación de sustancias</b>	ALTA. Por definición es coste-efectiva. Induce a los productores de menores costes a la reconversión.	MEDIA. Alta incertidumbre en el efecto de las tarifas sobre el consumo.	BAJA. Requiere ser aprobada en una ley.	ALTA. Sólo requiere control de importaciones de sustancias controladas.	MEDIA. Permite a los productores definir en qué momento realizar la reconversión, pero obliga a pagar por cada unidad utilizada.	BAJA Requiere ley y es incierta.
<b>Permisos de importación transferibles</b>	ALTA. Alta flexibilidad. Permite transar los derechos asignados.	ALTA. Se ajusta, por definición, a la meta establecida.	BAJA. Requiere ser aprobada en una ley.	MEDIA. Requiere control de importaciones de sustancias controladas, y adicionalmente el control de la transacción de permisos.	ALTA. Permite a los productores definir en qué momento realizar la reconversión y, si se regala inicialmente, no obliga a pagar por cada unidad utilizada.	BAJA. Requiere una ley y controles adicionales.

**Tabla 9.2.** Costes de las distintas opciones para cada escenario

	Escenario base	Escenario moderado	Escenario optimista
	VPN (millones de dólares)	VPN (millones de dólares)	VPN (millones de dólares)
Prohibiciones: 2005-2010	8,7**	3,6**	1,1*
Norma de producto	11,4**	2,9**	0,8*
SPIT	14,4	5,4	1,1
Prohibiciones adelantadas: 2005-2007	18,8	11,0	4,9

\* Leve incumplimiento.  
\*\* Incumplimiento significativo.

### 9.9.2. Instrumentos económicos para la política ambiental: el caso de Colombia<sup>21</sup>

La política ambiental en Colombia se remonta al comienzo de los años setenta del siglo pasado. En efecto, con la aprobación del Código de Recursos Naturales en 1974, se dio inicio a la formalización y estandarización de una serie de medidas que pretendían regular la explotación y manejo de recursos naturales renovables y no renovables con el fin de garantizar su sostenibilidad. La política ambiental colombiana se desarrolla plenamente con la Constitución de 1991, que plantea explícitamente la necesidad de que Colombia fundamente su desarrollo sobre la base de la sostenibilidad. En este sentido, la Ley 99 de 1993, crea el Ministerio del Medio Ambiente y define el marco general para el diseño de políticas relacionadas con la preservación de los recursos naturales y el ambiente.

Con esta perspectiva se crea el Sistema Nacional Ambiental (SINA) que es la instancia que coordina las políticas tanto sectoriales como las políticas regionales y nacionales en materia ambiental y, en particular, de recursos renovables. En el ámbito regional, la política ambiental queda en manos de las denominadas Corporaciones Autónomas Regionales (CAR), mientras que a nivel nacional es el Ministerio al que le compete todo el diseño de los instrumentos y las medidas relacionadas con el medio ambiente.

Con anterioridad a la Constitución de 1991, la política ambiental tenía un marcado sesgo normativo. Es decir, se basaba sobre prohibiciones y reglamentaciones complejas que, a la postre, no se lograban hacer cumplir por las dificultades presupuestarias y técnicas para garantizar el adecuado monitoreo y control.

Por otro lado, Colombia no ha sido ajena a un marcado cambio de énfasis en la agenda internacional de la región. En efecto, al ser Colombia un país abundante en recursos naturales, tenía mucho sentido diseñar mecanismos para su preservación y explotación racional y sostenible. Sin embargo, y como resultado de acontecimientos como los ataques terroristas del 11 de septiembre, la definición de los Objetivos del Milenio y la cumbre de Johannesburgo, en agosto de 2002, el énfasis se mueve hacia los temas relacionados con la seguridad y el comercio. Colombia, no escapó a estos

<sup>21</sup> Este epígrafe se basa en Alviar (2004).



cambios y desde 2002 comienza un proceso de reestructuración de la política ambiental que lleva, por ejemplo, a que se integren en el Ministerio del Medio Ambiente los temas de vivienda y desarrollo territorial, con la consiguiente pérdida de protagonismo técnico y presupuestario de los temas ambientales. A ello se une el hecho de que la gestión ambiental gubernamental se ha enfocado más hacia el mercado, y el saneamiento básico, que a sostener y mejorar la oferta de bienes y servicios naturales. Se percibe, asimismo, una cierta descoordinación en la ejecución de las políticas ambientales entre los niveles nacional y regional.

A pesar de todo lo anterior, el gobierno colombiano ha logrado diseñar algunos instrumentos económicos relevantes para enfrentar los retos ambientales, y tratar de financiar las instancias rectoras y ejecutoras de las políticas. Entre ellos destacarían:

- *Tasas retributivas.* Se trata de un instrumento económico orientado a la reducción del vertido de contaminantes a los cuerpos de agua. Para su operación las CAR conciertan con los usuarios el pago de las tasas por contaminación, incentivando inversiones en tecnología y producción limpia para reducir la contaminación. En Colombia la tasa retributiva comenzó a cobrarse en 1997. El Ministerio del Ambiente reportó entre 1998 y 2002 la suma de 30 millones de dólares por tasas debidas. Sin embargo, de este monto sólo se pudo recaudar el 33 por 100. El resultado, en cualquier caso, ha sido la reducción en un 27 por 100 de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y en un 45 por 100 de los sólidos suspendidos totales (SST).
- *Tasas por uso de agua.* Es un cargo con dos propósitos: estimular el uso racional del recurso hídrico, y fomentar la conservación y restauración de los recursos de agua. Para lograrlo se establecen tarifas que induzcan un cambio de comportamiento de los distintos agentes económicos usuarios del agua y los recursos recaudados se invierten en proyectos relacionados con la regulación y la conservación del recurso. Se estima, sin embargo, que entre 2002 y 2005 se recaudaron sólo 3 millones de dólares por este concepto.

En definitiva, el diseño, implementación y evaluación de los instrumentos económicos para la regulación ambiental en Colombia es relativamente reciente, y todavía quedan muchos aspectos por mejorar. En materia de instrumentos de mercado no se ha avanzado lo suficiente y apenas comienzan las discusiones sobre las posibilidades del mercado de servicios ambientales abiertas por el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) planteado por el Protocolo de Kyoto, y que se analizarán en el Capítulo 12.

Un caso de particular interés, y que anticipa un mecanismo que se analizará con más detalle asimismo en el Capítulo 12 (el denominado Pago por Servicios Ambientales) es el relativo a la erosión del suelo. La erosión de los suelos, en efecto, produce efectos negativos tanto al predio donde se genera como en otros predios ubicados aguas abajo. En este sentido, la erosión genera costes internos y externos. En el ámbito interno, los costes de la erosión están representados por la disminución de la productividad de los suelos que conlleva una reducción de los rendimientos de los cultivos por hectárea y, consecuentemente, del ingreso de los productores. Por su parte, los costes externos, vienen dados por la salinización de las fuentes de agua, el aumento de la probabilidad de inundaciones, y el acortamiento de la vida útil de los embalses.

La conservación de los suelos es generalmente asumida por el propietario de la tierra quien, como persona racional tomará medidas de conservación siempre y cuando sus beneficios marginales sean mayores que los costes marginales de dichas medidas.

Sin embargo, al hacer este cálculo, no toma en cuenta los efectos sobre otros agentes económicos: los beneficios en términos de la reducción del daño a terceros no hacen parte de la decisión de conservar el recurso suelo. A menos, pues, que el propietario sea altruista, se justificaría la intervención del Estado a través de incentivos económicos.

En países tropicales en desarrollo, donde la pobreza rural supera el 50 por 100 de la población, y los pequeños productores o campesinos ni siquiera toman acciones para proteger sus propios suelos y desarrollar prácticas agrícolas sostenibles, no es de esperar que vayan a adoptar medidas para beneficiar a terceros. La Figura 9.6 ilustra cómo el productor enfrenta la decisión de conservar el suelo.

A medida que el nivel de erosión, medido en el eje horizontal, aumenta, los daños marginales privados para el propietario ( $MD_L$ ) también aumentan. Es decir, una unidad adicional de erosión, medida en términos de toneladas por hectárea, produce un daño adicional al propietario. Si no hay control a la erosión, y su nivel alcanza el punto  $e_o$ , el daño total para el propietario será el representado por el área  $(a + b + c + d)$ . El daño total de la erosión se puede reducir si el propietario toma la decisión de aplicar prácticas de conservación del suelo. El coste marginal de implementar medidas de conservación de suelos está representado en la figura por la curva  $MAC$ , que indica que los costes adicionales de cada unidad de erosión reducida son crecientes. Similarmente a la curva de daño marginal, el área bajo la curva  $MAC$  representa el coste total de reducir la erosión desde  $e_o$  a un nivel más bajo. Así, reducir la erosión a cero, costaría el área representada por  $(a + b + c + f + g + j)$ . Como puede verse en la figura, los costes de reducir la erosión a cero son mayores que los beneficios, para el propietario, si el área  $(f + g + j)$  es mayor que el área  $d$ , lo cual no sería una decisión apropiada para un propietario que maximiza su beneficio. En este caso, el nivel óptimo de erosión para el propietario sería el punto para el que los beneficios netos, representados por el área  $(d)$ , de reducir la erosión desde  $e_o$  son maximizados. Esto ocurre en el punto  $e_i$  en la figura. Adicionalmente a los daños ocasionados por la erosión dentro del predio, los daños generados fuera pueden ser representados por los daños marginales a la sociedad en general. Cuando ambos daños se suman ( $MD_S$ ), el nivel óptimo de erosión sería  $e_s$ , distinto al nivel óptimo para el propietario ( $e_i$ ), por lo que reducir el

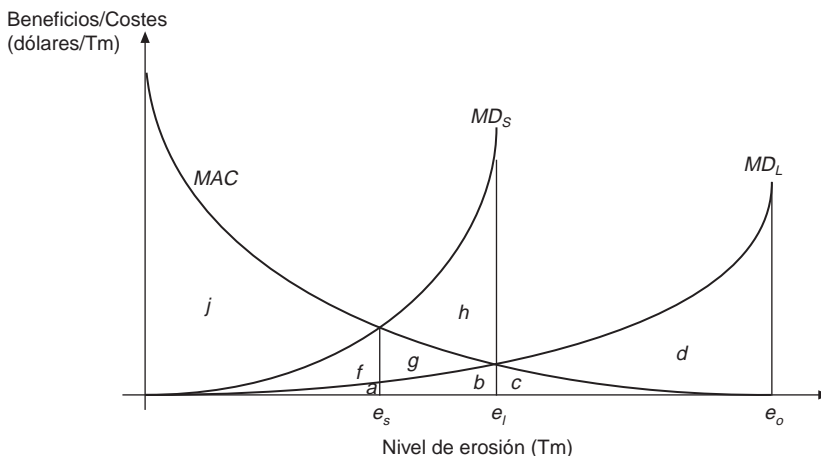


Figura 9.6.

nivel de erosión, desde  $e_l$  a  $e_s$  incrementa los beneficios a la sociedad, representados por el área ( $h$ ).

Probablemente una mejor información contribuiría a que los propietarios se movieran desde  $e_0$  a  $e_l$ . Sin embargo, la figura muestra que los beneficios adicionales para el propietario, derivados de reducir la erosión desde  $e_l$  a  $e_s$  representada por el área ( $b$ ), son menores que los costes, representados por el área ( $b + g$ ). Esto significa que se requieren incentivos adicionales para continuar reduciendo la erosión hasta el punto  $e_s$ . De acuerdo a la figura, el incentivo debe ser igual al área ( $g$ ). Es decir, en ese punto se iguala el monto por el cual los costes adicionales de reducir la erosión de  $e_l$  a  $e_s$ , exceden los beneficios adicionales para el propietario. De otro lado, la sociedad debería estar dispuesta a proveer un incentivo por lo menos igual al área ( $g + h$ ), lo cual representa beneficios adicionales a otros miembros de la sociedad. En efecto, proveer un incentivo mayor al área ( $g + h$ ) haría que ambos, sociedad y propietarios, estuvieran en condiciones mejores.

En el caso de Colombia, no existe una clara política ambiental que use instrumentos económicos, de mercado o de estándares y normas, relacionados con el control de la erosión de los suelos. En el año de 1993 con la expedición de la Ley 99 se establece un mecanismo que podría llamarse de compensación en el sentido de que las empresas de energía hidroeléctrica deben aportar el 3 por 100 de sus ingresos por ventas a los municipios que están ubicados en el área de influencia de los embalses en donde se genera la energía<sup>22</sup>. Sin embargo, en la gran mayoría de los casos, estos fondos terminan invirtiéndose en rubros que poco o nada tienen que ver con la conservación de los suelos.

El sector agrícola colombiano cuenta, por otra parte, con las denominadas Unidades Municipales de Asistencia Técnica Agropecuaria (UMATA). Estas unidades, sin embargo, son débiles desde el punto de vista del presupuesto, y concentran su actividad en asesorar a los productores en materia de productividad: no parece que su mayor aporte sea sobre la implementación de prácticas de conservación de los suelos. Sería deseable, desde la perspectiva de una política ambiental, que el esquema de compensación establecido en la Ley 99 se aplicara cabalmente a proyectos de control de la erosión como un incentivo económico para quienes se comprometen, con metas claras, al desarrollo de prácticas sostenibles que mejoran el ingreso de los campesinos y, al mismo tiempo, contribuyen a reducir las externalidades negativas del predio que las genera.

En definitiva, y en materia de erosión de suelos, no se ha avanzado mucho en la definición e implementación de instrumentos económicos para combatirla. La erosión de los suelos además de un problema técnico, debe abordarse con una perspectiva compleja que involucre los temas de la concentración de la propiedad rural, la pobreza de la población y el tema crucial de los usos del suelo acordes con la vocación y capacidad física de los suelos.

## 9.10. RESUMEN

En este capítulo se han analizado los principales instrumentos con los que cuenta la Administración para tratar de alcanzar los objetivos ambientales previamente acordados. Las carencias de información con las que se encuentra el administrador público en

<sup>22</sup> Para el caso de la cuenca de Rionegro, en los Andes colombianos, que se describirá en el Capítulo 11, los aportes entregados a las municipalidades, por parte de las compañías de energía eléctrica, ascendieron en, 2004, a más de 6,3 millones de dólares.

este campo probablemente le impidan alcanzar una solución óptima, y le obliguen a adoptar una aproximación más gradual al problema. En cualquier caso, se han ido presentando, a lo largo del mismo, las opciones a las que podría acudir el decisor público (la «Agencia Ambiental»), confrontado con la necesidad de cambiar el comportamiento de los agentes contaminantes, haciendo que la degradación del medio deje de ser una opción rentable. De esta forma, se han analizado las posibilidades que ofrece la introducción o modificación de una determinada normativa ambiental, que impida o condicione la realización de ciertas actividades. Se ha visto cómo este enfoque, caracterizado por el hecho de que reduce el abanico de opciones abiertas al agente contaminador, y que si es respetado garantiza la eficacia en la consecución de los objetivos ambientales, sufre sin embargo de problemas de eficiencia. Por el contrario, los denominados *instrumentos económicos*, caracterizados por modificar no el conjunto de opciones (retirando algunas), sino la rentabilidad relativa de cada una de ellas, resuelven en principio esta dificultad. En el capítulo se han ido contemplando, bajo este prisma, los instrumentos económicos más importantes: impuestos ambientales, en términos generales, subsidios, incentivos a los comportamientos ambientalmente favorables, etc. Papel destacado han jugado, en esta presentación, los denominados permisos de emisión negociables. Se trata de un instrumento de reciente implantación, que todavía ha desempeñado un papel muy limitado en la resolución de algunos problemas ambientales, pero que probablemente esté llamado en el futuro a alcanzar cotas más altas de protagonismo en la política ambiental.

## Nota para consultas adicionales

El texto de referencia con respecto a la teoría económica de la política ambiental es el ya clásico de Baumol y Oates (1988). También resultan de gran utilidad el libro de Xepapadeas (1997) y, sobre todo, el muy completo debido a Buñuel (1999), aunque para abordar su lectura se requiere de una sólida formación en el campo de la teoría económica. Mucho más accesible para el lector no experto es el texto de Gago y Labandeira (1999), muy útil desde una perspectiva española. Desde una perspectiva europea resulta de gran interés el texto de la OCDE (1994), aunque resulte ya un poco desfasado.

Un panorama muy amplio de la fiscalidad ambiental, tanto en el ámbito español como europeo e internacional aparece en las distintas contribuciones recogidas en Buñuel (2004). Aspectos interesantes de la fiscalidad ambiental han sido abordados por Gersbach y Requate (2004), que discuten la mejor forma de devolver a las empresas los impuestos ambientales recaudados; Nyborg *et al.* (2006), que llaman la atención sobre el posible impacto negativo de la fiscalidad ambiental sobre la motivación moral de los consumidores; y Sheshinski (2004), sobre los impuestos ambientales a los consumidores en presencia de objetivos redistributivos. Son asimismo bastante numerosos los textos que hacen referencia a la fiscalidad ambiental bajo un prisma jurídico y administrativo, entre los que podría recomendarse el de Vaquera (1999). En Acquatella y Bárcena (2005) encontrará el lector una interesante colección de trabajos sobre fiscalidad ambiental en América Latina. Con respecto al *doble dividendo* de la política fiscal, bastantes trabajos abordan el tema, tanto desde una perspectiva teórica, como empírica. Patuelli *et al.* (2005), por ejemplo, presentan un metaanálisis de las distintas experiencias habidas al respecto con las reformas fiscales ambientales en distintas partes del mundo, con resultados mixtos: mientras que parece que los impactos sobre el em-

pleo de la fiscalidad ambiental son en términos generales positivos, no puede decirse lo mismo del impacto sobre el PNB. En la misma dirección, Manresa y Sancho (2005) plantean la posibilidad de un *triple dividendo* (incluyendo el impacto positivo sobre el empleo) de la fiscalidad ambiental sobre el sector de la energía en España. Desde una perspectiva tanto teórica como empírica, Bento y Jacobsen (2007) muestran que, si bien es cierto que los costes del sistema fiscal pueden eliminar el doble dividendo, esto deja de ser cierto cuando se incorpora un factor fijo en la producción de contaminantes.

Dijkstra (1999) modeliza, utilizando básicamente teoría de juegos, el comportamiento de los principales agentes involucrados en la política ambiental (empresas, administración, etc.), sus posibles estrategias de negociación, y el resultado probable de la misma. El lector interesado en la experiencia de la Agencia Ambiental norteamericana con los permisos de emisión negociables en la reducción de las emisiones de dióxido de azufre a la atmósfera encontrará en el texto de Ellerman *et al.* (2000) uno de los análisis más completos al respecto. Chestnut y Mills (2005) someten este programa a un Análisis Coste Beneficio en el que se comparan los costes del mismo con sus beneficios en términos de salud, visibilidad en parques naturales, pesca recreativa y mejora de ecosistemas, para concluir que los segundos superan a los primeros en varios órdenes de magnitud, sobre todo por el impacto del programa en la reducción de micropartículas en suspensión ( $PM_{2,5}$ ), de las que el  $SO_2$  es un precursor, y que tienen una incidencia muy negativa sobre la salud de las personas. El mismo resultado alcanzan Palmer *et al.* (2007) con respecto a las modificaciones que sobre el programa original aprobó la EPA en 2004: CAIR (*Clear Air Interstate Rule*), que limita todavía más las emisiones de  $SO_2$  y  $NO_x$  al este del río Mississippi, y CAMR (*Clean Air Mercury Rule*), que incluye el mercurio. Un estudio muy detallado de las posibilidades de un mercado de permisos de emisión negociables para las emisiones de  $CO_2$ , tanto para el caso de Holanda, como para el de un mercado internacional, es el de Koutstaal (1997). En él encontrará el lector multitud de simulaciones de lo que representaría la introducción de un mercado de esta naturaleza, a nivel nacional y a nivel internacional, con especial énfasis en las ganancias de coordinación entre países. En España, Rodríguez López (1999) ha llevado a cabo un análisis teórico de los distintos mecanismos de reducción bajo distintos supuestos, y simulación del funcionamiento de los permisos de emisión negociables en Europa, en el marco del modelo ATLAS. Por su parte, del Río (2005) plantea un interesante estudio en el que analiza las ventajas de un mercado de certificados verdes en la unión Europea para el fomento de las energías renovables, concluyendo que si bien el esquema proporcionaría indudables ganancias en términos de eficiencia agregada, algunos países podrían perder en términos de impactos ambientales locales y de generación de empleo.

Las implicaciones distributivas de algunos instrumentos de política ambiental son el objeto de estudio de Labandeira y Labeaga (1999), para el caso de los impuestos a los combustibles fósiles en España, y de West (2004).

Un factor clave en el contexto de la política ambiental, es el impacto que ésta puede tener sobre la competitividad de las empresas afectadas. La falta de datos impide extraer conclusiones generalizables al respecto. En este sentido, la propuesta de van Soest *et al.* (2006) sobre cómo medir el nivel de exigencia ambiental, indicador que los autores aplican a dos industrias en distintos países de la OCDE, reviste particular interés. Desde el punto de vista de las repercusiones macroeconómicas de la política ambiental, el lector encontrará de gran utilidad el Capítulo 5 de Fernández Bolaños (2002), referido a la Unión Europea.

En México, el Instituto Nacional de Ecología ha publicado una serie de trabajos sobre la aplicación de la política ambiental en América Latina, entre los que destacan Quadri de La Torre *et al.* (INE-SEMARNAP, 1997). Para el caso de Brasil es recomendable Seroa da Motta (2001). Un análisis detallado de la política del «hoy no circula» mencionado en la Introducción a este libro se encuentra en Eskeland y Feyzioglu (1997).

## ANEXO: EL CONVENIO MARCO SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO Y EL PROTOCOLO DE KIOTO

### A.9.1. El Convenio Marco sobre Cambio Climático

En diciembre de 1990 nació, en el seno de Naciones Unidas, el Comité Intergubernamental de Negociación para la elaboración de un Convenio Marco sobre el Cambio Climático, con el mandato de elaborar un instrumento jurídico internacional para atajar el problema del calentamiento global. Tras año y medio de negociaciones, el comité propuso un modelo de Convenio Marco que fue firmado por 155 Estados asistentes a la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro en 1992. El 21 de marzo de 1994, tres meses después de su ratificación por el Estado número 50, el Convenio entraba en vigor<sup>23</sup>. Actualmente más de 180 países lo han ratificado.

El Convenio Marco sobre Cambio Climático, una vez aceptada la existencia de un fenómeno de calentamiento global del planeta, la gravedad del problema, y la responsabilidad del ser humano en la génesis del mismo, constaba de tres elementos esenciales:

- Un *objetivo último*: estabilizar las emisiones de gases causantes del efecto invernadero (GEI) en el corto plazo.
- Unos *principios guía*: este objetivo habría de alcanzarse respetando los principios de equidad, derecho al desarrollo sustentable, principio de precaución, cooperación y responsabilidad común pero diferenciada (son los países desarrollados los que deben tomar la iniciativa).
- Los *compromisos* de las Partes. Los países (Partes) quedaban enmarcados en dos grupos. Por un lado, los países desarrollados, básicamente los miembros de la OCDE, salvo México, más las denominadas *economías en transición*: los países de Europa Oriental, Rusia, y las antiguas repúblicas soviéticas. Estos Estados constituyen el denominado Anexo I del Convenio. Por otro, el resto: básicamente los países subdesarrollados.

Como complemento a lo anterior, el Convenio estableció, asimismo, una serie de organismos para facilitar su implementación: una Secretaría permanente, las Conferencias de las Partes, que habrían de celebrarse anualmente, y dos órganos de asesoramiento, uno científico-tecnológico, y otro de ejecución.

Fue precisamente en la cuarta Conferencia de las Partes, que se celebró en Berlín en marzo de 1995, cuando se decidió negociar un protocolo que contuviera medidas de

<sup>23</sup> En el seno de la entonces Comunidad Europea, el 4 de febrero de 1991 el Consejo había autorizado a la Comisión para que participara, en su nombre, en las negociaciones. La Comunidad Europea ratificó el Convenio Marco mediante la Decisión 94/69/CE, de 15 de diciembre de 1993.

reducción de las emisiones de los países industrializados en el período posterior al año 2000.

### A.9.2. El Protocolo de Kioto

Es así como, el 11 de diciembre de 1997, en la Conferencia de las Partes celebrada en Kioto (Japón), se aprueba el protocolo que lleva su nombre.

El elemento esencial del Protocolo, y que tanto dificultó su negociación y posterior aprobación y ratificación, es que venía a dar contenido a los objetivos generales planteados en el Convenio Marco, pero que carecían de concreción. El Protocolo, en efecto, llenando este vacío, establecía que los Estados Partes pertenecientes al Anexo I se comprometían a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en, al menos, un 5 por 100, con respecto al nivel de 1990, durante el período 2008-2012<sup>24</sup>. El Anexo B del Protocolo contenía los compromisos cuantitativos suscritos por las Partes en el acuerdo:

- La Unión Europea, así como Liechtenstein, Mónaco, la República Checa, Rumania, Bulgaria, Eslovaquia, Eslovenia, Estonia, Letonia y Lituania, venían obligadas a reducir un 8 por 100 sus emisiones de GEI para el período acordado.
- Estados Unidos, un 7 por 100.
- Japón, Canadá, Hungría y Polonia, un 6 por 100.
- Croacia, un 5 por 100.
- Rusia, Ucrania y Nueva Zelanda se comprometían a mantener sus emisiones en el nivel del año base.
- Finalmente, Noruega, Australia e Islandia podrían aumentarlas, un 1, 8 y 10 por 100, respectivamente.

El Protocolo permitía tomar en cuenta, de forma limitada, cambios en el uso del suelo (forestación, reforestación y deforestación) para computar el balance neto de emisiones con vistas al cumplimiento de las obligaciones contraídas. Permitía, asimismo, que distintos grupos de países acordaran cumplir sus obligaciones de forma conjunta: posibilidad a la que se acogió la Unión Europea.

Los países subdesarrollados quedaban excluidos de la obligatoriedad de reducir sus emisiones debido a la aceptación de dos principios. En primer lugar, el de *responsabilidad global pero asimétrica*: si bien es cierto que la lucha contra el cambio climático es tarea de todos, la responsabilidad con respecto a las causas del problema, las emisiones presentes y pasadas de GEI, recae básicamente sobre los países adelantados. En segundo lugar, el principio del *derecho al desarrollo económico* de los países más pobres, lo que inevitablemente se traducirá en un aumento de su contribución a las emisiones mundiales «a medida que éstos amplíen sus industrias para mejorar las condiciones sociales y económicas de sus habitantes».

<sup>24</sup> El Protocolo de Kioto se limitaba a las emisiones de seis gases de efecto invernadero:

- Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>).
- Metano (CH<sub>4</sub>).
- Óxido nitroso (N<sub>2</sub>O).
- Hidrofluorocarbonos (HFC).
- Perfluorocarbonos (PFC).
- Hexafluoruro de azufre (SF<sub>6</sub>).

De acuerdo a este mismo protocolo, si al finalizar el período 2008-2012 un Estado no ha cumplido con los compromisos adquiridos, vendrá obligado a hacerlo después de 2012 con una penalización del 30 por 100, tendrá que presentar para su aprobación un plan de acción que especifique las medidas a adoptar para conseguir este objetivo, así como el calendario de implementación, y no podrá entrar como vendedor en el mercado de emisiones.

El Protocolo se abrió a la firma y ratificación el 16 de marzo de 1998, pero su entrada en vigor, que requería de la ratificación de al menos 55 países del Anexo I, responsables de, al menos, un 55 por 100 de las emisiones de GEI de los países de dicho Anexo, sólo se produjo el 16 de febrero de 2005, tras la ratificación de Rusia. La Unión Europea lo había hecho tres años antes: el 31 de mayo de 2002. A comienzos de 2006 más de 140 países, además de la Unión Europea, habían ratificado el Protocolo y únicamente tres países firmantes del mismo no lo habían hecho: Estados Unidos, Australia y Mónaco.

### A.9.3. Los mecanismos de flexibilidad

Para facilitar el cumplimiento de sus obligaciones por parte de los países signatarios, el Protocolo estableció, asimismo, los denominados *mecanismos de flexibilidad*, un excelente ejemplo de instrumentos económicos aplicados a la resolución del problema:

- En primer lugar, la introducción de un *mercado* para el comercio de derechos de emisión: un régimen de *permisos de emisión negociables* que permite a los países comprometidos por el Anexo B, comprar y vender entre ellos estos créditos de emisión.
- En segundo lugar, el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). Este mecanismo, que se analizará en detalle en el Capítulo 12, permite a un país obligado a reducir sus emisiones, comprar *certificados de reducción de emisiones* (CER) en países subdesarrollados que hayan ratificado el Protocolo. Estos CER se obtienen mediante la puesta en marcha de proyectos, en estos países, que reducen las emisiones de GEI con respecto a su *línea de base*: lo que hubieran sido sus emisiones en ausencia del proyecto. Se trata simplemente de garantizar la *eficiencia*: invertir allí donde sea menos costoso conseguir la reducción de emisiones de GEI. Los CER basados en MDL pueden adquirirse, retroactivamente, desde el año 2000.
- En tercer lugar, los Proyectos de Implementación Conjunta (PI), que tienen el mismo esquema que el Mecanismo de Desarrollo Limpio, pero esta vez dirigido a los países comprometidos por el Anexo B pertenecientes al bloque de las economías en transición. Estos CER sólo comenzarán a ser operativos en el período 2008-2012.

En enero de 2005, la Unión Europea aprobó la puesta en marcha de un sistema de intercambio de emisiones: el *European Union Greenhouse Gas Emission Trading Scheme* (EU ETS), basado en la Directiva 2003/87/EC, que entró en vigor el 25 de octubre de 2003. Esta directiva, identificaba las instalaciones que, dentro de la Unión, estarían obligados a reducir sus emisiones: básicamente, plantas de generación de energía eléctrica, instalaciones siderúrgicas, refinerías, plantas productoras de cemento, vidrio y



cerámica, papel y pulpa. Quedaban fuera de la directiva, el sector del transporte, la agricultura y las economías domésticas, que, sin embargo, en total, generaban casi la mitad de las emisiones de GEI de la Unión. Una vez establecidos los sectores afectados por la directiva, cada Estado miembro contraía una doble obligación. En primer lugar, realizar un inventario (un registro) de las *instalaciones* afectadas por la directiva (algo menos de doce mil en la Unión Europea, y algo más de setecientas en España), así como de sus emisiones. En segundo lugar, llevar a cabo un Plan Nacional de Asignación de Emisiones, que otorgara a cada una de ellas, para el período de vigencia del Protocolo, un volumen máximo de emisiones permitidas, compatible con la consecución del objetivo final negociado para cada país en el seno de la Unión: en el caso de España, por ejemplo, un aumento del 13 por 100 con respecto a las emisiones del año base (1990). Una vez cumplidos estos dos compromisos, y recibida la aprobación de la Comisión, el EU ETS comenzó su andadura el primero de enero de 2005.<sup>25</sup>

Junto a estos mercados oficiales en los que se intercambian CER válidos para cumplir con los compromisos de Kioto, existe un mercado «voluntario», no-Kioto, radicado en la Bolsa de Chicago, al que acuden empresas e instituciones que desean, por cualquier motivo, adquirir CER. Distintas instituciones y empresas, en efecto, están interesadas en adquirir estos certificados de reducción de emisiones para mejorar su imagen frente a sus competidores, accionistas o clientes: es el caso, por ejemplo, de ABB, Dupont, IBM, Shell, Ontario Power Generation y Toyota —Estados Unidos, entre otros. Por otro lado, si bien Estados Unidos ha rechazado el Protocolo, diversos Estados de la Unión se han comprometido a reducir sus emisiones: Massachussets (las seis plantas térmicas del Estado tienen que reducir en un 10 por 100 sus emisiones); Oregón (que obliga a las nuevas plantas de generación de energía, para obtener el permiso de instalación, a emitir un 17 por 100 menos que la más eficiente de ciclo combinado de gas natural, o a pagar una multa por cada tonelada que excede este límite, que el Estado utiliza para invertir en proyectos MDL) o California. Junto a ellas, acuden a estos mercados no-Kioto, empresas, instituciones o particulares que no han sido capaces de introducir sus CER en el mercado oficial, por ejemplo, en el EU ETS y, por tanto, no son reconocidos para el cumplimiento de los objetivos del Protocolo: es el caso de los Proyectos LULUCF, dentro del MDL, que se analizarán en el Capítulo 12. Como es natural, el precio de estos CER está bastante por debajo de los que cotizan en el mercado oficial.

---

<sup>25</sup> En su primer año de funcionamiento se negociaron algo más de 300 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> (e) en los parqués existentes: Reino Unido (ECX/IPE); Francia (*Powermex*); Escandinavia (*Nordpool*); Austria (EXXA) y Alemania (Eex/IPE), a los que se unirán próximamente una segunda plataforma en Londres (UKPX) y un nuevo parqué en la Bolsa de Barcelona (*Alianza Climex*). Esta cifra ha ido aumentando con el paso del tiempo, alcanzando ya los casi dos millones de toneladas diarias.

# Introducción a la economía ambiental

segunda edición

**DIEGO AZQUETA**

Coautores: **Mauricio Alviar**  
**Lilia Domínguez**  
**Raúl O'Ryan**

La Economía Ambiental es la rama del análisis económico que aplica los instrumentos del mismo a la problemática del medio ambiente. Con ello pretende ofrecer una información relevante en tres campos estrechamente relacionados. En primer lugar, con respecto a las causas de la degradación del medio natural que tienen su origen en la esfera de la economía, y que son la mayoría. Comprender e identificar estas variables es algo fundamental a la hora de resolver los problemas ambientales. En segundo lugar, con respecto a los costes, también económicos, que para la sociedad supone esta pérdida de recursos naturales y ambientales. Una buena gestión de los recursos de la biosfera se facilita notablemente si se cuenta con una valoración económica de los mismos, aun cuando se sea consciente de que el valor económico es, por definición, únicamente una parte de su valor total. En tercer lugar, la Economía Ambiental ofrece un análisis riguroso de las distintas medidas que podrían adoptarse para tratar de revertir el proceso de degradación ambiental: de su eficacia, de su eficiencia, y de sus implicaciones sobre el resto de variables económicas (empleo, competitividad, equidad, etc.). Estos son los temas que aborda este libro, sin olvidar la importancia que tienen, para la resolución de los problemas ambientales en una economía crecientemente globalizada, las relaciones económicas y comerciales entre países desarrollados y países subdesarrollados.

El presente es un libro de economía, también para no economistas. No requiere nada que vaya más allá de las nociones básicas que se encuentran en cualquier libro de Introducción a la Economía y, a cambio, el lector no economista se familiarizará con una forma de abordar los problemas ambientales que puede resultar de interés. Por su parte, el economista encontrará en él la aplicación de los instrumentos con los que está perfectamente familiarizado a una realidad nueva y fascinante, la del medio ambiente.

Esta segunda edición ha experimentado cambios sustanciales con respecto a la primera, algo natural en un campo tan dinámico. Prácticamente todos los capítulos se han modificado en profundidad. Han desaparecido epígrafes y capítulos completos, y se han introducido otros nuevos. Por supuesto, se ha llevado a cabo un esfuerzo sistemático de actualización de las lecturas recomendadas en cada uno de ellos. La novedad más importante de esta segunda edición, sin embargo, es la contribución a la misma de tres autores latinoamericanos de reconocido prestigio en el campo de la Economía Ambiental, que no sólo han enriquecido notablemente el texto con sus aportaciones, sino que lo han acercado más a la realidad de América Latina.