

TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA Y COMPORTAMIENTO DEL SECTOR INDUSTRIAL

CRISTINA DE GISPERT BROSA

Tesis dirigida por el Dr. Joaquim Solé Vilanova en el marco del programa de doctorado *Economía del sector público* presentada para la obtención del título de Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales

Departament d'Economia Política, Hisenda Pública i Dret Financer i Tributari

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Barcelona, 2000

Als meus pares, al Miquel i a la Marina

INDICE

INTRODUCCIÓN	1
1. LA FISCALIDAD COMO INSTRUMENTO PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN	
1.0.Introducción	9
1.1.La perspectiva económica de la contaminación	10
1.1.1.Un problema de externalidades	10
1.1.1.1.Concepto	10
1.1.1.2.Tipos	14
1.1.1.3.Externalidades ambientales asociadas a la actividad industrial	17
1.1.2.Un enfoque institucional: la teoría económica de los derechos de propiedad	27
1.1.2.1.Conceptos fundamentales	29
1.1.2.2.El dilema de la intervención	39
1.1.3.El planteamiento de la política ambiental: conclusiones de ambos enfoques	42
1.2.Los tributos ambientales: ventajas y desventajas comparativas	47
1.2.1.Definición y clasificación de los instrumentos de política ambiental	48
1.2.2.Instrumentos de mercado <i>versus</i> regulación	53
1.2.2.1.Enfoque normativo	53
1.2.2.2.Enfoque positivo	59

1.2.3.Impuestos ambientales <i>versus</i> subsidios	61
1.2.3.1.Subsidios por reducción de la contaminación	62
1.2.3.2.Subsidios por inversiones en equipos anticontaminantes	64
1.2.4.Impuestos ambientales <i>versus</i> permisos negociables	65
1.3.El papel actual de los tributos ambientales	72
2. ASPECTOS DE EFICIENCIA Y DE EQUIDAD EN EL DISEÑO DE TRIBUTOS AMBIENTALES	
2.0.Introducción	79
2.1.Aspectos de eficiencia	80
2.1.1.Significados del criterio de eficiencia	80
2.1.2.La decisión del vínculo	85
2.1.2.1.Impuestos sobre emisiones	87
2.1.2.2.Impuestos sobre productos	89
2.1.2.3.Elección de la opción fiscal	90
2.1.3.El destino de la recaudación	97
2.1.3.1.Tributos de recaudación afectada o finalistas	97
2.1.3.2.La opción del "doble dividendo"	101
2.2.Aspectos de equidad	112
2.2.1.Principios fiscales tradicionales y principios ambientales	114
2.2.2.Los efectos redistributivos de los tributos ambientales	117
2.2.2.1.Evidencia empírica	119
2.2.3.Los tributos ambientales y su aceptación social	122
2.2.3.1.Las políticas de compensación	122

2.2.3.2.La decisión sobre los tipos impositivos	126
2.3.La intensidad de la opción fiscal	128
2.3.1.El concepto de <i>Reforma Fiscal Verde</i>	132
2.3.2.Aspectos de federalismo fiscal	132
2.3.2.1.Ambito nacional	132
2.3.2.2.Ambito internacional	136

3. LOS TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA EN ESPAÑA Y EN EL RESTO DE EUROPA

3.0.Introducción	141
3.1.Particularidades del agua como objeto de tributación	142
3.2.Fiscalidad sobre el agua en España	145
3.2.1.La administración hidráulica en España y en Cataluña	145
3.2.2.Panorámica de las figuras existentes	148
3.2.3.Cánones de vertido del Estado	150
3.3.El Tributo de Saneamiento (TS) de Cataluña	153
3.3.1.Antecedentes, principios y normativa	155
3.3.2.Los elementos esenciales del tributo	158
3.3.3.El TS sobre usuarios domésticos	160
3.3.3.1.Coeficientes de concentración demográfica	162
3.3.3.2.Coeficiente adicional de ámbito local	164
3.3.4.El TS sobre usuarios industriales	164
3.3.4.1.Tributación según carga contaminante vertida	165
3.3.4.2.Tributación según volumen de agua consumido	170
3.3.5.La bondad del TS como impuesto ambiental	171
3.3.5.1.Racionalidad ecológica	172

3.3.5.2.Eficiencia	172
3.3.5.3.Eficacia	176
3.3.5.4.Equidad	181
3.3.5.5.Compatibilidad con el principio <i>Quien Contamina Paga</i>	188
3.3.5.6.Capacidad recaudadora	188
3.3.5.7.Viabilidad administrativa	189
3.3.5.8.Aceptabilidad social	192
3.3.5.9.Incentivación del progreso tecnológico	193
3.3.5.10.Conformidad con estructuras multi-nivel	193
3.4.Otros tributos de saneamiento autonómicos	195
3.4.1.Tratamiento de la contaminación en la estructura impositiva	204
3.4.1.1.Navarra	204
3.4.1.2.Asturias	206
3.4.1.3.Valencia	207
3.4.1.4.Galicia	211
3.5.Fiscalidad ambiental sobre el agua en el resto de Europa	
3.5.1.Alemania	212
3.5.2.Francia	216
3.5.3.Holanda	218
4. LOS TRIBUTOS AMBIENTALES SOBRE EL AGUA Y SU RELACION CON LA OFERTA Y LA TARIFICACIÓN DEL RECURSO	
4.0.Introducción	223
4.1.Algunos conceptos previos: valor y coste del agua	225

4.1.1.Particularidades del uso industrial del agua	231
4.2.Características económicas de la oferta de agua	234
4.2.1.El abastecimiento de agua como monopolio natural	234
4.2.2.La discriminación de precios	245
4.2.2.1.Discriminación de primer grado	245
4.2.2.2.Discriminación de segundo grado	247
4.2.2.3.Discriminación de tercer grado	254
4.3.Caracterización de la oferta municipal de agua en España	256
4.3.1.Formas de gestión del servicio de suministro de agua	257
4.3.1.1.Gestión directa	258
4.3.1.2.Gestión indirecta	259
4.3.2.Sistemas tarifarios	261
5. LA DEMANDA DE AGUA DE USO INDUSTRIAL: MODELOS EMPÍRICOS	
5.0.Introducción	269
5.1.La especificación de la variable precio	270
5.1.1.Comportamiento del consumidor con información perfecta	273
5.1.2.Comportamiento del consumidor con información imperfecta	279
5.1.3.Análisis gráfico de las hipótesis de comportamiento del consumidor	287

5.2.El agua como input	294
5.3.Otros aspectos a modelizar	301
6. ANÁLISIS EMPÍRICO DE LOS EFECTOS DEL TRIBUTO DE SANEAMIENTO DE CATALUÑA SOBRE LA INDUSTRIA	
6.0.Introducción	307
6.1.Efecto precio del Tributo de Saneamiento sobre la demanda industrial de agua	311
6.1.1.Modelo económico	314
6.1.2.Fuentes de datos utilizadas	317
6.1.3.Características de la muestra	320
6.1.4.Las variables del modelo	323
6.1.5.Modelos estimados	334
6.1.6.Presentación de los resultados	336
6.2.El incentivo a la reducción de la contaminación	350
6.2.1.Características de la muestra	355
6.2.2.Análisis descriptivo	357
6.2.3.Correlación parcial entre el TS y la reducción de la contaminación	363
ANEXO 6.1.Análisis de la demanda industrial de agua	369
ANEXO 6.2.Análisis de la reducción de la contaminación	381
CONCLUSIONES	385
BIBLIOGRAFIA	403

AGRAÏMENTS

Voldria fer constar en aquestes línies l'agraïment cap a totes les persones que tenen a veure, d'una manera o d'una altra, en la realització d'aquesta Tesi doctoral.

He de referir-me, en primer lloc, al Dr. Joaquim Solé Vilanova. Ell és qui em va suggerir en el seu moment el tema d'investigació i, abans d'això, em va engrescar a treballar a la Universitat. A ell i a la Dra. Núria Bosch els agraeixo el recolçament rebut en totes les tasques acadèmiques i, en el marc dels cursos de doctorat, el fet que generessin l'ambient adequat d'investigació per endegar una tesi doctoral.

Faig extensiu l'agraïment a tots els meus companys de la Secció d'Hisenda Pública pel seu suport i perquè l'empenta que posen en la seva feina és i ha estat un estímul per arribar a la fi d'aquest projecte. En aquest sentit, ha estat un consol i una satisfacció haver pogut compartir amb la Marta Espasa els moments finals de les nostres tesis. Ara "passo la torxa" a la Maria Cubel, amb qui tinc la sort de compartir despatx i a qui agraeixo sincerament la seva amistat.

Comptar amb persones com l'Andreu Sansó i el Jordi Roca m'ha permès aprendre dels seus comentaris i suggeriments tot discutint aspectes de la tesi. Els estic molt agraïda per la seva bona disposició i per les estones que m'han dedicat.

Les converses mantingudes amb el Sr. Antoni Ventura i amb el Sr. Josep Gasset d'Aigües de Barcelona, així com amb el Sr. Oriol Figueras de la Junta de Sanejament m'han ajudat força per a poder aproximar-me al tema d'investigació des del vessant més aplicat.

Agraeixo l'ajut de la Mònica Gil en tasques de mecanografia i de la meva germana Marta en aquestes mateixes tasques i en moltes d'altres, com la de fer de cangur de la Marina. Li agraeixo també que sempre m'hagi fet costat, així com als meus altres germans i als meus pares.

I finalment, un agraïment molt especial. Al Miquel, que ha fet tot i més per que jo pugués assolir aquesta fita. En aquest cas, les paraules es queden curtes però ell ja ho sap. A la Marina, que ha tingut tota la paciència que la seva edat li ha permès per esperar el final del que ella coneix com "el conte de l'aigua".

INTRODUCCIÓN

La preocupación por los temas medioambientales en la opinión pública así como en la agenda de los debates internacionales es un asunto con una historia relativamente reciente. No es hasta principios de los años setenta que el nivel de desarrollo alcanzado por los países occidentales es percibido como una amenaza para algunas variables ambientales básicas, por parte de la opinión pública. A partir de este momento, la preocupación creciente por los temas ambientales se ha reflejado, en mayor o menor medida, en los objetivos de los distintos poderes públicos. La intervención pública para tratar el problema de la degradación ambiental puede tener lugar a través de distintos mecanismos. En general, se plantean dos alternativas que difícilmente serán excluyentes: los controles directos y los instrumentos económicos o de mercado. Dentro de los instrumentos económicos, además de las ayudas financieras, los sistemas de depósito-devolución, la creación de mercados y los incentivos de comportamiento, nos encontramos con los tributos, instrumento en el que se centra esta investigación.

La tributación con fines anticontaminantes y de protección del medio ambiente es fundamentalmente una imposición selectiva (incrementada) sobre ciertos bienes, incluidos los diversos tipos de emisiones contaminantes. En este terreno, puede afirmarse que España se sitúa en un estadio inicial en cuanto a la introducción del argumento ambiental en su sistema fiscal. Sin embargo, es importante destacar el papel que las Comunidades Autónomas han jugado en el desarrollo de experiencias tributarias con alguna intencionalidad ambiental, especialmente en el ámbito de la contaminación de las aguas.

Cataluña, en particular, ha sido la pionera en el establecimiento, en 1981, del *Tributo de Saneamiento* asociado a la política de tratamiento de las aguas residuales. Aunque esta figura nace con un objetivo claramente recaudador ligado a la financiación de las infraestructuras de depuración, su diseño ha experimentado una evolución particularmente interesante en cuanto a la aplicación sobre los usuarios industriales del agua, aproximándose a la idea teórica de impuesto sobre emisiones. La estructura actual del tributo se apoya en una declaración de carga contaminante vertida presentada por las industrias, que permite tener en cuenta la situación ambiental particular de cada contribuyente en el cálculo del pago impositivo final, además del nivel de consumo de agua. Por tanto, el Tributo de Saneamiento es potencialmente un incentivo para las industrias en cuanto a fomentar un uso eficiente del agua, tanto en términos cuantitativos como cualitativos.

Sin embargo, es necesario situar el Tributo de Saneamiento en un contexto más amplio que es el conjunto de costes que soporta el sector industrial ligados a la utilización del input agua. Es plausible suponer que las industrias reaccionan al incentivo económico resultante de la reunión de los conceptos parciales de coste de naturaleza diversa, tanto tributaria como no tributaria, que soportan por el uso del recurso. Ello no significa que el Tributo de Saneamiento no pueda generar unos efectos determinados sobre las pautas industriales de utilización del agua, que creemos que sí. Sino que dichos efectos pueden variar al tener en cuenta la cuantía y estructura del resto de factores económicos que inciden sobre el input agua.

El objetivo de este trabajo es analizar las posibilidades de los impuestos como instrumento para el control de la contaminación desde el sector público. La investigación se centra en un ámbito de contaminación concreto, el de las aguas residuales, poniendo el énfasis en el estudio de la respuesta del sector industrial a la aplicación de tributos con intencionalidad ambiental en dicho ámbito.

La tesis doctoral se organiza en seis capítulos. El capítulo 1 del trabajo, titulado "La fiscalidad como instrumento para el control de la contaminación" consta de tres partes. En primer lugar, se sitúa el problema de la contaminación desde la perspectiva económica y, en particular, desde dos enfoques interrelacionados: el de la teoría de las externalidades y un enfoque institucional basado en la teoría de los derechos de propiedad. Ambos enfoques permiten plantear tanto el origen como los efectos de las externalidades ambientales, preparando el terreno para el análisis de las posibilidades de la intervención pública. Se dedica una especial atención al estudio de los efectos externos asociados a la actividad industrial y de la capacidad de respuesta de este sector ante exigencias ambientales de menor contaminación.

En la segunda parte de este primer capítulo se repasan los argumentos teóricos que se utilizan para la comparación de los efectos previsibles de diversos mecanismos de intervención en el comportamiento de los contaminadores así como las principales conclusiones sobre sus ventajas e inconvenientes relativos. En concreto, se compara la utilización de los impuestos ambientales -como instrumentos económicos o de mercado- con la alternativa reguladora; la aplicación de impuestos frente a la opción de los subsidios; finalmente, se compara la actuación impositiva con el establecimiento de un sistema de permisos negociables. El capítulo se completa con una revisión del papel que la fiscalidad ambiental juega actualmente en los países europeos.

El capítulo 2, titulado "Aspectos de eficiencia y de equidad en el diseño de tributos ambientales", plantea la creación de impuestos con finalidad ambiental como un procedimiento que debe tener en cuenta las recomendaciones derivadas tanto del criterio de eficiencia como de equidad que habitualmente se utilizan para valorar un sistema impositivo. En este sentido, cabe señalar que aunque el objetivo de este tipo de fiscalidad se relaciona fundamentalmente con el criterio de

eficiencia -al perseguir internalizar las externalidades materializadas en forma de contaminación-, no se puede prescindir de las consecuencias que pueden tener lugar en el terreno de la equidad, es decir, de la justicia en la distribución de la carga impositiva. Se realiza, por tanto, en la primera y segunda parte de este capítulo, un análisis teórico de lo que cada uno de estos criterios supone en el diseño específico de tributos ambientales.

Asimismo, también es importante considerar, a nivel teórico, el grado en que el argumento ambiental puede encajar en el sistema impositivo general. No hay que olvidar que los tributos ambientales se introducen en cada país, en un contexto fiscal concreto, con unas características de centralización/descentralización de tareas entre niveles de gobierno. La tercera parte del capítulo estudia la influencia de estas cuestiones sobre el diseño de los tributos ambientales.

El capítulo 3, titulado "La tributación ambiental sobre el agua en España y en el resto de Europa", pretende mostrar cuál es la práctica de imposición ambiental en España y en otros países, en torno al recurso agua. Se inicia el capítulo con una exposición de las particularidades del agua como objeto de gravamen, para continuar con una visión global de la experiencia española en cuanto a fiscalidad de las aguas. A continuación, se realiza un análisis exhaustivo del Tributo de Saneamiento sobre las aguas residuales aplicado en Cataluña. Para ello se revisa su estructura y se valora su intencionalidad ambiental a partir de contrastar su adecuación a los criterios que guían el diseño impositivo beligerante desde el punto de vista ecológico. El análisis anterior se completa con el estudio comparativo de los cánones de saneamiento existentes en otras Comunidades Autónomas, poniendo el énfasis en las distintas formas de considerar las emisiones contaminantes en la estructura del tributo. Finalmente, se presentan las características de la fiscalidad ambiental sobre el agua en otros países europeos.

El capítulo 4, titulado "Los tributos ambientales sobre el agua y su relación con la oferta y la tarificación del recurso", pretende ser un nexo entre el estudio de los impuestos ambientales sobre el agua y su relación con la tarifa exigida por el servicio de suministro, de competencia local. Ello es necesario ya que tanto los impuestos ambientales como la propia tarifa de suministro terminan formando parte de lo que podría denominarse "precio global del agua". En consecuencia, el diseño de estas figuras no debería ser completamente independiente.

A menudo, el diseño de la política de tarifas sobre el agua se justifica a partir de las características económicas de la oferta del recurso, en particular, los rasgos de monopolio natural que se atribuyen a la misma. Por ello, tras clarificar algunos conceptos previos, se discuten las características del servicio de abastecimiento de agua como monopolio natural y se analizan las consecuencias sobre las pautas de fijación de precios del recurso. Finalmente se estudia la estructura de la oferta municipal de agua en España, a modo de ejemplo de los conceptos teóricos revisados en primer lugar.

El capítulo 5, titulado "La demanda de agua de uso industrial: modelos empíricos", es un repaso de parte de la literatura que se ha dedicado al análisis empírico de la demanda de agua bajo distintos enfoques. En la selección de los modelos comentados, se ha seguido especialmente la línea de investigación desarrollada en los trabajos de De Rooy (1974), Renzetti (varios años), Rees (1969) y Williams y Suh (1986). Conocer los principales trabajos dedicados a este tema de estudio nos parece fundamental para plantear de un modo coherente el análisis empírico realizado en el capítulo siguiente.

En el capítulo 6, titulado "Análisis empírico de los efectos del Tributo de Saneamiento de Cataluña sobre la industria", se desarrolla el trabajo aplicado de esta investigación que trata dos cuestiones diferenciadas. En primer lugar, se

estima una función simple de demanda de agua a partir de una muestra de observaciones, a nivel de establecimiento industrial, referidas a 1997. La presentación de los resultados de la estimación permite aportar información sobre la elasticidad-precio de la demanda por sectores industriales y, en particular, la contribución del Tributo de Saneamiento a dicha elasticidad. En segundo lugar, se analiza el papel del Tributo de Saneamiento como incentivo a la reducción de la contaminación a través de dos aproximaciones. La primera plantea un análisis comparativo del comportamiento del sector industrial en cuanto a la contaminación en 1994 y 1999. La segunda analiza la correlación parcial entre la reducción de la contaminación y la magnitud del Tributo de Saneamiento, para los casos en los que esta reducción ha tenido lugar.

Finalmente, se presenta un apartado de conclusiones en el que se incluyen las posibles líneas de mejora y extensión del trabajo realizado.

CAPÍTULO 1

***LA FISCALIDAD COMO INSTRUMENTO
PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN***

1.0. INTRODUCCION

En este capítulo se sitúa, en primer lugar, el problema de la contaminación en el análisis económico (sección 1.1) para plantear, posteriormente, cuál puede ser el papel de los tributos, frente a otros instrumentos, a la hora de contribuir a la consecución de unos objetivos ambientales de reducción de la contaminación planteados desde el sector público (sección 1.2).

Desde la perspectiva de la moderna Economía del Bienestar y, en concreto, a partir de la teoría de los fallos del mercado, se ha considerado la contaminación como un problema de externalidades negativas. Por este motivo, se dedica la primera parte de la sección 1.1 a la revisión del concepto teórico de externalidad, incidiendo en el análisis de los efectos externos ambientales que se generan desde el sector industrial. Otro enfoque económico del problema de la contaminación plantea éste como la consecuencia de un conflicto entre derechos de propiedad alternativos sobre los recursos ambientales. La segunda parte de la sección 1.1 se centra pues en los conceptos claves de la teoría económica de los derechos de propiedad. Finalmente, en la tercera parte, se presentan las conclusiones de ambos enfoques que son relevantes para el diseño de la política ambiental.

La discusión del papel de los tributos como instrumento de política ambiental se plantea a partir del análisis comparativo con los principales instrumentos alternativos. Tras la definición y clasificación de los instrumentos de política ambiental en la primera parte de la sección 1.2, se presentan las ventajas e inconvenientes del uso de instrumentos de mercado frente a la regulación (subsección 1.2.2), de la utilización de impuestos frente a los subsidios (subsección 1.2.3) y de la aplicación de impuestos frente a los permisos negociables (subsección 1.2.4). El capítulo finaliza con un epígrafe dedicado a valorar el papel actual de los tributos ambientales.

1.1. LA PERSPECTIVA ECONÓMICA DE LA CONTAMINACIÓN

1.1.1. Un problema de externalidades

1.1.1.1. Concepto

La contaminación se define, desde el punto de vista ecológico, como la alteración de las propiedades de un medio por incorporación, generalmente debida a la acción directa o indirecta del hombre, de perturbaciones, materiales o radiaciones que introducen modificaciones de la estructura y la función de los ecosistemas afectados. Sin embargo, como señalan Pearce y Turner (1990), la definición económica de la contaminación depende tanto de los efectos ocasionados sobre el medio ambiente (por ejemplo, extinción de especies, perjuicios a la salud, etc.) como de la reacción humana frente a dichos efectos que, en general, se concreta en alguna forma de *pérdida de bienestar*.

El hecho de que la acción del hombre cause unos efectos físicos que a su vez generan una reacción humana de desagrado nos conduce a la idea de *interdependencia* que es intrínseca al concepto de *externalidades*. En este sentido, el concepto económico de contaminación suele identificarse con el de externalidad negativa o aquella situación en la que la actividad del contaminador provoca una pérdida de bienestar a otro agente, sin existir mecanismo alguno de compensación. Existen, sin embargo, numerosos intentos de definir las externalidades, tratando de capturar todos los matices del concepto, que se diferencian en la interpretación más o menos amplia que realizan del mismo. A continuación, se revisan algunas de las definiciones alternativas que parecen más interesantes para explicar económicamente el problema de la contaminación.

Para Meade (1973), "*Una economía externa (deseconomía) es una situación en la cual se produce un beneficio (un daño) sobre alguna persona o*

personas, las cuales no han participado en la decisión o decisiones que han conducido directa o indirectamente a la situación en cuestión". Se trata de un concepto flexible de externalidad, por un lado, porque no encaja en un marco institucional específico. El énfasis recae en los obstáculos, independientemente de cuál sea el marco institucional, que impiden que los individuos traten de fomentar (disuadir) las acciones de otros que influyen positivamente (negativamente) sobre ellos. Por otro lado, no es un concepto de externalidad que implique necesariamente una situación de ineficiencia o fallo de mercado, puesto que incluye aquellas situaciones en las que la influencia en el bienestar de terceros se ejerce mediante cambios en los precios relativos.

Al contrario de Meade, Arrow (1970) define el concepto de externalidad dentro de un marco institucional específico, en concreto, el de los mercados competitivos. En este caso, las externalidades se asocian con la inexistencia generalizada de estos mercados, afectando al bienestar de los agentes económicos. Dos causas básicas de esta situación ineficiente son, por un lado, la existencia de unos costes de transacción excesivos¹ y, por otro lado, el fenómeno de la información asimétrica².

En este sentido, Dasgupta (1991) apunta que los recursos ambientales son particularmente vulnerables al problema de la inexistencia de mercado, tanto si se asimila con la idea de mercado competitivo, como si se interpreta de una forma amplia como las instituciones que posibilitan a los afectados por una externalidad los medios para negociar soluciones.

¹ Como señala Inman (1987), puede suceder que los costes de transacción asociados a la creación de un mercado sean altos en relación al número de participantes. Por otro lado, los costes operativos de intercambio pueden ser elevados e impedir que las transacciones tengan lugar de una forma voluntaria (Cornes y Sandler, 1996).

² El fenómeno de la información asimétrica se manifiesta en dos formas típicas: selección adversa y riesgo de manipulación o riesgo moral (Albi *et al.*, 1994).

La definición de externalidad de Mishan (1971) es aún más concreta. Partiendo de la idea fundamental de efecto externo como reacción del output de una empresa o del bienestar de un individuo a la actividad de otros, Mishan señala la necesidad de diferenciar las situaciones donde la influencia sobre los outputs o el bienestar se ejerce de forma *indirecta* (a través de cambios en los precios relativos) de aquellas situaciones donde hay una influencia *directa* (en forma de bienes o males impuestos a terceros sin la intervención de éstos en la elección).

En notación sencilla, $F^1(x_1^1, x_2^1, \dots, x_m^1; x_n^2)$ representa una externalidad generada por el agente económico 2 sobre el agente 1. F^1 puede estar referido al nivel de utilidad del agente 1 y, en este caso, las x^1 son las cantidades de los bienes X_1, X_2, \dots, X_m , utilizadas por este agente mientras que x_n^2 es la cantidad del bien X_n (donde X_n podría ser X_1, X_2, \dots , o X_m) utilizada por el individuo 2, o producida por una industria 2. En otro caso, F^1 puede representar el output de una empresa o una industria, siendo x^1 las cantidades utilizadas de cada input y x_n^2 la cantidad de input o output de alguna otra empresa o industria. Esta notación sugiere, en consecuencia, que la externalidad se produce cuando el valor de una función de producción o de una función de consumo, depende directamente de la actividad de otros. Sin embargo, hay dos aspectos adicionales que dicha notación no recoge y que, en general, se asocian a la idea de externalidad.

Por un lado, se entiende que el efecto externo es el subproducto *incidental* e *involuntario* de alguna forma legítima de actividad. El segundo aspecto, más importante a nuestro entender, se refiere a la forma como se produce la alteración de las posibilidades de bienestar o de producción que supone la externalidad. Es decir, el perjuicio que supone una externalidad negativa no siempre es fácil de identificar. Además, cuando se trata de actividades que causan contaminación, es difícil separar los efectos externos derivados de las actividades productivas, de las

externalidades asociadas a los procesos naturales (por ejemplo, la descomposición vegetal).

Si el consumo del bien X_n por parte del agente 2 tiene una consecuencia directa, por ejemplo, en forma de ruido (R), en la función de bienestar del agente 1 puede substituirse x_n^2 por r^2 fácilmente. Pero si el bien X_n que consume el agente 2 es un automóvil, la externalidad que recae sobre el agente 1 puede consistir en ruido o contaminación. Alternativamente, el bienestar del agente 1 puede reducirse por causa de la envidia puesto que ahora el agente 2 es propietario de un coche nuevo. En consecuencia, se introduce una distinción sutil entre externalidades *físicas* y *psíquicas*³ (Boadway y Wildasin, 1986) que puede ser relevante a la hora de instrumentar políticas en respuesta a los efectos externos.

La definición de Baumol y Oates (1988) es muy similar a la de Mishan y se basa en las dos condiciones siguientes:

- *Condición 1:* Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad o producción de un individuo A incluyan variables reales (es decir, no monetarias), cuyos valores son elegidos por otros (individuos, empresas, gobiernos) sin atención particular a los efectos sobre el bienestar de A .
- *Condición 2:* El agente decisor, cuya actividad afecta los niveles de utilidad de otro o entra en sus funciones de producción, no recibe (paga) en compensación por su actividad una cantidad igual en valor a los beneficios (o costes) ocasionados.

³ El denominado caso de las *utilidades interdependientes*, en el cual el nivel de bienestar del agente 1 se relaciona inversamente con la renta o nivel de bienestar (o las manifestaciones de este bienestar) del agente 2 es un ejemplo de externalidad psíquica, donde la decisión sobre quién debe ser compensado depende de los juicios éticos de la sociedad.

Como señalan Baumol y Oates (1988), la primera condición coincide aproximadamente con el concepto de *externalidad* definido por Buchanan y Stubblebine (1962), mientras que las dos condiciones juntas, constituyen lo que estos autores denominan una *externalidad Pareto-relevante*, es decir, aquella que impide que se cumplan las condiciones necesarias para alcanzar un óptimo de Pareto⁴.

1.1.1.2. Tipos

A continuación se recogen algunos de los criterios más interesantes para caracterizar los tipos de externalidades. En primer lugar, Viner (1931) diferencia las externalidades *pecuniarias* de las *tecnológicas*, distinción que tiene que ver con la influencia *indirecta* o *directa* sobre el bienestar que más tarde apuntaría Mishan (1971). En este sentido, las interacciones que se producen entre agentes de forma indirecta o vía precios son denominadas externalidades pecuniarias mientras que las interacciones directas no reflejadas en precios se conocen como externalidades tecnológicas. Habitualmente, se reserva la denominación de *externalidades* para referirse a las de tipo tecnológico.

Uno de los criterios más claros es aquél que clasifica los efectos externos en función de que la influencia sobre el bienestar de terceros sea positiva o negativa. Una externalidad es *positiva* cuando la actuación del agente emisor aumenta el bienestar de los agentes receptores del efecto externo. Por ejemplo, que una persona utilice el autobús en vez de su coche particular puede producir ciertas externalidades, tales como la reducción de la contaminación o de la congestión de

⁴ Llamamos eficiente a un sistema económico en el que no es posible reasignar los recursos existentes de tal forma que algún (o algunos) individuo(s) mejore(n) sin que otro (u otros) empeore(n). A una asignación eficiente se la denomina también Pareto eficiente o *Pareto óptima* (Albi *et al.*, 1994).

vehículos en las calles de una gran ciudad. Por el contrario, una externalidad es *negativa* cuando la actuación de un agente disminuye el bienestar de otros agentes. La contaminación en sus diversas manifestaciones (atmosférica, acústica, etc.) es el ejemplo por excelencia de un efecto externo negativo.

Las externalidades pueden ser *unilaterales* o en una sola dirección, es decir, una parte (o partes) causa el efecto externo y otra parte (o partes) lo reciben o *recíprocas*, cuando cada parte emite y recibe una externalidad de la otra parte (por ejemplo, una industria "x" causa una externalidad negativa a la industria "y" y viceversa. A su vez, las externalidades recíprocas pueden ser *separables* o *no separables*, Según Davis y Whinston (1962), la no separabilidad, en el ejemplo citado, significa que el valor del daño impuesto a la industria "y" por parte de "x" varía con la producción de "y". Simétricamente, el coste del perjuicio externo causado por la industria "y" a la industria "x" varía con la producción de esta última. En el caso de externalidades separables no se produce esta dependencia. Por otra parte, es probable que las externalidades recíprocas no separables entre empresas o industrias sean relativamente poco importantes en términos de bienestar social, si se compara con los numerosos casos de contaminación ambiental donde generalmente se da la no reciprocidad al tratarse de externalidades impuestas por actividades industriales a la colectividad considerada globalmente.

Adicionalmente, las externalidades pueden diferenciarse según el número de partes implicadas (tanto emisoras como afectadas). Los problemas ambientales globales que se han puesto de manifiesto en la década de los 80, tales como el cambio climático causado por las crecientes concentraciones de CO₂ en la atmósfera, son ejemplos de externalidades generadas por múltiples emisores que afectan, en último término, a toda la sociedad. En el otro extremo, los ejemplos que predominan en la literatura son los de externalidades que tienen lugar entre

una parte emisora y otra parte receptora. Esta distinción es particularmente importante al determinar las posibilidades de dar una respuesta política al problema de los efectos externos.

Según quién sea el agente emisor y el agente que recibe la externalidad, ésta puede manifestarse de las siguientes formas: entre productores (por ejemplo, el impacto de la contaminación de las aguas por empresas petrolíferas sobre la producción de las empresas pesqueras); entre productores y consumidores (por ejemplo, la contaminación del aire por emisiones industriales); entre consumidores (por ejemplo, el efecto del consumo de tabaco sobre los fumadores pasivos).

Helm y Pearce (1991) clasifican las externalidades en función de otro criterio que tiene en cuenta el área geográfica donde tienen lugar los efectos externos, en relación con los límites político-administrativos de las jurisdicciones existentes. Cuando los efectos de la contaminación ocurren dentro de una nación, existe una *correspondencia geográfica o espacial* entre el dominio de la externalidad (negativa en este caso) y las fronteras políticas. Sin embargo, los efectos de la contaminación pueden extenderse más allá de los límites de dos o más naciones, creándose un problema de *no correspondencia*⁵ entre las dimensiones *económica y política* de las externalidades. El hecho de que el área de los efectos externos sea mayor que el área de autoridad política de una nación plantea nuevos obstáculos a la solución de este tipo de externalidades, denominadas "*spillovers*" en la literatura de federalismo fiscal. El problema fundamental es el de la ausencia de un gobierno con soberanía supranacional, aunque se plantean alternativas como la vía de la negociación de acuerdos ambientales internacionales⁶.

⁵ Herber (1994).

⁶ Herber (1994) señala que tales acuerdos pueden ser formales (negociados a través de una convención o tratado internacional) o informales (negociados a través de los canales diplomáticos ordinarios). En la actualidad, existen aproximadamente 140 acuerdos ambientales internacionales de carácter formal.

Suele tratarse como caso aparte y, por tanto, como un tipo concreto de externalidad, el problema de los *recursos de libre acceso* (*open access*). Se trata de aquellos recursos que se utilizan de forma colectiva aunque no se hayan definido unos derechos de propiedad sobre los mismos. En este caso, los agentes no consideran el coste de uso de los recursos "comunes" y, en consecuencia, se debilitan los incentivos a invertir en la renovación o mejora de éstos, favoreciendo la sobreexplotación y el riesgo de desaparición de los mismos. El análisis de este tipo de recursos se ha centrado a menudo en el ejemplo de las pesquerías pero el problema ha sido generalizado y popularizado por Hardin (1968)⁷. Los denominados "*global commons*" son de hecho recursos de libre acceso que generan problemas particularmente complejos, puesto que desbordan cualquier límite jurisdiccional. La atmósfera, la capa de ozono o el espacio marítimo más allá de las jurisdicciones nacionales son algunos ejemplos que encajan en esta categoría.

1.1.1.3. Externalidades ambientales asociadas a la actividad industrial

A. Descripción

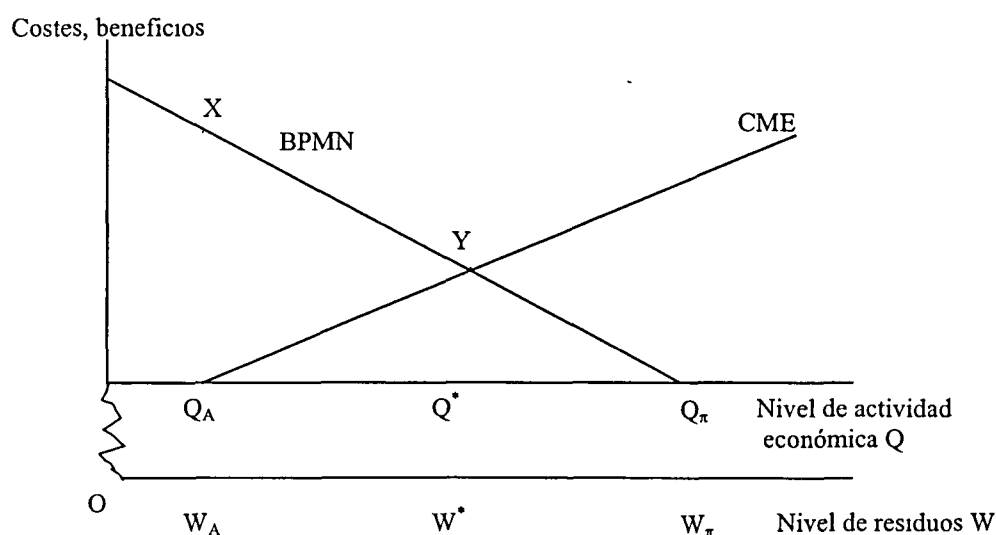
El concepto económico de contaminación o externalidades ambientales negativas se relaciona con los límites de la *capacidad de asimilación* del medio ambiente como receptor de residuos. El medio ambiente puede recibir un determinado nivel de residuos, degradarlos y convertirlos en productos no dañinos o incluso beneficiosos. Suponiendo la existencia de unos niveles de consumo y producción relativamente moderados, dichas actividades causarían efectos de poca importancia sobre la capacidad de asimilación del medio, tratándose dicha capacidad como un recurso de propiedad común. El problema aparece cuando el

⁷ Véase también Gordon (1954).

medio no puede asimilar fácilmente los productos residuales que son una consecuencia inevitable de las actividades económicas llevadas a cabo, por ejemplo, cuando aumenta el grado de urbanización de una sociedad. Al depositar residuos -orgánicos e inorgánicos- en el medio ambiente que éste no puede asimilar, se reduce la capacidad del medio para tratar residuos adicionales.

El Gráfico 1.1 ilustra de una forma sencilla el problema de las externalidades ambientales, en un contexto de competencia perfecta, teniendo en cuenta la idea de la capacidad de asimilación del medio ambiente.

Gráfico 1.1



Dado que esta investigación se centra en la contaminación de origen industrial, vamos a suponer que el contaminador es una empresa representativa de un sector industrial en concreto, por ejemplo, el sector químico. El Gráfico 1.1 muestra, en el eje horizontal, el nivel de actividad contaminante, Q , o nivel de output. Asimismo, también muestra cómo el nivel de actividad económica se relaciona con el nivel de residuos emitidos, W . Suponiendo que los residuos son

directamente proporcionales al nivel de output, cualquier cantidad de Q implica el correspondiente nivel de W . Los costes y beneficios de la actividad se muestran en el eje vertical, de forma que $BPMN$ representa la curva de *beneficios privados marginales netos*, es decir, la diferencia entre ingresos y gastos (en términos marginales)⁸.

CME representa el *coste marginal externo* que se define como el valor del daño (marginal) ocasionado por la contaminación asociada a la actividad de la empresa medida a través de Q . Alternativamente, CME puede interpretarse como la disponibilidad a pagar, por parte de los receptores de la contaminación, por sucesivas reducciones de las emisiones. Sin embargo, dado que la reducción de la contaminación tiene características en muchos casos de bien público al aparecer la condición de *no rivalidad*⁹ en el consumo, los individuos tratarían de ser *usuarios gratuitos* (free-rider) en el sentido de no contribuir a las acciones para reducir las emisiones contaminantes. En consecuencia, difícilmente los beneficios marginales de reducir la contaminación estarán completamente reflejados en los valores de mercado. Por este motivo, a menudo es complicado valorar el daño derivado de la contaminación (extinción de especies, pérdida de calidad de vida en las ciudades, etc.).

Por otra parte, la curva de CME parte del punto Q_A , es decir, de un nivel positivo de actividad industrial que se corresponde con un nivel de residuos W_A , lo que está relacionado con la idea de la capacidad de asimilación del medio ambiente explicada. Si el nivel de residuos, W , es menor que la capacidad de asimilación, A , se produce una externalidad *transitoria* hasta que el medio es capaz de absorber y tratar dichos residuos, pero en todo caso el efecto externo se

⁸ En un contexto de competencia perfecta, el beneficio privado marginal neto se obtiene sustrayendo el coste marginal del precio.

⁹ Que el consumo de un bien sea no rival significa que el coste marginal de que un individuo adicional se suma al consumo de ese bien es cero. Esta propiedad no implica que el coste marginal de producir una unidad adicional sea nulo.

resuelve a través de un proceso natural de transformación. Pero si el nivel de residuos excede a la capacidad de asimilación del medio ($W > A$) se produce una externalidad de efectos prolongados, en el sentido de que tiene lugar un proceso adicional de degradación que merma la propia capacidad de asimilación¹⁰.

El problema que se plantea es pues el de la divergencia entre los conceptos de coste marginal privado y coste marginal social (Pigou, 1920). Desde la perspectiva de la empresa contaminante (perspectiva privada), el nivel eficiente de producción es aquél que agota las posibilidades de obtener beneficio de producir una unidad adicional. En el ejemplo gráfico, el contaminador producirá hasta el nivel Q_{π} donde se anula el beneficio privado marginal neto. Sin embargo, ésta no es una solución eficiente desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto. El objetivo de la sociedad se podría definir como la maximización de la suma de beneficios menos la suma de costes y, en este sentido, el valor del daño ocasionado por la contaminación es un coste a tener en cuenta, además de los costes de remuneración de factores habitualmente considerados. Recordando que el área bajo las curvas marginales representa magnitudes *totales*, puede observarse que el triángulo Q_AXY es el área donde se puede obtener un mayor beneficio social neto. Por tanto, Q^* es el nivel óptimo de actividad y, en correspondencia, W^* es el nivel óptimo de contaminación.

Tal y como se plantea el problema de la contaminación en el Gráfico 1.1 se desprende que un aumento en el nivel de actividad productiva implica inevitablemente un aumento en el nivel de residuos y, en consecuencia, un mayor valor del daño ambiental o coste marginal externo. Simétricamente, la reducción del coste marginal externo pasa por una reducción en el nivel de residuos así como

¹⁰ Como señalan Pearce y Turner (1990), para que exista la externalidad es preciso que los efectos físicos de la contaminación sean percibidos por los individuos provocando su reacción adversa. De lo contrario, no existiría la curva de coste marginal externo aunque el perjuicio sobre la capacidad de asimilación sí que se produzca.

en el nivel de producción de la empresa contaminadora. En otras palabras, la contaminación únicamente puede ser controlada a través de una reducción del output (Q) y, por tanto, reduciendo asimismo la utilización de los factores que intervienen en la producción de Q .

Es evidente que pueden existir otras opciones, al margen de la reducción del output asociado a la externalidad negativa, para que la empresa pueda reducir la contaminación. Es particularmente interesante examinar cuáles son estas opciones y cómo afectan al análisis gráfico planteado hasta el momento.

B. Opciones del sector industrial para reducir las emisiones contaminantes

Dado que lo que se pretende es reducir la contaminación, es importante analizar con detalle cuáles son las posibilidades, en manos de las empresas, para enfrentarse a esta reducción de las emisiones. En general, la alternativa a la solución de reducir directamente el nivel de la actividad productiva que causa contaminación consiste en adoptar tecnología que permita reducir la contaminación manteniendo el nivel de output. Se trata entonces de romper la secuencia *output*→ *residuos*→ *coste externo*¹¹. En concreto, las opciones de la industria para reducir las emisiones contaminantes pueden resumirse en los siguientes puntos (Wills, 1992):

¹¹ Obsérvese que puede que se produzca el mismo nivel de residuos pero que disminuya el valor del daño ambiental, es decir, el coste externo causado por éstos gracias a un cambio en la tecnología que permite su tratamiento.

- Reducción del output o nivel de actividad productiva
- Cambio en la combinación de inputs o proceso productivo
- Control de las emisiones al final del proceso productivo
- Cambio de localización de la empresa
- Cambio en la distribución temporal de las emisiones

Puesto que hasta el momento se ha visto como única opción la de reducir el nivel de actividad productiva contaminante, vamos a analizar en qué consisten las restantes posibilidades empezando por la de cambio en la combinación de inputs. Las distintas combinaciones de factores o procesos productivos que, en un momento del tiempo, son factibles dependen del estado de la tecnología. El Gráfico 1.2a muestra distintos procesos productivos con consecuencias ambientales diferentes en términos de la cantidad de contaminación emitida.

Imagínese el caso de una empresa (competitiva) que se sitúa inicialmente en el punto *A*, utilizando el proceso más contaminante, *P1*, siendo por otra parte el proceso menos costoso en cuanto al uso de los inputs tradicionales (trabajo, capital, energía y materias primas) para obtener el nivel de output *Q5*¹². En el caso de que se pretenda reducir las emisiones, la empresa puede ajustar su combinación de inputs a lo largo de la isocuanta representativa de *Q5*, manteniendo el nivel de output pero incurriendo progresivamente en mayores costes. Por ejemplo, podría escoger producir mediante el proceso *P2* (menos contaminante que *P1*) que supone un aumento de los costes en términos, por ejemplo, de contratación de nuevos trabajadores especializados en un equipamiento descontaminador.

La opción de **cambio en la combinación de inputs** con el propósito de reducir las emisiones viene representada por la elección de la empresa de situarse

¹² Ésta será una elección racional siempre que la empresa no tenga que pagar por la contaminación realizada.

Gráfico 1.2a

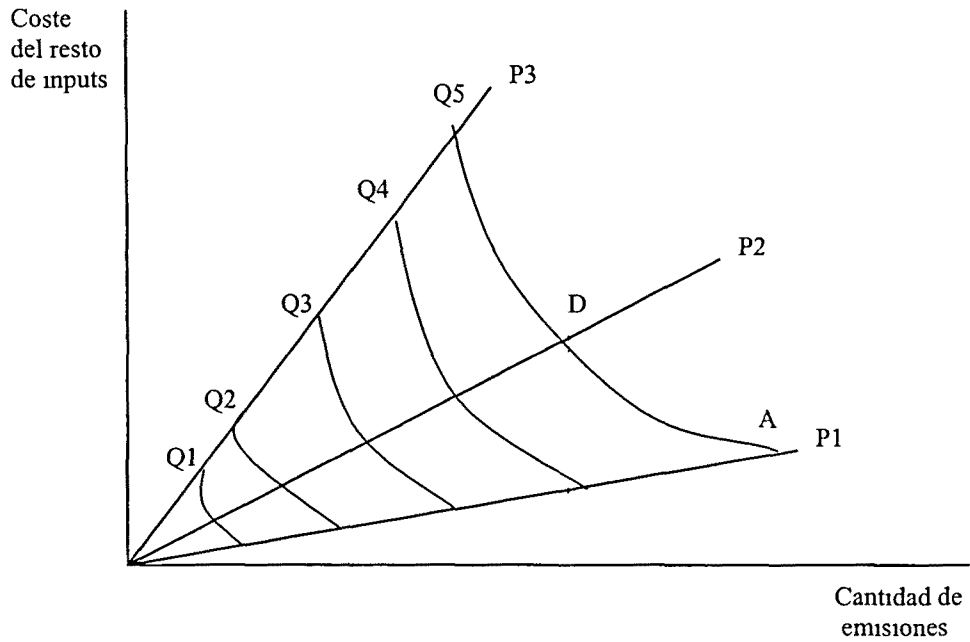
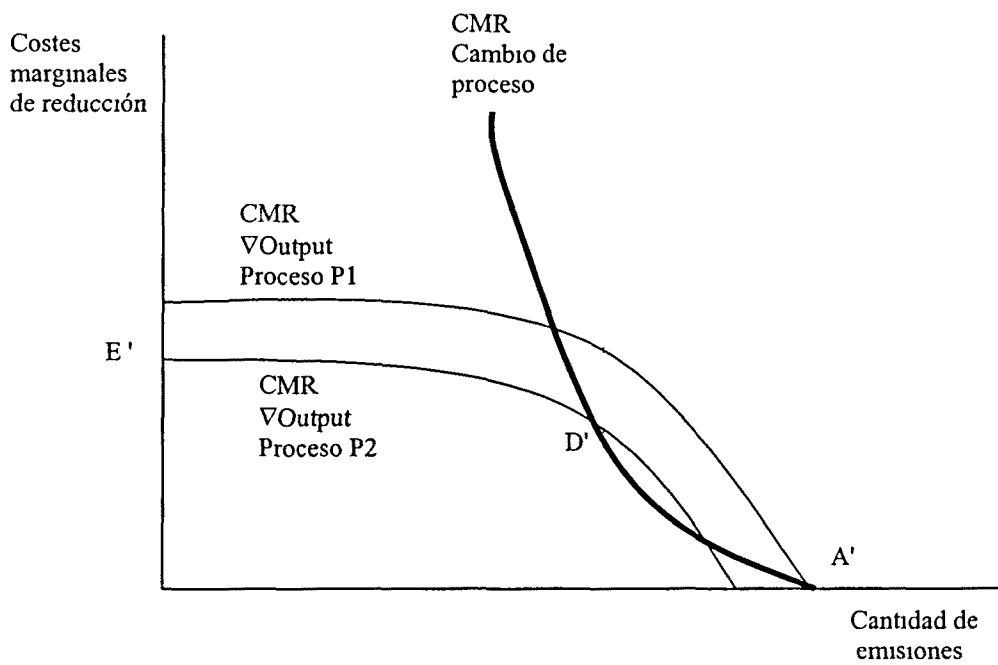


Gráfico 1.2b



en el punto *D* en lugar de hacerlo en el punto *A*, mientras que la opción de **reducir el output** viene representada, en este gráfico, por el desplazamiento hacia el origen a lo largo de la recta que se identifica con un determinado proceso de producción.

En términos del ratio *emisiones/output*, es evidente que éste se mantiene constante cuando se opta por mantener el mismo proceso productivo y reducir el nivel de actividad, mientras que el ratio disminuye si se escoge la opción de adoptar un proceso menos contaminante (Wills, 1992).

La posibilidad de **controlar las emisiones al final del proceso productivo** (o reducción de la contaminación al final de la cadena) consiste fundamentalmente en el filtrado de los efluentes obtenidos. Por ejemplo, éste sería el caso de las emisiones industriales de SO₂ donde se pueden introducir mecanismos descontaminadores de final de proceso. Se trata de una medida *a posteriori*, puesto que consiste en tratar la contaminación una vez que ésta se ha producido contrariamente a la idea de prevención que recomienda utilizar, de entrada, menos recursos susceptibles de generar una contaminación ulterior.

Por otra parte, el coste externo o valoración monetaria del daño causado por unas determinadas emisiones puede variar en función del contexto donde tienen lugar (por ejemplo, si las emisiones se realizan próximas a núcleos de población), de su concentración así como de su nivel global. En este sentido, cabe la posibilidad de que la empresa escoja una **localización** menos sensible, lo que reducirá la contaminación en términos económicos. Por ejemplo, en el caso de la contaminación de las aguas residuales, las empresas pueden verter directamente a un río o a un sistema de saneamiento (alcantarillado o colector), lo que en última instancia va a depender de su localización geográfica. En principio, los vertidos que se realizan al cauce público son potencialmente más peligrosos (pueden

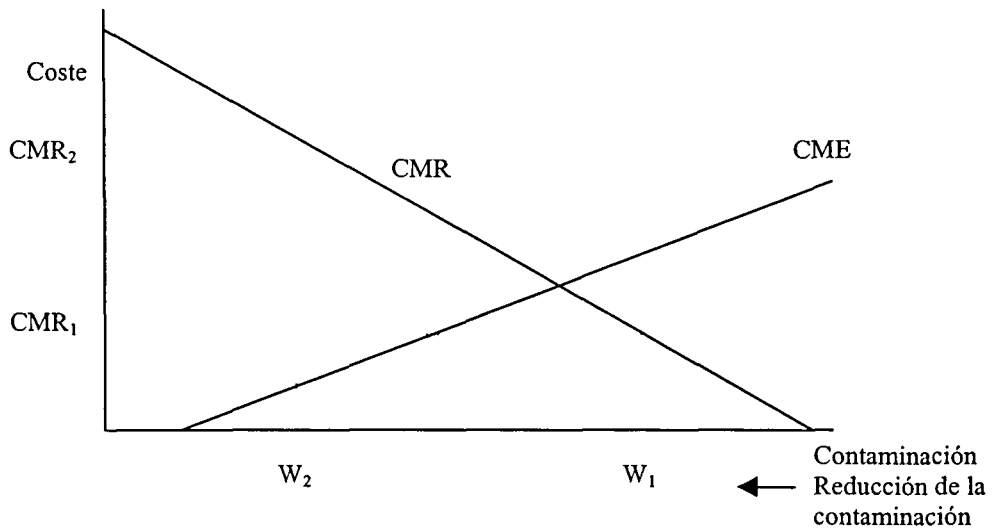
suponer un mayor coste externo) al no asegurarse un tratamiento o depuración de los mismos.

Otra opción para reducir el daño ambiental consiste en **regularizar la distribución temporal de las emisiones**. Siguiendo con el ejemplo de la contaminación de las aguas residuales, una de las características de los vertidos industriales, en comparación con los de origen doméstico, es su discontinuidad en el tiempo. Muchas industrias desarrollan su actividad con interrupciones (no trabajan ni realizan vertidos durante las 24 horas del día ni los 365 días al año) o, en otros casos, se enfrentan a una demanda estacional de su producto o productos generando vertidos que varían considerablemente a lo largo del tiempo, lo que supone un impacto mayor que si éstos se realizaran de forma regular¹³.

La consideración de las distintas opciones de que dispone la empresa para reducir las emisiones nos lleva a modificar, en parte, el análisis de las externalidades ambientales realizado en el Gráfico 1.1. Básicamente es necesario introducir un nuevo concepto, la curva de *coste marginal de reducción (CMR)*, en lugar de la curva de beneficio privado marginal neto, tal y como muestra el Gráfico 1.3.

¹³ Como se apunta en el *Programa de sanejament d'aigües residuals industrials de Catalunya* (1996), el hecho de que los vertidos industriales se caractericen por su variabilidad obstaculiza la planificación de los procesos de depuración. Además se trata de vertidos que varían no solo temporalmente sino en cuanto a su composición, puesto que los procesos industriales están sometidos a los cambios tecnológicos y económicos del mercado lo que repercute en las características del vertido.

Gráfico 1.3



Dado un determinado parámetro de contaminación (por ejemplo, las materias oxidables en los vertidos de aguas residuales), la curva *CMR* para un emisor en concreto representa la combinación más eficiente (de coste mínimo) de las opciones reductoras de la contaminación disponibles así como el cambio que suponen en el nivel de emisiones. Dada su pendiente negativa y teniendo en cuenta que en el eje horizontal se mide directamente la contaminación, en el Gráfico 1.3 se supone que dicho coste aumenta con la progresiva reducción de las emisiones.

Otra característica de la curva *CMR* es su carácter dinámico. Su pendiente y posición pueden modificarse en función de los cambios en la tecnología disponible para la empresa así como de las variaciones en el precio de los inputs y del output. Este carácter dinámico sugiere la complejidad de estimar la curva de *CMR* para un grupo de empresas (por ejemplo, empresas pertenecientes a un mismo sector de actividad) que generan un cierto tipo de contaminación pero tienen niveles tecnológicos distintos.

Ahora la posibilidad de reducir las emisiones a través de la reducción del output se considera de forma implícita en la curva *CMR*, que sería equivalente a la curva de beneficio privado marginal neto en aquellos casos en los que el único método disponible para limitar la contaminación fuera la reducción del nivel de actividad productiva. Si se considera, para simplificar, que las dos opciones disponibles son la reducción del output y el cambio de proceso, la elección de la combinación menos costosa por parte de la empresa se puede ilustrar como se hace en el Gráfico 1.2b (ver pág.16).

El Gráfico 1.2b que es complementario del Gráfico 1.2a muestra que suponiendo que la empresa opera inicialmente a través del proceso productivo *P1* (punto *A*), la opción menos costosa para reducir las emisiones en una primera instancia consiste en modificar el proceso. Una vez que este cambio tiene lugar, situándose la empresa en el punto *D'* donde el proceso productivo utilizado (menos contaminante) es el *P2*, la reducción adicional de las emisiones se consigue de forma más barata a través de reducir el output (con un coste de oportunidad para el contaminador igual al beneficio futuro que deja de obtenerse). En consecuencia, la curva de *CMR* relevante viene representada por el trazado *A'D'E'*.

1.1.2. Un enfoque institucional: la teoría económica de los derechos de propiedad

Hasta el momento se ha expuesto la visión de los problemas ambientales, en concreto, de la contaminación como un *accidente* en el *normal* funcionamiento del sistema de mercado competitivo. En otras palabras, la contaminación se cataloga como una externalidad negativa o aquella situación en la que la actividad del contaminador provoca una pérdida de bienestar a otro agente, sin que exista ningún mecanismo de compensación a terceros por soportar esos costes no

deseados. Se produce una divergencia entre los costes marginales sociales y privados porque el contaminador no tiene en cuenta el daño ambiental generado por su actividad productiva.

Un enfoque alternativo, en realidad otra interpretación de las externalidades, trata de plantear porqué el contaminador no toma en consideración todos los efectos de su acción incluyendo el daño ambiental o porqué no tiene que pagar por el uso del medio ambiente. Esta línea de análisis nos lleva a hablar de los derechos de propiedad o, en términos más generales, del marco institucional en el que se identifican los problemas ambientales.

Las relaciones económicas que se producen en el contexto del mercado, se identifican en una sociedad determinada que se caracteriza por sus costumbres, normas y leyes que están vigentes en ese momento. Del mismo modo, el problema de la contaminación del medio ambiente se inscribe en un marco institucional que regula los procesos de intercambio que tienen lugar en una economía. El contexto legal, concretamente, la estructura de derechos de propiedad define la posición inicial de cada una de las partes implicadas en el intercambio voluntario y, por tanto, delimita lo que es un coste para cada agente. Desde este punto de vista, los problemas ambientales pueden entenderse como el resultado de la existencia de conflicto entre supuestas estructuras de propiedad que protegen usos mutuamente exclusivos de determinados recursos (Padrón, 1992).

El marco institucional, entendido como la definición de derechos de propiedad y todo aquello que prevalece por la costumbre y la jurisprudencia de los tribunales, condiciona los llamados *costes de transacción* de las negociaciones que suceden en una economía afectando a la productividad de ésta. En consecuencia, cualquier actuación de política ambiental debe tener en cuenta el contexto

institucional en el que se inscribe ya que éste puede distorsionar los resultados previstos de la política que se pretende llevar a cabo.

Este enfoque tiene su punto de partida en el artículo de Coase (1960), *The Problem of Social Cost*, desarrollándose desde entonces la llamada *teoría económica de los derechos de propiedad* centrada en analizar las relaciones entre el "mercado" institucional y el mercado económico. Dos conclusiones importantes se derivan de esta teoría. En primer lugar, la conveniencia de que el sistema de derechos de propiedad sea universal, es decir, que los derechos de propiedad estén definidos sobre cualquier bien o recurso. En segundo lugar, la necesidad de mejorar el funcionamiento de los mercados para reducir los costes de transacción.

1.1.2.1. Conceptos fundamentales

Coase (1960) fue quien primero resaltó la importancia de la asignación de los derechos de propiedad para la internalización de los efectos externos. El denominado *teorema de Coase* establece que, si la información es perfecta y la negociación entre las partes afectadas no es costosa (costes de transacción nulos), la asignación de derechos de propiedad redundará en la internalización del efecto externo. En otras palabras, si el derecho de propiedad está asignado a una parte, no importa cuál sea, la negociación eliminará el efecto externo, al quedar reflejada la interdependencia en una transacción monetaria.

A continuación se definen los conceptos fundamentales que aparecen en la proposición de Coase tales como la noción de costes de transacción y derechos de propiedad, para contrastar su significado en el terreno de las externalidades ambientales. Se deja para más adelante la discusión sobre las implicaciones del

teorema de Coase en cuanto a la intervención del sector público para resolver problemas de externalidades.

A. Costes de transacción

Al estudiar la razón por la cual el emisor de una externalidad no internaliza todos los costes de sus acciones, se plantea la posibilidad de que el coste de realizar dichas transacciones exceda el beneficio esperado de las mismas. En este sentido, la aparición de las externalidades se relaciona con la existencia de determinados costes de transacción. Si éstos fueran nulos, se produciría la negociación entre los agentes implicados y se internalizarían los efectos externos.

Dahlman (1979) apunta la necesidad de analizar con mayor profundidad qué clases de costes de transacción son importantes en la generación de externalidades. Por ello, realiza una clasificación de los costes de transacción atendiendo a distintas nociones de los mismos.

En primer lugar, puede entenderse por coste de transacción una proporción fija de aquello que se intercambia que desaparece en la propia transacción. Este concepto es útil para demostrar que un determinado *medio de cambio* supone unos costes de transacción inferiores a cualquier otra posibilidad (por ejemplo, el dinero en lugar del trueque). En realidad, es una noción muy similar a la de coste de transporte o coste de trasladar recursos de una persona a otra en el proceso de intercambio. Sin embargo, si tales costes de transacción son bien conocidos por parte de los agentes implicados y estrictamente proporcionales al valor de la

transacción, no existirán externalidades en el sentido de desviaciones de un óptimo (es decir, Pareto-relevantes)¹⁴.

Una segunda versión del concepto de costes de transacción se refiere al momento inicial de establecer el intercambio. Se trata de un coste "fijo" independiente de la cantidad intercambiada¹⁵. Sin embargo, tal y como se matiza también en la teoría de la producción, el coste de establecer el intercambio no es en absoluto un coste fijo. Del mismo modo que la empresa puede decidir la magnitud de sus costes fijos, el individuo puede escoger entre distintas posibilidades de intercambio cada una con sus propios costes de establecimiento. Es decir, el coste fijo en cualquier intercambio se determina de forma endógena, siendo el coste conocido y ajustado de "provocar" el intercambio. Tampoco esta idea de coste de transacción sería importante en cuanto a la generación de externalidades Pareto relevantes.

Una tercera noción del concepto de costes de transacción se halla en la definición de Coase (1960) que tiene en cuenta los costes generados en las diferentes fases del proceso de intercambio: *"A fin y efecto de llevar a cabo una transacción de mercado resulta necesario descubrir la persona con quien tenemos que tratar, informar a la gente que uno desea intercambiar y en qué condiciones, realizar negociaciones que lleven a un acuerdo, establecer el contrato, llevar a cabo la inspección necesaria para asegurarse que se observan las condiciones del contrato, etc."*

En primer lugar, para que dos partes realicen un intercambio se han de buscar y ponerse en contacto, lo que resulta costoso en términos de tiempo y de

¹⁴ Si para quienes tienen que soportar la contaminación resulta demasiado costoso pagar a quienes la emiten con el fin de que la reduzcan, entonces la cantidad observada de contaminación resulta totalmente consistente con un óptimo de Pareto.

¹⁵ Ésto introduce la problemática de la no convexidad (Baumol y Oates, 1988).

recursos. A continuación, si finalmente las partes establecen contacto, se han de informar mutuamente de la oportunidad del posible intercambio que se presenta, lo que también exigirá recursos. Si además, hay más de un agente implicado en cada parte del intercambio se incurrirá en ciertos costes de decisión previos al establecimiento de las condiciones de intercambio. Una vez tomada la decisión, aparecen los costes de control y vigilancia para verificar que la otra parte asume las obligaciones que le corresponden según las condiciones del contrato, es decir, los costes de cumplimiento del acuerdo realizado.

En resumen, en esta última definición, los costes de transacción incluyen costes de búsqueda e información, costes de decisión y negociación y finalmente costes de vigilancia y cumplimiento. Dahlman (1979) señala que, en el fondo, cualquiera de estos costes se produce debido a la falta de información, ya sea en relación con la existencia y localización de las oportunidades de intercambio, respecto a las preferencias de los agentes en cuanto a participar en el intercambio a determinados precios y condiciones, o en cuanto a las posibilidades de que alguna de las partes incumpla el acuerdo.

Desde este punto de vista, al hablar de costes de transacción se hace referencia a los costes asociados a la existencia de información imperfecta, en otras palabras, al problema de la incertidumbre. Pero entonces una externalidad (Pareto relevante) sólo puede ocurrir si se asocia la información imperfecta con una situación no óptima (Arrow, 1973). Ello implica suponer que las partes implicadas en el intercambio no tienen incentivos a canjear información adicional, quizás a causa de los aspectos de bien colectivo de la información o a los problemas de autenticar la calidad de la información en venta.

Otra perspectiva distinta de los costes de transacción señalada por Schmid (1995) atiende a la diferencia entre aquellos costes inherentes a las características

del bien de aquéllos que se crean por las propias instituciones. En el primer caso, los costes de transacción se relacionan con la existencia de unos elevados costes de exclusión. Un bien es *no excluible* cuando, a un coste razonable, no se puede impedir que consuma el bien a quien no pague por él. Cabe matizar, como se hace en Albi *et al.* (1994), que la posibilidad o imposibilidad de exclusión, más que una propiedad intrínseca de los bienes es una cuestión técnica que puede evolucionar con el tiempo. Lo esencial es que la condición de excluible permite la provisión del bien a través del mercado.

En el segundo caso se reconoce que las instituciones (la estructura de derechos de propiedad) pueden influir en la magnitud de los costes de transacción. El caso extremo está relacionado con los derechos inalienables. Siguiendo un ejemplo de Bromley (1991), aunque dos empresas (una situada río arriba y otra río abajo) puedan llegar a un acuerdo en cuanto al nivel de utilización del río como depósito de residuos, las víctimas potenciales de la contaminación resultante no estarían representadas en la transacción. Asegurar la representación de los intereses de las víctimas implicaría unos costes de transacción tan elevados que, en ocasiones, una solución razonable puede consistir en establecer una regla que impida la transacción bilateral (condición de inalienable), salvaguardando los intereses de terceros. En este sentido, las innovaciones de tipo institucional capaces de reducir costes de transacción son una fuente de crecimiento económico porque facilitan el intercambio asociado con aumentos de bienestar (North, 1990).

B. Derechos de propiedad

Los derechos de propiedad son un conjunto de pautas o protocolos que regulan las relaciones entre los individuos con respecto a los recursos, definiendo sus oportunidades, su exposición a las acciones de los demás, sus privilegios y sus responsabilidades (Schmid, 1987; Bromley, 1989). En este sentido, como señala Demsetz (1967), los derechos de propiedad son un instrumento propio de la sociedad, permitiendo que cada individuo forme las expectativas que puede razonablemente mantener en su trato con los demás. Dichas expectativas encuentran una expresión en las leyes, costumbres y usos de la sociedad.

Otro aspecto importante es que los derechos de propiedad entrañan la facultad de beneficiarse o perjudicarse a sí mismo o a los demás y, en consecuencia, determinan *quién debe compensar a quién* para que se modifiquen las acciones realizadas por los individuos.

Alchian y Demsetz (1973) sugieren que lo importante es conocer cuál es la estructura de derechos de propiedad en una sociedad y en un determinado momento; qué consecuencias para la interacción social se derivan de esa estructura; y cómo se ha llegado a desarrollar la estructura de derechos de propiedad.

En cuanto a la **estructura de derechos** cabe puntualizar tres aspectos. En primer lugar, se poseen derechos a usar recursos y esos derechos están circunscritos frecuentemente por la prohibición de ciertas acciones. En segundo lugar, el ejercicio de un determinado derecho puede depender de un proceso decisorio en el que participan numerosos individuos, tal como ocurre en el uso de la votación por mayoría. El derecho a votar puede ejercerse individualmente pero es el patrón de votos de numerosas personas lo que determina el modo en que va a

ejercerse el derecho a utilizar un recurso. En tercer lugar, la estructura de derechos puede modificarse en varios sentidos. Puede existir un derecho particular a un uso en una sociedad que antes no existía o puede variar el régimen de propiedad o titularidad. La Tabla 1.1 resume los principales tipos de regímenes de propiedad y sus características.

Tabla 1.1.-Cuatro tipos de regímenes de propiedad

Propiedad estatal	Los individuos tienen el <i>deber</i> de respetar las reglas de uso/acceso determinadas por la agencia reguladora/gestora. Las agencias tienen el <i>derecho</i> a determinar las reglas de uso/acceso.
Propiedad privada	Los individuos tienen el <i>derecho</i> a emprender usos socialmente aceptables y el <i>deber</i> de detener aquéllos inaceptables. El resto (los "no propietarios") tienen el <i>deber</i> de no obstaculizar los usos socialmente aceptables y el derecho a esperar que sólo ocurran este tipo de usos.
Propiedad comunal	El grupo gestor (los "propietarios") tiene <i>derecho</i> a excluir a los no miembros y éstos tienen el <i>deber</i> de atenerse a ser excluidos. Los individuos pertenecientes al grupo gestor (los "copropietarios") tienen tanto <i>derechos</i> como <i>deberes</i> en cuanto a las tasas de uso y conservación del recurso en cuestión.
Ausencia de propiedad	No se define ningún grupo de usuarios o "propietarios" y el flujo de beneficios está disponible para todos. Los individuos tienen el <i>privilegio</i> (<i>no derecho</i>) en cuanto a las tasas de uso y conservación del activo. Dicho activo se conoce como "recurso de acceso abierto".

Fuente: Bromley, 1989

La estructura de derechos puede tener consecuencias importantes para la asignación de recursos. Por una lado, el problema de la escasez de recursos plantea a la sociedad la necesidad de conseguir que el propietario de un recurso dedique el máximo esfuerzo personal a la gestión del mismo en la forma más eficaz posible, teniendo en cuenta sus habilidades personales. Por otro lado, también es importante conseguir que la potestad sobre los recursos y la decisión sobre como

utilizarlos estén en manos de quienes puedan realizar el mejor uso posible de los mismos.

El significado de cuáles son los derechos existentes puede apreciarse contrastando la existencia o inexistencia de dos condiciones: la condición de *exclusión* y la condición de *transferible*. La condición de *exclusión* sobre un recurso se refiere a la no interferencia en las decisiones del propietario y a la capacidad de éste para apropiarse de lo que se obtenga de la explotación de este recurso. La condición de *transferible* hace referencia a la potestad de traspasar el recurso parcial o totalmente.

En consecuencia, los derechos pueden ser *exclusivos y transferibles* (propiedad privada); *exclusivos pero no transferibles* (propiedad pública) y finalmente, *no exclusivos y no transferibles* (propiedad comunal). Cada sistema determina un reparto distinto de los beneficios y costes derivados de una acción, entre quien toma la decisión y el resto de individuos, afectando los incentivos y las expectativas de éstos.

A menudo, la titularidad comunal va técnicamente asociada a la titularidad estatal, como en el ejemplo de los grandes parques públicos. En este caso, el Estado tiene técnicamente la posibilidad de excluir a los individuos del uso de sus bienes. Si este derecho se ejerce frecuentemente por el Estado, el derecho de propiedad puede identificarse correctamente con una titularidad estatal. Pero si el derecho a excluir rara vez se ejerce por el Estado, como en el caso de los parques públicos, a efectos prácticos se consideran un recurso de propiedad comunal. La comunalidad significa que el arreglo operativo arbitrado para el uso del recurso es tal que ni el Estado ni los particulares pueden excluir a otros del uso del recurso, salvo en virtud de un uso anterior y continuo del recurso. El primer individuo que

entra en un parque público tiene derecho a usarlo mientras esté allí y un segundo individuo puede entrar pero no puede desplazar o excluir al primero.

El problema planteado es bastante evidente cuando se analizan las causas de la contaminación. Alchian y Demsetz (1973) afirman que de alguna manera el Estado ha "invitado" a sus ciudadanos a tratar las aguas -continentales y marítimas- como si fuesen bienes libres puesto que no ha conseguido excluirlos del ejercicio de derechos comunales sobre el uso de estos recursos. En consecuencia, muchos de ellos se han utilizado en exceso hasta el extremo de que la contaminación plantea una amenaza grave para la productividad del recurso. Cada individuo, persiguiendo su propio interés, intenta maximizar el valor de sus ingresos y tiende a explotar intensivamente el recurso sabiendo que los costes de su acción recaen tanto sobre sí mismo como sobre el resto. Si se trata de un recurso natural disminuye su rendimiento y se favorece el rápido agotamiento de éste. Invertir para preservar el recurso no resulta atractivo puesto que el rendimiento de la inversión no es exclusivo de quien la lleva a cabo. Asimismo, cualquier intento de llegar a un acuerdo para limitar estos derechos comportaría elevados costes de transacción al intervenir un gran número de agentes. En consecuencia, los costes de cumplimiento y vigilancia del acuerdo serían también considerables.

La propiedad privada de los recursos, es decir, la exclusión y la libre transferencia de los derechos, permite que éstos se utilicen de la forma más eficaz posible. El intercambio voluntario, en el que cada parte persigue su propio interés particular, posibilita que los recursos se dirijan a su mayor valor social (mayor producción) siendo el resultado final un juego de suma positiva donde todos salen ganando.

La formalización jurídica de la libre transferencia se asocia con el principio de libertad contractual. Por su parte, la exclusión significa el poder que tiene el propietario de disfrutar de sus bienes y, en concreto, de tomar la decisión acerca de quien puede acceder a éstos. Con la exclusión se generan incentivos para conseguir un uso eficiente de los recursos.

Finalmente, en cuanto a la cuestión de la **emergencia y desarrollo de los derechos de propiedad**, Demsetz (1967) señala que los derechos de propiedad se desarrollan para internalizar efectos externos, siempre que el beneficio derivado de la internalización supere el coste de la misma. Estos nuevos procesos de internalización estarían vinculados a cambios en los precios relativos derivados del desarrollo tecnológico y de la apertura de nuevos mercados. El autor cita un ejemplo para mostrar la relación entre la emergencia de los derechos de propiedad privada de la tierra y el desarrollo del comercio de pieles. Cuando este comercio no existía, la caza tenía como objetivo fundamental la obtención de alimento y abrigo para la propia familia. Se cazaba entonces libremente sin valorar el impacto (poco relevante) sobre el resto de individuos. Al surgir el comercio de pieles, aumentó el valor de este bien y se intensificó la actividad de caza. Ambos factores contribuyeron a agravar los efectos externos asociados a la libertad de caza, creándose la necesidad de que dichos efectos se tuvieran en cuenta en el sistema de derechos de propiedad. En otras palabras, el desarrollo del comercio de pieles hizo rentable el fomentar la crianza de animales para aprovechar su piel. Pero esta actividad requería la posibilidad de impedir una intromisión, por lo que es razonable pensar que como respuesta se generaran cambios socio-económicos en cuanto a la propiedad del terreno destinado a la caza, con tendencia a la propiedad privada de éste.

Tal y como puntualiza Demsetz (1967), no se pretende afirmar que los ajustes de derechos de propiedad sean la consecuencia de un esfuerzo consciente

para enfrentarse a nuevos problemas de externalidades. Pero es lógico pensar que una sociedad preocupada por la eficiencia, intente modificar su comportamiento para adecuarlo a las externalidades asociadas a cambios importantes en la tecnología o en los precios de mercado, ya que de ello depende su viabilidad en el futuro.

1.1.2.2. El dilema de la intervención

La idea de que el mercado falla en presencia de externalidades nos lleva a hablar del concepto de *internalización* de los efectos externos. Como señalan Pearce y Turner (1990), *aunque exista contaminación "económica", es improbable que se dé el caso en que debiera ser eliminada*. En otras palabras, en general, el nivel eficiente de producción de un bien asociado a una externalidad negativa es positivo, es decir, que para niveles de producción inferiores al eficiente, el valor de la producción al que hay que renunciar es superior a la ganancia social derivada de la reducción de la contaminación¹⁶.

Corregir o internalizar una externalidad significa instrumentar medidas que incentiven a los emisores a considerar todos los costes y/o beneficios de su actividad, de manera que tanto las decisiones relativas al nivel de output que causa contaminación como las relativas a la elección de tecnología se tomen a partir de los conceptos de costes y beneficios *sociales*. Se plantea entonces, mediante distintos tipos de intervención pública, la internalización de los efectos externos para alcanzar el nivel óptimo de contaminación.

¹⁶ El nivel óptimo sólo será cero cuando el daño marginal asociado a la primera unidad producida sea extraordinariamente elevado.

En este sentido, tradicionalmente se han presentado las aportaciones de Pigou (1920) y de Coase (1960), en cuanto a la intervención del sector público para resolver las externalidades, como antagónicas. El primero defendiendo la intervención estatal a través de *impuestos correctivos o impuestos pigouvianos* y el segundo defendiendo la *libre negociación* entre los implicados en una externalidad (Aguilera Klink, 1992) o en todo caso, defendiendo la intervención pública como la mera delimitación de los derechos de propiedad.

El razonamiento de Coase (1960) basado en la asignación de derechos de propiedad, parte de la idea de que dicha asignación abre la posibilidad de que se cree un "mercado" para el efecto externo capaz de establecer un precio por su emisión, *siempre y cuando los costes de transacción sean nulos*. Desde este punto de vista, el único tipo de intervención pública necesaria para internalizar el efecto externo es delimitar los derechos de propiedad. Una vez hecho ésto, las partes afectadas negociarán privadamente entre sí hasta alcanzar el nivel eficiente de la actividad generadora de la externalidad.

Sin embargo, algunos autores (Calabresi, 1968; Dahlman, 1979; Ruiz y Pampillón, 1985) han encontrado en el análisis de Coase (1960) la posibilidad de justificar cualquier intervención del sector público (no sólo para la delimitación de derechos) en materia de medio ambiente para lograr una asignación de recursos preferible a la ya alcanzada.

Dados los supuestos de la argumentación de Coase (1960), *información perfecta y costes de transacción nulos*, la idea de fondo es que cualquier solución no negociada, es decir, impuesta resultará subóptima respecto a un acuerdo surgido del consenso de las partes implicadas en el efecto externo. En caso de conflicto, cabe una intervención del Estado (o del sistema judicial) para determinar a quién asiste el derecho. A partir de la nueva situación creada, deben intentar de

nuevo la negociación con el fin de alcanzar un pacto por mutuo acuerdo. Si tal negociación no se da, los defensores de la teoría del mercado probablemente argumentarán que ya se ha alcanzado un óptimo (Demsetz, 1964). Sin embargo, los autores mencionados han interpretado esta limitación del análisis de Coase (1960), -el hecho de no llegar a un acuerdo debido, por ejemplo, a unos costes de transacción altos- como una posible justificación para la intervención del sector público en cualquier sentido (impuestos, acción legislativa, estándares, prohibiciones, etc.) capaz de reducir los costes de transacción.

A menudo, los costes de transacción son importantes en los problemas ambientales al implicar a un gran número de participantes. Se reconoce generalmente que cuando el número de individuos afectados es grande, la probabilidad de negociación voluntaria disminuye por hacerse prohibitivos los costes de coordinación y porque como señala Buchanan (1967, p.116) *"a medida que el número de participantes llega a un punto crítico suficientemente grande, el individuo se verá cada vez más inducido a considerar el comportamiento de los demás como fuera de su campo de posible influencia"*.

Así pues, la existencia de costes de transacción significativos parece derivar necesariamente en la intervención del sector público. Sin embargo, dicha intervención comporta también unos costes administrativos que hay que tener en cuenta. Sólo si los costes de la acción pública para alcanzar un óptimo son menores que los costes de transacción y además no superan el potencial aumento de bienestar a obtener, estaría justificada la intervención. Esta argumentación sugiere un planteamiento o análisis coste-beneficio, el cual no va a ser independiente de la asignación inicial de derechos puesto que éstos influyen en la utilidad marginal de la renta (Knetsch y Sinden, 1984) y, en consecuencia, en la disposición a pagar por los proyectos ambientales.

En cuanto al supuesto de información perfecta, puede ocurrir que los verdaderos beneficios y costes marginales que ocasiona el efecto externo no sean observables, ni existan precios que los reflejen. En este caso, los procesos negociadores deben afrontar un problema de usuario gratuito que, en última instancia, puede impedir que las negociaciones conduzcan a asignaciones eficientes. Por tanto, cabe nuevamente la posibilidad de defender una intervención pública para lograr la eficiencia¹⁷.

1.1.3. El planteamiento de la política ambiental: conclusiones de ambos enfoques

Se han expuesto dos visiones complementarias acerca de cómo enfocar, desde el punto de vista económico, el problema de la contaminación. En un caso, la contaminación se interpreta como una externalidad negativa y lo que preocupa fundamentalmente son sus consecuencias sobre la eficiencia. Dichas consecuencias se resumen en el hecho que los precios de mercado, al no incluir las valoraciones marginales de los perjudicados por el efecto externo (contaminación), dejan de ser señales que orientan eficientemente las decisiones de producción y consumo, y los agentes emisores sobreproducirán las actividades que generan externalidades negativas.

La visión complementaria, que puede entenderse también como otra interpretación de las externalidades, se centra en estudiar porqué se producen en última instancia los efectos externos. Desde este punto de vista, se identifican los problemas de contaminación como un conflicto sobre la estructura de presuntos y

¹⁷ Si se considera, tal y como lo hace Dahlman (1979), que la noción de costes de transacción hace referencia a las pérdidas de recursos debidas a la información imperfecta (sobre oportunidades de intercambio, características de los bienes a intercambiar, etc.) las implicaciones de ambos supuestos -costes de transacción nulos e información perfecta- son las mismas en cuanto a política pública.

auténticos derechos de propiedad que definen la posición inicial de cada una de las partes implicadas en un efecto externo.

El planteamiento de la política ambiental debería tener en cuenta todos los aspectos relevantes que se derivan de ambas visiones. En cuanto a los efectos externos en sí y a sus consecuencias, no sólo es importante reconocer que hay interdependencia entre las acciones de los individuos sino también analizar qué tipo de interferencia se produce entre el emisor (emisores) de una externalidad negativa y el receptor (receptores) de la misma. En concreto, es interesante estudiar los siguientes puntos:

- Si los efectos externos son potencialmente perjudiciales para la salud o para la integridad ecológica.
- Si los efectos sobre terceras partes implicadas son significativos.
- Si empíricamente es posible calcular una función de daño o coste marginal externo.

Bromley (1991) presenta una interesante clasificación de las características o atributos de la interdependencia que tiene lugar en presencia de externalidades, que se recoge en la Tabla 1.2. El autor distingue las situaciones de externalidad que habitualmente se han utilizado como ejemplo en la literatura, de otras situaciones asociadas a efectos externos de mayor envergadura en cuanto al modo como es afectado el receptor de la externalidad, la frecuencia del impacto, la significación de los efectos sobre terceros, la posibilidad de estimar con cierto rigor una función de daño y finalmente la existencia de procesos irreversibles.

Tabla 1.2.-Atributos de la interdependencia en presencia de externalidades

	Naturaleza del impacto	Frecuencia del impacto	Efectos s/ terceros	Costes de transacción	Función de daño única	Irreversibilidades
Ejemplos tradicionales(*)	Molesto	Intermitente /constante	Ninguno	Bajos/altos	Sí/es posible	No
Playa concurrida	Molesto	Intermitente	Sí	Altos	No	No
Vista bloqueada	Molesto	Constante	Sí	Altos	No	Es posible
Productos químicos	Fisiológico/ Ecológico	Constante	Sí	Altos	No	Sí
Destrucción Paisaje	Molesto/ Ecológico	Constante	Sí	Altos	No	Es posible
Ganar terreno al mar	Ecológico	Constante	Sí	Altos	No	Sí

(*) Se refiere a ejemplos de efectos externos de escasa trascendencia pero que por su sencillez se han utilizado a menudo en la literatura (la tapia que obstaculiza la vista del vecino, el humo generado por el productor de acero que ensucia la ropa de la lavandería próxima, etc.)

Fuente: basado en Bromley (1991)

Los ejemplos tradicionales, tales como el de la tapia que obstaculiza la visión del vecino, tienden a ser poco (o nada) relevantes en cuanto a las consecuencias sobre la salud o la integridad ecológica, por lo que las consecuencias sobre el receptor del efecto externo se reducen a una cierta molestia. A menudo, en estos casos, puede especificarse una única función de daño y los efectos sobre terceros tienden a ser irrelevantes, por lo que los costes de transacción en los que se incurre son poco significativos y las consecuencias irreversibles tampoco son relevantes.

Sin embargo, en realidad la política ambiental se enfrenta a unas externalidades de naturaleza más compleja como en los casos de destrucción del paisaje o de contaminación por sustancias químicas. En estas situaciones, el impacto generado puede ser un deterioro del medio ambiente; los efectos sobre terceros suelen ser relevantes así como los costes de transacción implicados altos; posiblemente no existe una única función de daño; finalmente puede tratarse de algún tipo de contaminación que derive en procesos irreversibles.

Por tanto, parece que es importante profundizar en el conocimiento sobre la naturaleza de los efectos externos. La orientación de la política para contribuir a resolver los problemas ambientales dependerá de la importancia que se dé a los distintos atributos mencionados (naturaleza y frecuencia del impacto, efecto sobre terceros, costes de transacción, etc.) en cada caso concreto.

En cuanto a la visión del problema de la contaminación como un conflicto de estructuras de propiedad, Bromley (1991) señala que sería beneficioso enfocar la política de medio ambiente desde una perspectiva que enfatizara la incidencia de los costes y de la estructura de acuerdos institucionales que permiten la continuidad del *statu quo*, profundizando en aspectos tales como:

- ¿Quiénes soportan actualmente los costes de la contaminación?
- ¿Cuál es la estructura de acuerdos institucionales que permite esta situación?
- ¿Quién debe responsabilizarse para que esta situación cambie?
- ¿Quiénes ganan y pierden con la solución de este problema en particular?

Es importante destacar la idea de que la estructura de derechos de propiedad vigentes en un momento determinado supone que se canalicen ciertos flujos de beneficios hacia determinados intereses. Por ejemplo, si las centrales termoeléctricas pueden emitir "libremente" dióxido de azufre a la atmósfera, en realidad no tienen la necesidad de invertir recursos en depurar sus emisiones, lo que significa que existe una corriente de beneficios a su favor en forma de costes operativos más bajos que los que asumirían si tuvieran que controlar dichas emisiones.

Desde este punto de vista, la creación de derechos de propiedad sobre la capacidad asimilativa de un recurso, por ejemplo, del medio hidráulico, podría capacitar al mercado a funcionar de un modo eficiente en cuanto a las actividades

de control de la contaminación. De hecho, los llamados *permisos de emisión transferibles* se basan en esta idea¹⁸. Se trata de un mecanismo que induce a la transmisión de cuotas de emisiones, a través de la creación de incentivos financieros, desde aquellas empresas con menores costes de control de emisiones hacia otras que se enfrentan a coste superiores. Este instrumento facilita un reparto eficiente de la responsabilidad de control de la contaminación, compatible con el establecimiento y cumplimiento de un estándar ambiental determinado exógenamente por la agencia reguladora.

¹⁸ Véase Dales, 1968; Montgomery, 1972; Tietenberg, 1980; Hahn y Noll, 1982; Baumol y Oates, 1988; Padrón, 1991.

1.2. LOS TRIBUTOS AMBIENTALES: VENTAJAS Y DESVENTAJAS COMPARATIVAS

Planteado el problema de la contaminación como una situación de *fallo de mercado* y antes de entrar en el análisis de las ventajas e inconvenientes de los tributos ambientales, es interesante revisar qué tipos de intervención pública pueden darse en materia de medio ambiente. En general, el diseño de una política ambiental se caracteriza por dos componentes: en primer lugar, la determinación de los objetivos concretos; en segundo lugar, la elección de los instrumentos específicos para alcanzar tales objetivos. En realidad, estas decisiones se toman simultáneamente puesto que la elección de uno o varios instrumentos puede influir en el coste total de conseguir un objetivo concreto.

La determinación de los objetivos ambientales puede realizarse a partir de múltiples criterios. Uno de ellos es el de la eficiencia económica, en el sentido de plantear unos objetivos tales que en el margen se iguale el beneficio de reducciones adicionales de la contaminación con el coste de conseguir tales reducciones. En ocasiones, los objetivos se fijan atendiendo a criterios o resultados multidisciplinarios como la valoración de los efectos sobre la salud humana o la integridad ecológica de distintos tipos de contaminación.

En cualquier caso, será necesario escoger entre diversos instrumentos de política ambiental y, dado el propósito de esta investigación, hará falta profundizar en los argumentos a favor y en contra de la utilización de tributos con fines ambientales en comparación con otros instrumentos.

1.2.1. Definición y clasificación de los instrumentos de política ambiental

Siguiendo las definiciones y criterios utilizados por la OCDE (varios años), puede hablarse de tres tipos de instrumentos de política ambiental:

- *Instrumentos de regulación*

Se definen como aquellas medidas institucionales que pretenden influir directamente en las pautas ambientales de los contaminadores a través de regular los procesos o productos utilizados, excluyendo o limitando la emisión de ciertos contaminantes y/o restringiendo la realización de actividades (en el tiempo o en el espacio) a través de otorgar licencias, fijar estándares, delimitar zonas (*zoning*), etc. Lo esencial es que se trata de normas de obligado cumplimiento que se completan con un sistema de control que informa de posibles incumplimientos, sancionables económica y/o penalmente.

- *Instrumentos económicos o de mercado*

Se trata de mecanismos que utilizan incentivos financieros para fomentar que los agentes económicos tomen decisiones que conduzcan a una situación ambientalmente más deseable que en ausencia del instrumento. En este caso, los agentes tienen libertad para emprender aquella acción, en respuesta al estímulo, que crean más beneficiosa para ellos.

- *Persuasión moral y técnica*

Se trata de una tercera categoría de instrumentos que a menudo se utiliza conjuntamente con los de tipo regulador o económico mencionados. La intervención del sector público consiste en motivar, directa o indirectamente, la adopción voluntaria de conductas más favorables desde el punto de vista ambiental, sin la utilización explícita de métodos coercitivos (por ejemplo, fomentando las negociaciones para alcanzar acuerdos o pactos "voluntarios" entre

gobierno e industria en materia ambiental). Sin embargo, un elemento de persuasión puede consistir en la perspectiva de tener que afrontar una sanción si no se llega a un acuerdo.

Los instrumentos fiscales forman parte de los llamados *instrumentos económicos o de mercado*. Sin embargo, la noción de *económicos* tiene diversos matices que pueden resumirse en los siguientes aspectos comunes a los instrumentos habitualmente clasificados como tales:

- La existencia de estímulo financiero;
- La posibilidad de acción voluntaria;
- La implicación de las autoridades públicas;
- La intención de mantener o mejorar la calidad ambiental a través de la aplicación del instrumento.

La clasificación de los instrumentos económicos que realiza la OCDE se resume en la siguiente tabla:

Tabla 1.3.-Clasificación de los instrumentos económicos

Tributos	-Impuestos sobre emisiones -Tasas sobre usuarios -Impuestos sobre productos -Tasas (licencias) administrativas -Diferenciación impositiva
Subsidios	-Subvenciones a fondo perdido -Créditos <i>blandos</i> -Desgravaciones fiscales
Sistemas de depósito- Devolución	
Creación de mercados	-Intercambio de derechos de emisión -Intervención en precios de mercado -Seguro de responsabilidad
Incentivos financieros de cumplimiento	-Multas o sanciones -Bonos de cumplimiento

Los tributos o instrumentos fiscales pueden considerarse como un "precio" que se paga por el uso del medio ambiente y como tal precio cabe estudiar los efectos *incentivo*, es decir, las posibilidades de modificar el comportamiento en materia ambiental, así como los posibles efectos redistributivos.

En cuanto a los distintos tipos de tributos, los **impuestos sobre emisiones** son aquéllos que gravan directamente las descargas de contaminación al medio ambiente teniendo en cuenta la cantidad y/o calidad de los contaminantes. Las **tasas o cargas sobre usuarios** son pagos para afrontar los costes de un servicio público, por ejemplo, de depuración de efluentes. Es decir, se caracterizan por una relación evidente entre el pago fiscal y la percepción de servicios. Las tarifas o tipos pueden ser uniformes o variables de acuerdo con la cantidad de efluente tratado. Los **impuestos sobre productos** son gravámenes de inputs o outputs (o de productos residuales que requieren sistemas de recogida) que pueden basarse en alguna característica del producto o en el producto en sí mismo. Por ejemplo, un impuesto sobre el carbono que contiene cada combustible o un impuesto sobre combustibles fósiles en el segundo caso. Las **tasas o licencias administrativas** son pagos de obligado cumplimiento para ciertos agentes establecidas, por ejemplo, para que una actividad que conlleva un coste ecológico importante sea autorizada o registrada, o para garantizar el cumplimiento de las regulaciones. Por último, la **diferenciación impositiva** consiste en gravar con mayor intensidad los productos cuya producción o consumo están asociados a un daño ambiental mientras que se grava con menor intensidad aquellos bienes substitutivos más favorables para el medio ambiente.

Bajo la denominación de **subsidios** se recogen diversas ayudas financieras cuyo objetivo es incentivar la reducción de la contaminación o financiar las medidas necesarias para ello. Las **subvenciones a fondo perdido** se otorgan a cambio de que los contaminadores realicen ciertas medidas para reducir sus

niveles futuros de contaminación. Las ayudas para actuaciones de eliminación o disminución de contaminación de las aguas residuales que realizan los establecimientos industriales, establecidas por el Departamento de Medio Ambiente de la Generalitat de Cataluña son un ejemplo de este instrumento. Con la misma finalidad, pueden concederse **créditos blandos**, es decir, a tipos de interés subvencionado. Las **desgravaciones y deducciones** constituyen incentivos dentro de la imposición directa, básicamente en los impuestos sobre la renta (personal y de sociedades) que son aplicables si se llevan a cabo determinadas medidas anticontaminantes. Inciden explícitamente en las conductas de los agentes, al influir directamente en la renta o en los beneficios. Otra posibilidad técnica consiste en diferir el pago impositivo, lo que disminuye su valor neto actualizado para el agente premiado (Rajah y Smith, 1993).

Los **sistemas de depósito y reembolso** establecen una carga monetaria sobre el precio de los productos potencialmente contaminantes. Cuando se evita la contaminación, se reintegra el pago adelantado. Se han aplicado mayoritariamente en el caso de los envases reutilizables.

La **creación de mercados** se refiere a mercados artificiales donde los agentes pueden comprar "derechos" por su contaminación actual o potencial, o bien vender sus "derechos de contaminación" o sus productos reciclados. En concreto, los **sistemas de comercio de emisiones** (o de permisos negociables) definen derechos de descarga que pueden ser intercambiados de forma interna o externa a la industria. El nivel final de calidad ambiental se mantiene controlado por la agencia reguladora y el intercambio tiene por objeto alcanzar una asignación eficiente de las reducciones de contaminación entre los agentes. Pueden, asimismo, ser **intervenidos los precios de mercado**, en forma de subsidios en caso de que éstos caigan por debajo de cierto nivel o a través de precios garantizados *ex ante*, para crear o facilitar la existencia continuada de un mercado

(por ejemplo, de materiales reciclables). Una vez establecida legalmente la responsabilidad de los contaminadores en cuanto al daño ambiental causado o a los costes correspondientes (de depuración o depósito de residuos generados), es probable la aparición de un **mercado de seguros** donde los riesgos de sanción por daños son transferidos a las compañías aseguradoras. Las primas reflejarán el daño (coste) esperado y la probabilidad de que este daño ocurra. El incentivo, bajo este mecanismo, está en la posibilidad de menores primas cuando el proceso industrial es más seguro o capaz de generar menos daño ambiental, menos residuos o menos accidentes.

Las **multas o sanciones** también denominadas tasas por no conformidad son tributos exigidos a los contaminadores cuando se detectan situaciones de incumplimiento de los límites legales establecidos, por ejemplo, en cuanto a emisiones. Por tanto, se trata de una penalización que se aplica tras la generación del daño ambiental. Los **bonos de cumplimiento** o garantías de buen fin suponen un pago a la autoridad ambiental por parte de los agentes que van a iniciar una actividad potencialmente contaminante. Si el desarrollo de dicha actividad se ajusta a la legislación ambiental, el agente tiene derecho a recuperar la cantidad entregada. Por tanto, la penalización se aplica antes de que haya ocurrido el daño ambiental, como medida de prevención.

Situada la fiscalidad en el contexto de los posibles instrumentos alternativos para alcanzar unos objetivos ambientales determinados, a continuación se analizan sus ventajas comparativas. A menudo esta comparación se ha realizado en términos generales, es decir, a través de valorar el funcionamiento de los instrumentos económicos o de mercado globalmente considerados *versus* el método de regulación convencional. En otras palabras, comparando los instrumentos basados en *precios*, con los instrumentos basados en *cantidades*. Asimismo, dentro del conjunto de instrumentos económicos, la

literatura se ha centrado en la valoración del uso de impuestos frente a la utilización de subsidios y permisos negociables respectivamente.

1.2.2. Instrumentos de mercado versus regulación

La elección entre instrumentos alternativos de política ambiental es una cuestión que puede analizarse desde un enfoque normativo o desde un enfoque positivo. Bajo la primera aproximación, se plantea qué instrumento o instrumentos deberían seleccionarse teniendo en cuenta un determinado criterio de elección, habitualmente el de eficiencia económica. El enfoque positivo intenta explicar porqué unos instrumentos se han utilizado más que otros en la práctica.

1.2.2.1. Enfoque normativo

En teoría, bajo el **supuesto de información perfecta**, el sector público puede incentivar a una empresa a llevar a cabo una reducción eficiente de la contaminación a través de cualquiera de las siguientes políticas: un impuesto por unidad de contaminación igual al coste marginal de reducción para el nivel eficiente de contaminación; un subsidio por unidad de contaminación reducida igual al coste marginal de reducción para el nivel eficiente; una regulación perfectamente controlable exigiendo a la empresa reducir la contaminación hasta el nivel eficiente; o un sistema de permisos negociables, correspondiendo el número de permisos en el mercado con el nivel eficiente de emisiones totales (Baumol y Oates, 1988).

Aunque estas alternativas pueden ser equivalentes en términos de inducir a la empresa a escoger un nivel de reducción eficiente, no influyen del mismo modo

en los costes totales y, en consecuencia, en los beneficios totales de la empresa. Con la regulación, la empresa asume únicamente los costes de reducir la contaminación, mientras que con el impuesto asume adicionalmente el pago impositivo por las emisiones restantes. Si la alternativa es la del subsidio, la empresa paga los costes de reducción pero recibe un subsidio por cada unidad de contaminación eliminada. El resultado depende de la diferencia entre el coste de reducción y la magnitud del subsidio para el nivel de emisiones correspondiente. Finalmente, el impacto de un sistema de permisos sobre los costes de una empresa depende de la asignación inicial de los mismos.

Uno de los principales argumentos a favor de la alternativa impositiva (o de un sistema de permisos equivalente) es el de la **eficiencia en el largo plazo**¹⁹ (Spulber, 1985). El hecho de que las políticas alternativas mencionadas no influyan por igual en los costes empresariales significa que los precios serán más o menos elevados en función de la política que se aplique, lo que redundará en la demanda y, en último término, en el tamaño (número de empresas) de la industria, bajo el supuesto de competencia perfecta. Sólo con la política impositiva se alcanzará un tamaño eficiente de la industria, puesto que las empresas tomarán las decisiones de entrada y salida a partir de los conceptos de coste y beneficio social de las actividades²⁰, lo cual no ocurre con la regulación. Así pues, en el largo plazo, la política impositiva conducirá a una reducción del output de la industria y de las emisiones contaminantes más allá de lo que se conseguiría a través de los controles directos, con niveles de emisión específicos para cada empresa (Baumol y Oates, 1988; Burrows, 1980; Downing, 1984). Baumol y Oates demuestran que esta conclusión es válida tanto si las emisiones se reducen mediante la correspondiente reducción del output como si se reducen a través de una

¹⁹ Aquí el término "largo plazo" se refiere a permitir la entrada/salida de empresas de la industria, a diferencia del "corto plazo" que fija el número de empresas existentes en la industria.

²⁰ Se requiere el cumplimiento de ciertas restricciones sobre la forma de la función de daño para que se cumpla esta afirmación (Spulber, 1985; Baumol y Oates, 1988).

combinación de opciones (reducción del output y cambio en el proceso productivo).

Otro de los argumentos a favor del uso de tributos para el control de la contaminación es que éstos van a conseguir con mayor probabilidad una asignación eficiente de la reducción de la contaminación entre los emisores de ésta. Esta característica se denomina **eficiencia estática** (Bohm y Russell, 1985; Smith, 1996). En general, las empresas no se enfrentan a unos mismos costes de reducción de la contaminación básicamente porque tienen opciones tecnológicas distintas. Una política eficiente de control de la contaminación debería tener en cuenta estas diferencias y concentrar la reducción en aquellos agentes que pueden asumirla con menor coste.

Si con la regulación se fijan normas iguales de emisión para todas y cada una de las empresas²¹, obligándolas a reducir la contaminación en un porcentaje uniforme o en una cantidad determinada es probable que la reducción se consiga a un coste social muy superior al que se lograría mediante el establecimiento de un impuesto por unidad de contaminación. Ello se debe a que con el impuesto, los contaminadores deciden libremente el nivel de output y de emisiones y, por tanto, se produce una *autoselección* de aquéllos que pueden asumir reducciones de la contaminación a un coste menor.

Al margen del criterio de eficiencia, los tributos así como otros mecanismos de mercado, proporcionan un **incentivo permanente a la innovación** en cuanto al desarrollo de nuevos métodos de control de la contaminación que permitan reducir aún más el nivel "óptimo" de emisiones (Wenders, 1975; Magat, 1978; Milliman y Prince, 1989). Sin embargo, no es posible asegurar que sólo con

²¹ O alternativamente, la regulación puede tener en cuenta sólo de una forma aproximada las circunstancias individuales de cada empresa.

impuestos pueda conseguirse el nivel *first-best* de innovación. Carraro y Topa (1991) presentan un modelo en el cual la imposición ambiental conduce a un nivel de innovación ambiental inferior a la situación *first-best*.

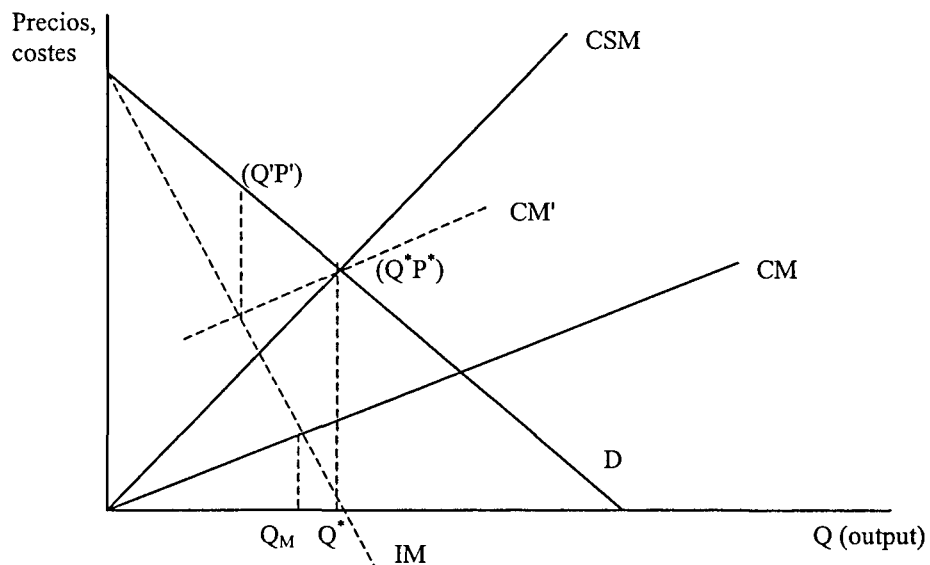
Cuando se **relaja el supuesto de información perfecta**, se añaden algunos inconvenientes a la política de regulación. En ocasiones, ciertas acciones que afectan a la calidad ambiental no son observables a un coste razonable y, en consecuencia, escapan a la regulación (Segerson, 1986). En el caso de las acciones sometidas a regulación pueden existir imperfecciones a la hora de ejercer el control y de hacer cumplir la normativa (Russell et al., 1986; Wasserman, 1992). Adicionalmente, si se pretende que la política regulatoria tenga en cuenta las circunstancias específicas de cada empresa (por ejemplo, diferencias en los costes de reducción de la contaminación) existe un problema de *información asimétrica*. Las empresas son las que conocen la información relevante, de manera que pueden influir en la aplicación final de la regulación, por ejemplo, exagerando los costes de reducción y forzando una regulación más laxa. En general, con los instrumentos económicos o de mercado -y, por tanto, con los impuestos- existe menos **riesgo de "fallo" en la intervención pública** que con la regulación.

La **recaudación** obtenida de la aplicación de impuestos sobre emisiones puede considerarse como una ventaja adicional sobre la política reguladora. En este sentido, la recaudación por impuestos ambientales puede substituir parcialmente la necesidad de recaudar ingresos a través de los impuestos existentes (tradicionales, es decir, imposición sobre la renta e imposición indirecta sobre el consumo) e incluso reducir el exceso de gravamen (neto) del sistema fiscal (Terkla, 1984).

Bajo condiciones de **competencia imperfecta**, se discute si es adecuada la aplicación de impuestos ambientales debido a que el output puede reducirse en

exceso con la finalidad de mantener los precios elevados (Buchanan, 1969). El Gráfico 1.4 muestra la empresa en un contexto de competencia imperfecta con un coste marginal privado, CM , y una curva de coste social marginal CSM . El concepto de coste marginal externo (CME) es, por tanto, la distancia vertical entre CSM y CM .

Gráfico 1.4



El output óptimo viene dado por el punto donde el precio se iguala al coste marginal social, concretamente en Q^* . Sin embargo, la empresa monopolista se sitúa donde iguala los ingresos marginales y el coste marginal, es decir, produciendo una cantidad Q_M . Aparentemente, para internalizar el efecto externo, debería establecerse un impuesto igual al daño marginal correspondiente al nivel eficiente del efecto externo. Pero si se establece un impuesto igual a CME en Q^* , el desplazamiento de CM hasta CM' hará que el monopolista escoja el nivel de

actividad Q' (a partir de igualar el ingreso marginal al coste marginal) distinto del óptimo e incluso inferior a Q_M ²².

A pesar de este argumento, los resultados empíricos muestran que la pérdida de bienestar asociada a la restricción del output en el caso monopolístico es relativamente pequeña y, en consecuencia, la ineficiencia del impuesto es irrelevante (Oates y Strassmann, 1984).

Para reflejar adecuadamente el coste externo causado, los impuestos (o permisos asignados) deben tener en cuenta la **concentración de las emisiones** en los **puntos receptores** de la contaminación. Cuando todas las fuentes contribuyen por igual a las emisiones recibidas en todos los puntos receptores (o en cualquier período temporal), el coste externo es el mismo para cualquier fuente y, en consecuencia, el impuesto uniforme es adecuado. Sin embargo, la concentración de las emisiones puede ser un aspecto relevante y, en ese caso, un impuesto uniforme no generaría los incentivos adecuados. Por ejemplo, ciertas emisiones pueden causar más daño en una zona que en otra, pero con un impuesto uniforme las empresas de la zona menos sensible a la contaminación estarían siendo gravadas en exceso respecto al coste externo generado. Lo anterior complica el diseño de la política impositiva de modo que, si sólo es posible aplicar impuestos uniformes, existirá un *trade-off* entre el hecho de tener en cuenta los distintos costes de reducción de la contaminación -aumento de eficiencia- y el hecho de diferenciar de forma inadecuada a los contaminadores según su contribución

²² A partir del análisis gráfico considerado, se requiere una subvención o impuesto negativo (igual a la diferencia entre el coste marginal privado y el ingreso marginal en Q') para alcanzar el nivel óptimo de actividad. El impuesto positivo surge cuando el ingreso marginal es mayor que el coste marginal en Q' . La magnitud del coste marginal externo determina la existencia de uno u otro caso. En concreto, cuanto mayor sea CME , mayor será la probabilidad de que $IM > CM$ y será adecuado un impuesto positivo. Esto sugiere que los impuestos sobre la contaminación siguen siendo apropiados en condiciones de competencia imperfecta si la externalidad es grande en relación con los costes privados (Pearce y Turner, 1990, pág.129-130).

marginal al daño ambiental causado -pérdida de eficiencia- (Seskin, Anderson y Reid, 1983).

1.2.2.2. Enfoque positivo

La mayoría de los estudios realizados un con enfoque positivo han intentado explicar porqué la política ambiental de los Estados Unidos se ha basado fundamentalmente en la regulación, a pesar de las ventajas teóricas que se atribuyen a los instrumentos económicos.

Buchanan y Tullock (1975) argumentan que dado que la regulación impone menores costes a las empresas que la política impositiva, éstas preferirán la primera alternativa antes que la segunda. Si además, la regulación se aplica en forma de cuotas limitadas a las empresas existentes, se crea una barrera de entrada que puede aumentar en la práctica los beneficios empresariales. En consecuencia, es probable que las preferencias de los productores, si tienen un poder político significativo, se reflejen en la elección de instrumentos alternativos de política ambiental.

En el mismo sentido, Dewees (1983) ha argumentado que el impacto negativo de los impuestos ambientales en los beneficios empresariales (frente a la opción reguladora), afectando a los accionistas y a los trabajadores, es la razón que explica el uso mayoritario de la regulación.

Por su parte, Hahn (1990) sitúa la cuestión de la elección entre instrumentos alternativos como un conflicto de intereses entre las empresas y las preferencias ambientales de la comunidad trasladadas al poder legislativo. Los

cambios en la orientación de la elección reflejarían, en este caso, cambios en la influencia relativa de ambos grupos.

Otro aspecto a tener en cuenta, es la identificación geográfica de los ganadores y los perdedores bajo cada política ambiental alternativa. Cuando los beneficios de reducir la contaminación se distribuyen de forma dispersa en el territorio y los costes de reducción se concentran en determinadas regiones, éstas perciben la mejora ambiental como una pérdida neta para su territorio y se opondrán a las medidas legislativas en cuestión. Aunque se trate de pocas regiones, su influencia puede ser ejercida a través de procesos de *logrolling* o de intercambio de votos²³, de manera que las políticas ambientales en cuestión serán rechazadas a pesar de comportar una ganancia neta positiva para la mayoría de regiones.

Los grupos de interés llevarán a cabo actividades buscadoras de renta (*rent-seeking*) que supondrán un gasto adicional, para influir en los resultados del proceso legislativo y en la distribución de beneficios y costes asociada. Dichos grupos pueden ejercer una fuerte influencia en la elección de instrumentos de política ambiental aunque desde el punto de vista social se produzca una pérdida debido al gasto excesivo (Tullock, 1967; Krueger, 1974).

La elección entre instrumentos "factibles" de política ambiental también depende de los principios socioculturales de la comunidad. Los derechos establecidos -a ser protegido de un daño ambiental o a infligir tal daño- a través de los instrumentos ambientales que se aplican reflejan la percepción que la sociedad

²³ El intercambio de votos o intercambio de favores políticos (*logrolling*) consiste en que cuando se van a votar varias alternativas no mutuamente excluyentes, los votantes se intercambian entre sí apoyo a propuestas diferentes.

tiene acerca de qué acciones son aceptables o no, lo que en último término depende de los aspectos culturales de cada sociedad.

1.2.3. Impuestos ambientales versus subsidios

En principio, puede argumentarse que un subsidio a los contaminadores para que reduzcan sus emisiones tendrá las mismas características de eficiencia que un impuesto, así como consecuencias simétricas (Kneese, 1964; Kneese y Bower, 1968). Como señala González Fajardo (1988), la idea implícita en el anterior argumento es que la asignación de recursos, incluida la emisión de contaminantes, no depende de los derechos de propiedad ambientales. Aparentemente, si al contaminador se le paga por la contaminación que reduce o tiene que pagar por la que no reduce, el resultado será el mismo modificándose únicamente la distribución de la renta.

Sin embargo, hay diferencias importantes entre el uso de subsidios y de impuestos que cuestionan la simetría de ambos instrumentos. Antes de analizarlas cabe señalar que hay dos tipos básicos de subsidios: subsidios por unidad de contaminación reducida y subsidios para financiar el coste de las inversiones en equipo anticontaminante. El primero constituye un pago basado en la disminución de la contaminación mientras que el segundo es una concesión de fondos públicos que puede hacerse de forma directa (por ejemplo, subvenciones a los municipios o directamente a las empresas por la instalación de depuradoras) o indirecta (por ejemplo, deducciones fiscales, crediticias o arancelarias a determinadas empresas por sus inversiones en equipos anticontaminantes).

1.2.3.1. Subsidios por reducción de la contaminación

Dado que se define como un pago a la empresa por su reducción de la contaminación, es preciso que se determine un "punto de referencia" en cuanto a emisiones respecto del cual han de medirse las mejoras introducidas. Si el punto de referencia es S^* , S la cantidad de contaminación producida por la empresa y t el pago por unidad de contaminación reducida, entonces el subsidio será $t(S^*-S)$, siendo $dt / d(S^*-S) > 0$, es decir, los pagos al contaminador aumentan con la cuantía en la que éste disminuye sus emisiones. Ello es equivalente a una transferencia al contaminador de tS^* asociada a un impuesto de $-tS$. Por cada unidad de contaminación emitida la empresa debe asumir el pago impositivo o alternativamente renunciar al subsidio.

El principal problema consiste en el establecimiento del punto de referencia (S^*) para comparar la evolución de las emisiones. Al depender el pago de los subsidios de este punto de referencia, se genera un incentivo para que el contaminador desvirtúe e incluso haga una mala asignación de recursos para que se establezca un punto de referencia que le sea favorable. Kamien, Schwartz y Dolbear (1966) demostraron que cuando el contaminador es consciente de que puede influir sobre la autoridad reguladora, un sistema de subsidios puede hacer que sea beneficioso para la empresa contaminar más (de lo que de otro modo hubiese hecho) en un inicio, con la finalidad de estar en condiciones de obtener mayores subsidios.

Si S^* se fija sobre la base de las emisiones detectadas durante un cierto período de tiempo arbitrariamente elegido, la empresa tendría ganancias potenciales de emitir una gran cantidad de contaminación en ese período para aumentar S^* , el valor del nivel base de sus subsidios. Además este procedimiento penaliza a las empresas que usan procesos productivos menos contaminantes. En

resumen, la determinación del punto de referencia es una cuestión polémica que posiblemente supondrá discusiones con los contaminadores particulares que considerarán injustos los puntos de referencia asignados (Freeman, 1967; Mills, 1968).

Aunque tanto impuestos como subsidios puedan generar el mismo incentivo *en el margen*, a largo plazo la magnitud del subsidio puede tener consecuencias sobre las decisiones de las empresas. En concreto, el subsidio al tener efectos positivos sobre los beneficios es posible que haga rentables a empresas contaminantes que en ausencia de los mismos o bajo un sistema impositivo no lo serían (Bramhall y Mills, 1966; Dewees y Sims, 1976). Al reducirse la tasa de salida de empresas de la industria, tenderá a incrementar el número de contaminadores y posiblemente, la cantidad total de contaminación como consecuencia de esa mayor rentabilidad. Por tanto, a largo plazo los efectos sobre la asignación de recursos no serán los mismos con un sistema de subsidios respecto a un sistema impositivo (Porter, 1974). Pezzey (1992) discute las condiciones bajo las cuales un esquema de subsidios podría conseguir una reducción eficiente de la contaminación así como decisiones de entrada/salida de empresas también eficientes.

Otro problema es que si la actividad contaminante crece debido al crecimiento económico, la necesidad de recursos para financiar un programa de subsidios aumenta, lo que puede suponer un gran esfuerzo para el sector público a diferencia de los impuestos que son generadores de recaudación.

Otro argumento adicional señalado por Smith (1996) en contra del uso de subsidios en la política ambiental se basa en el riesgo de que acaben siendo una forma de protección "encubierta" para las industrias que los reciben, dada la subjetividad para determinar cuando un subsidio es o no justificable. Por esta

razón, los países de la OCDE han adoptado el principio *quien contamina paga* como guía de la política ambiental (OCDE, 1974).

1.2.3.2. Subsidios por inversiones en equipos anticontaminantes

Es habitual en la práctica la concesión de este tipo de ayuda, directa o indirecta, para financiar parcialmente los costes de control de los contaminadores. Sin embargo, como señalan Kneese y Bower (1968), esta forma de subsidio puede tener ciertos inconvenientes. Dichos autores indican que los subsidios que suponen desgravaciones de impuestos y créditos, no pueden por sí mismos hacer rentables las inversiones reductoras de contaminación. Por tanto, únicamente suponen una ayuda para las empresas que son suficientemente solventes como para emprender una inversión de carácter ambiental, lo cual puede ser deseable desde el punto de vista de la eficiencia. Asimismo, tales subsidios aumentan las cargas que supone el sistema impositivo, remuneran tan solo la instalación de ciertos tipos de equipo y, en consecuencia, puede que no estimulen la adopción de los más eficientes.

En general, puede decirse que este tipo de subsidios reduce la libertad de la empresa en cuanto a la elección del mecanismo o modo de reducir su contaminación. Este aspecto es importante dado que no siempre la inversión en equipo anticontaminante va a ser la mejor opción para la empresa.

Por otro lado, este tipo de subsidios "preman" no una reducción de las emisiones sino la compra de equipos anticontaminantes. Si la instalación de los mismos es positiva para una empresa o municipio por cuestiones de imagen, un subsidio hará dicha instalación más atractiva pero no ofrece ningún incentivo para que funcione eficientemente, por ejemplo, en el caso de las depuradoras (Kneese y Schultze, 1975).

En situaciones de aplicación gradual, por parte de los distintos países, de políticas de control de un problema de contaminación de ámbito internacional, un esquema de subsidios puede resultar más neutral, en cuanto a los costes económicos de ajuste, que un sistema de impuestos. Es decir, probablemente los subsidios provocarán menos alteraciones en las pautas de intercambio comercial y de flujo de factores que los impuestos (Boverberg, 1992).

En particular, la ayuda indirecta a través de incentivos fiscales o financieros, puede resultar una fórmula atractiva para lograr determinados objetivos ambientales, especialmente en los casos de instalaciones industriales antiguas que necesitan adaptarse a la normativa ambiental (González Fajardo, 1988).

1.2.4. Impuestos ambientales versus permisos negociables

La idea de un mercado de permisos negociables ha sido desarrollada, para el caso del agua, por Dales (1968) y, para el caso del aire, por Crocker (1966). En el fondo, esta idea se basa en la interpretación de que el problema de la contaminación es un conflicto de derechos de propiedad incorrectamente definidos.

El funcionamiento de un mercado de permisos negociables presupone que el sector público es capaz de determinar unos niveles o estándares de contaminación que se juzgan como tolerables o deseables. A partir del nivel de emisiones definido como estándar, la autoridad emite bonos que otorgan el "permiso" para contaminar. En consecuencia, las empresas se plantearán si tratar los contaminantes antes de emitirlos introduciendo una tecnología diferente o

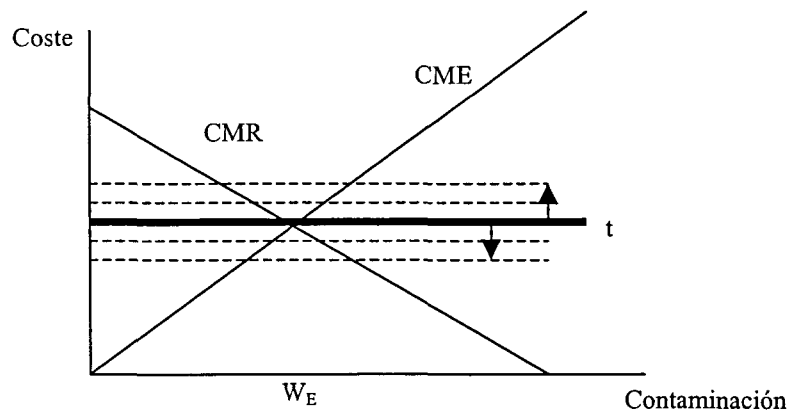
adquirir un número de permisos representativo de la cantidad de contaminación que estiman que van a producir.

Siguiendo la exposición de Wills (1992), para realizar la comparación de la política impositiva respecto a un sistema de permisos negociables es importante recordar que el objetivo de la autoridad reguladora consiste en conseguir un nivel predeterminado de emisiones totales con el menor coste posible.

En este sentido, la opción de los permisos negociables tiene la ventaja de que el **nivel final de calidad ambiental** se mantiene controlado. Como ya se ha dicho, el sector público debe tomar la decisión acerca de cuál es el nivel de emisiones que se interpreta como tolerable y que constituye el estándar u objetivo. En cambio, con el uso de impuestos y dada la falta de información acerca de la curva de coste marginal de reducción, es probable que la autoridad tenga que modificar el impuesto reiteradamente para aproximarse al nivel de emisiones establecido como estándar.

Esta situación puede verse a través del Gráfico 1.5, donde el coste marginal externo (*CME*) y el coste marginal de reducción (*CMR*) se representan del modo habitual (ver Gráfico 1.3, pág.17). Asimismo, el nivel de emisiones contaminantes definido como el estándar viene dado por W_E . En el caso de los permisos negociables, la autoridad emitiría bonos en correspondencia con dicho estándar o nivel agregado de emisiones. La aplicación de un impuesto viene representada por una línea horizontal (*t*). Dicha línea sufriría varios desplazamientos hacia arriba o hacia abajo antes de interseccionar con la curva *CMR* al nivel estándar de emisiones, lo cual debe ocurrir si se pretende alterar el comportamiento de los agentes para alcanzar tal nivel de emisiones.

Gráfico 1.5



Otra ventaja de un sistema de permisos es que su precio y, por tanto, el coste de las emisiones para cada empresa contaminadora, cambia automáticamente en **respuesta a la inflación** que a su vez erosiona el valor real del impuesto sobre la contaminación. Asimismo, es difícil y costoso, desde el punto de vista administrativo, realizar modificaciones del tipo impositivo en circunstancias de continua inflación.

En cuanto a las **decisiones empresariales en el largo plazo**, un sistema de permisos puede resultar más neutral que un sistema de impuestos. La posibilidad de que sea necesario realizar diversos ajustes impositivos por parte de la autoridad ambiental hace que las industrias tengan una mayor dependencia de las decisiones gubernamentales, lo que afecta de forma negativa a las decisiones de inversión que implican largos períodos de financiación.

Otro aspecto importante se relaciona con la **incertidumbre** del regulador en cuanto a la verdadera posición de las curvas de coste marginal de reducción y de daño marginal o coste marginal externo. En este sentido, Weitzman (1974) ha

demostrado que la falta de información perfecta acerca de estos conceptos puede afectar la elección entre impuestos -incentivo basado en precios- y permisos -incentivo basado en cantidades-²⁴.

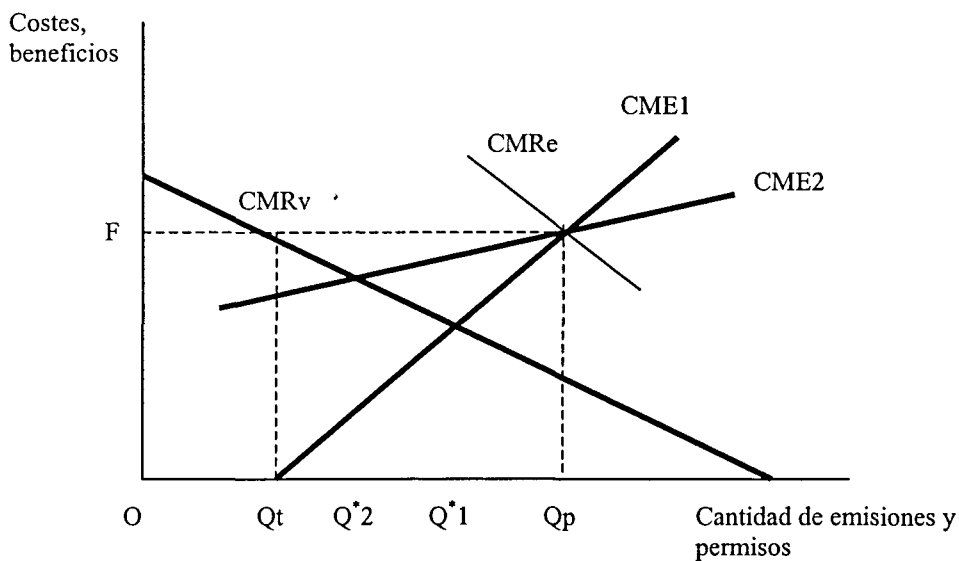
En primer lugar, si el regulador conoce la curva de coste marginal de reducción pero desconoce la verdadera curva de daño marginal, el coste de estimar incorrectamente esta última será el mismo con un sistema de impuestos que con un sistema de permisos. En términos del Gráfico 1.5, tanto si se fija el precio de las emisiones -a través del impuesto t - como si se determina la cantidad de éstas -a través del número de permisos totales- puede alcanzarse el nivel estándar de emisiones (W_E). Cualquiera que sea la verdadera curva de daño marginal y, por tanto, su punto de intersección con la curva de coste marginal de reducción, se producirá un error, en la reducción de emisiones, de igual magnitud en ambos casos (Baumol y Oates, 1988).

En segundo lugar, la incertidumbre puede referirse a la curva de coste marginal de reducción pero, en cambio, el regulador puede disponer de información acerca de las pendientes relativas de ambas curvas (CMR y CME). El Gráfico 1.6 ilustra el argumento de Weitzman (1974) en este sentido. $CMRe$ representa la curva de coste marginal de reducción estimada, mientras que $CMRv$ es la verdadera. La intersección de $CMRe$ y las curvas de coste marginal externo alternativas, $CME1$ (con mayor pendiente) y $CME2$ (más plana), determina un tipo impositivo igual a OF y un número de permisos negociables equivalente a OQp emisiones. El nivel resultante de emisiones es igual a Qt (con impuestos) y a Qp (con permisos) respectivamente, independientemente de cual sea la curva de daño

²⁴ En un sistema de permisos negociables, al limitarse la cantidad agregada de emisiones (o nivel de calidad ambiental) a través del número de permisos asignable, se regula en términos de cantidad como podría hacerse también bajo un sistema de regulación (Baumol y Oates, 1988). Sin embargo, al ser posible el intercambio de permisos se genera un precio por emisiones, por lo que este instrumento es interpretado a menudo como mecanismo económico. Así lo considera, por ejemplo, Segerson (1996).

marginal o coste marginal externo. Dado el nivel óptimo de emisiones considerando $CME1 (Q^*1)$ y $CME2 (Q^*2)$, la distorsión en cuanto a las emisiones reducidas es menor (mayor) con impuestos que con permisos negociables cuando la pendiente de la curva CMR es mayor (menor) que la pendiente de la curva de daño marginal. En otras palabras, los impuestos son preferibles a los permisos cuando los cambios en los niveles de emisión modifican más los beneficios de las empresas contaminadoras que los costes de los receptores del daño ambiental y viceversa (Baumol y Oates, 1988).

Gráfico 1.6



En cuanto al cumplimiento de la **eficiencia en el largo plazo**, en principio, impuestos y permisos tienen los mismos efectos en cuanto a la decisión empresarial de entrada/salida de la industria. Ambos instrumentos incrementan el coste de las emisiones en términos del pago impositivo o del coste de oportunidad de utilizar un permiso adicional, es decir, su precio en el mercado. El hecho de que la venta de derechos de emisión se realice mediante subasta por el gobierno o se trate de una libre distribución inicial de derechos no tiene consecuencias distintas

en cuanto a la eficiencia a largo plazo, siempre que la distribución inicial de permisos no dependa de la decisión de continuidad de la empresa en la industria. Si los permisos se distribuyen incondicionalmente, sea cual sea el precio de adquirir un permiso, éste constituye un pago de *suma fija* por el receptor inicial y, en consecuencia, no tendrá efectos en la decisión de entrada/salida de la industria, ni en el output y las emisiones correspondientes.

Otra pauta de comparación se refiere a los **costes de transacción** asociados a cada instrumento. Al contrario de los impuestos, el intercambio de permisos conlleva los costes habituales de identificar los posibles compradores/vendedores así como de conocer la disposición al pago y, en general, las probabilidades de que sea aceptado el intercambio. Si existe la percepción de que dichos costes de transacción son mayores que los beneficios previsibles del intercambio, habrá un volumen escaso de operaciones y, en consecuencia, una fallo de eficiencia en el funcionamiento del mercado de permisos. Dicha ineficiencia se debe a la necesidad de que el mercado de derechos sea competitivo para asegurar una distribución final de derechos entre los emisores que sea coste-eficiente, al margen de cual haya sido la distribución inicial (Montgomery, 1972).

Hahn (1989) ha estudiado las razones por las que se produciría poco intercambio en los mercados de permisos de los Estados Unidos. Las restricciones en cuanto a los intercambios permitidos explican en parte la estrechez de estos mercados. Otra razón es el pequeño número de participantes potenciales en algunos mercados de permisos, lo que genera una conducta estratégica por parte de las principales empresas que compiten en el mercado del bien producido.

Por otra parte, parece poco probable que la introducción de permisos negociables para un tipo concreto de contaminación facilite la creación de monopolios. Para que se diera este comportamiento serían necesarias las siguientes

condiciones: primero, el tipo de contaminación o contaminante en particular debería ser exclusivo de una determinada industria (para eliminar la posibilidad de entrada de empresas de otra industria con posesión de permisos); segundo, el precio del bien producido por la industria debería variar significativamente con el nivel de output; tercero, no debería existir la posibilidad de opciones tecnológicas que generaran menos emisiones por unidad de output a un coste razonable; y cuarto, la rentabilidad de las emisiones de las empresas distintas a la (potencial) monopolista debería ser suficientemente baja como para que sus permisos pudieran ser adquiridos a un coste aceptable.

Otra ventaja que se atribuye a los permisos negociables es su mayor capacidad para adaptarse a las variaciones espaciales y temporales de los efectos de la contaminación. Se argumenta que si un área geográfica es más vulnerable que otra a la contaminación, se puede solucionar el problema de la gestión simplemente vendiendo menos derechos en un área que en otra, mientras que jurídica y políticamente es muy difícil que un impuesto sea alto en un área y bajo en otra donde el daño social de una cantidad de contaminante dada es menor. Sin embargo, también se cuestiona este argumento puesto que si probablemente los contaminadores de un área "vulnerable" se quejarían al tener que pagar un impuesto más elevado, sería lógico esperar que también lo hicieran al disponer de menos derechos (González Fajardo, 1988).

1.3. EL PAPEL ACTUAL DE LOS TRIBUTOS AMBIENTALES

Recordemos que por tributos ambientales se entiende aquel conjunto de pagos obligatorios que deben realizar los agentes que emiten sustancias contaminantes, calculados mediante la aplicación de un tipo impositivo, fijo o variable, a una base imponible relacionada directa o indirectamente con el nivel de emisiones al medio. No es relevante, por el momento, la distinción entre las tres figuras tributarias: impuestos, tasas y contribuciones especiales²⁵. Sin embargo, es fundamental que exista un vínculo entre el tributo y la contaminación que pretende ser controlada. En otras palabras, lo importante es que el tributo tenga algún efecto sobre las pautas de comportamiento con consecuencias ambientales, en actividades de consumo o de producción, de los agentes.

Entre las ventajas que se atribuyen a los tributos como instrumentos económicos para el control de la contaminación, discutidas en la sección 1.2, destacan las siguientes:

- Eficiencia, en términos de lograr cambios de conducta ambiental, con el mínimo coste, para alcanzar niveles "aceptables" de contaminación.
- Incentivo permanente a reducciones adicionales de la contaminación, a medida que van siendo viables nuevas técnicas de reducción.
- Incentivo permanente al desarrollo de tecnologías preventivas de la contaminación o de tecnologías de depuración.

Sin embargo, puede afirmarse que hasta finales de los años 80, el uso de instrumentos económicos (no únicamente de tributos) por parte de los países de la

²⁵ En la literatura de economía ambiental existe cierta controversia a la hora de catalogar algunos tributos ambientales como contribución especial, tasa o impuesto porque se utilizan términos confusos como *ecotasa* o *canon* para su denominación.

OCDE ha sido relativamente reducido. Desde la propia OCDE (1989) se apuntan las siguientes razones:

- En la mayoría de países ha existido una fuerte tradición de intervención pública a través de la regulación ("*command-and-control*"), desde los primeros desarrollos de la política ambiental. En consecuencia, se han establecido procedimientos burocráticos que obstaculizan la introducción de los instrumentos económicos. Asimismo, los contaminadores están menos dispuestos a aceptar, por ejemplo, un impuesto, el cual supone una carga adicional. Por otra parte, los instrumentos económicos, como alternativa a las regulaciones directas, implican procesos de desregulación, que se perciben como un riesgo a que los contaminadores aumenten su libertad de acción.
- Desde el punto de vista de la aplicación práctica, se plantea la complejidad del diseño de los instrumentos económicos y, en particular, de los impuestos. Ello implica tener en cuenta los costes administrativos asociados a todo el proceso de gestión de los mismos, es decir, tanto los costes directos de administración tributaria como los costes indirectos o de cumplimiento. Ambos son relevantes, especialmente cuando se plantea la introducción de nuevos tributos ambientales en un sistema impositivo tradicional.

En Europa, la aplicación de tributos ambientales ha pasado por varias etapas²⁶. Durante los años setenta predominaban las denominadas *tasas de cobertura de costes*, es decir, aquellos pagos que se realizan en función del coste del tratamiento público o colectivo de los vertidos, emisiones o residuos. El objetivo es repartir los gastos de un nuevo servicio ambiental entre los usuarios que teóricamente se benefician del mismo. Estas figuras se utilizan principalmente

²⁶ Según señala el informe de la Agencia Europea del Medio Ambiente, *La Aplicación y la Efectividad de los Impuestos Ambientales*, 1996, Institut Català de Tecnologia/Centro de Estudios de Información Ambiental, Barcelona, 1997.

en materia de residuos sólidos, urbanos o industriales, y de aguas. Como señalan Gago y Labandeira (1997), el argumento ambiental puede estar más o menos presente en este tipo de tasas en función de su estructura o diseño. Si pensamos, por ejemplo, en las *tasas de alcantarillado*²⁷, se plantean distintas alternativas a la hora de repartir el coste entre los usuarios del servicio: según el valor de la propiedad inmueble, según el consumo de agua o según una cantidad fija por familia. La vinculación del tributo al consumo de agua es la opción más atractiva desde el punto de vista ambiental. De lo contrario, puede suceder que los agentes que producen vertidos con altos contenidos contaminantes reciban un trato preferente, al pagar lo mismo que aquéllos que contaminan poco.

Posteriormente, la necesidad de legitimar nuevos impuestos indirectos conduciría a la definición de tributos finalistas o afectados (*earmarked taxes*), es decir, aquellos tributos cuya recaudación tiene una aplicación predeterminada a un objetivo de gasto ambiental concreto. En estos tributos puede predominar el propósito de aumentar la recaudación pública antes que el de cambiar el comportamiento de los agentes contaminadores, aunque en la práctica también pueden generar algún incentivo a la reducción del nivel de emisiones. En principio, la afectación de la recaudación de un tributo ambiental puede crear una opinión pública favorable o un mayor apoyo social, al clarificar el destino ambiental de los recursos y, por tanto, la relación gasto-ingreso que se lleva a cabo por el sector público. Sin embargo, al determinarse un objetivo limitado de gasto, existe el riesgo de sobreinversión o infrainversión pública en función de la evolución temporal de la recaudación. En la subsección 2.1.3 se profundiza en las ventajas e inconvenientes de la afectación de los tributos ambientales.

²⁷ El ejemplo se basa en una interpretación amplia de la tasa de alcantarillado entendida como aquel instrumento que sirve para financiar tanto el servicio de alcantarillado estrictamente como el de tratamiento de aguas residuales.

En los años ochenta empieza a desarrollarse un nuevo concepto de *tributos incentivadores* cuyo propósito principal es alterar la conducta de empresas y consumidores a través de la penalización fiscal de los hábitos que resultan más perjudiciales para el medio ambiente. Finalmente, en los años noventa se ha empezado a proponer una *reforma fiscal verde* con la idea de asociar los conceptos de cambio fiscal y de regulación ambiental. En su versión más intensa, la reforma fiscal verde implica la incorporación masiva de tributos ambientales basada en una estrategia ambiental global y en una reforma general del sistema impositivo. En la subsección 2.4.1. se trata con mayor detalle el concepto de reforma fiscal verde.

Por todo ello, es un hecho que desde finales de los años 80, la imposición ambiental ha ampliado su presencia en un buen número de países avanzados. Esta tendencia se explica por diversos factores, en particular, la necesidad de mejorar la eficacia de las políticas basadas en rígidas regulaciones que a menudo son costosas, tanto para el sector público como para los sectores regulados, y difíciles de implementar. Adicionalmente, se ha percibido la necesidad de integrar las políticas ambientales con políticas sectoriales (referidas, por ejemplo, a la energía, transporte o agricultura) para que resulten ambas más efectivas. En este contexto, los instrumentos fiscales parecen más adecuados al introducir señales apropiadas en el mercado favoreciendo la eliminación o reducción de ciertas distorsiones (como el uso de energías no deseables desde el punto de vista ambiental) y la internalización de externalidades (OCDE, 1998).

En la actualidad, por tanto, puede decirse que la imposición ambiental se encuentra geográficamente bastante extendida entre los países de la OCDE. Abundan las figuras con fines ambientales específicos aunque aparecen nuevos impuestos asociados a problemas ambientales de tipo global o supranacional, más genéricos y con mayor capacidad recaudadora. Aún así, los porcentajes de participación de los tributos ambientales sobre la recaudación total no son muy

elevados. En concreto, la media para los países de la OCDE se sitúa en el 6,49% referida a 1996. Destaca, asimismo, la posición aventajada de los países del norte de Europa que han adoptado una política más intensa en términos ambientales. Algunos ejemplos relevantes son la imposición contra la acidificación en Suecia, la imposición sobre emisiones a las aguas de Holanda y la imposición sobre residuos sólidos en Dinamarca.

CAPÍTULO 2

*ASPECTOS DE EFICIENCIA Y DE EQUIDAD
EN EL DISEÑO DE TRIBUTOS AMBIENTALES*

2.0. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se plantea el diseño de tributos ambientales como un proceso en el que cabe tener en cuenta, fundamentalmente, el criterio de eficiencia y, complementariamente, el criterio de equidad. Aunque la utilización de ambos criterios es habitual para la valoración general de un sistema impositivo, es importante destacar cuál es su significado en el diseño específico de impuestos con finalidad ambiental.

La sección 2.1 se dedica a los aspectos de *eficiencia* por lo que, en primer lugar, se clarifican los distintos matices del concepto. A continuación se plantean dos decisiones fundamentales: una, el vínculo que va a establecerse entre el objeto gravable y las emisiones contaminantes sobre las que se pretende incidir; dos, el destino de la recaudación obtenida del impuesto ambiental. La primera decisión está relacionada con la elección entre impuestos sobre emisiones e impuestos sobre productos. La segunda decisión plantea básicamente dos alternativas: la de afectar la recaudación a una finalidad de gasto ambiental específica frente a la opción de reducir el gravamen de impuestos distorsionantes u opción del "doble dividendo".

La sección 2.2 se centra en los aspectos de *equidad*. Se discuten, en primer lugar, las posibilidades de compatibilizar los principios fiscales tradicionales y los principios ambientales. En segundo lugar, se revisa la evidencia empírica relativa a los efectos redistributivos de los impuestos ambientales. Finalmente, se plantean diversas formas de instrumentar políticas de compensación.

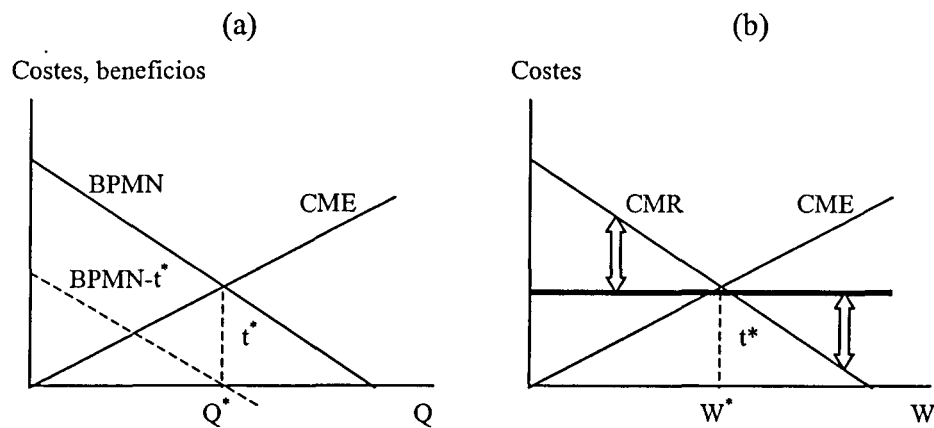
La sección 2.3 considera el grado en que el argumento ambiental puede encajar en un sistema fiscal determinado. Se hace referencia al concepto de *reforma fiscal verde* así como a diversos aspectos de *federalismo fiscal*.

2.1. ASPECTOS DE EFICIENCIA

2.1.1. Significados del criterio de eficiencia

La determinación del nivel impositivo óptimo sobre una actividad generadora de una externalidad requiere una información de tal magnitud que, en la práctica, difícilmente es posible recabar. En concreto, el nivel adecuado de impuesto correctivo o *pigouviano* es igual al daño marginal correspondiente al nivel *óptimo* de actividad. Siguiendo con el ejemplo de la contaminación generada por la actividad industrial, la representación gráfica del impuesto óptimo -en un contexto de competencia perfecta- puede realizarse a través de los gráficos 2.1a y 2.1b, según se restrinja la respuesta industrial a la reducción del output o se tengan en cuenta otras opciones (cambio en la combinación de inputs, control de las emisiones al final del proceso, etc.).

Gráfico 2.1



El Gráfico 2.1a repite el gráfico de las externalidades ambientales introducido en el Capítulo 1 (Gráfico 1.1) pero incorporando el establecimiento de un impuesto pigouviano óptimo. Por tanto, *BPMN* representa la curva de beneficios privados marginales netos y *CME* representa el coste marginal externo.

Definido el impuesto óptimo en los términos anteriores -igual al coste marginal externo correspondiente al nivel óptimo de actividad- éste vendría a su vez representado por t^* . La interpretación que se realiza es que la aplicación del impuesto reduce el beneficio marginal neto de la empresa en la magnitud de t^* . El contaminador tratará de maximizar los beneficios privados netos, sujetos al impuesto, escogiendo un nivel de actividad igual a Q^* .

Alternativamente, el Gráfico 2.1b reproduce el Gráfico 1.3 incluyendo la aplicación de un impuesto óptimo en una situación donde se amplían las posibles respuestas de la industria frente al mismo. Por esta razón, la curva de *BPMN* es sustituida por la curva de coste marginal de reducción (*CMR*). Recordemos que dado un determinado parámetro de contaminación, la curva *CMR* para un emisor en concreto representa la combinación más eficiente (de coste mínimo) de las opciones reductoras de la contaminación disponibles así como el correspondiente cambio en el nivel de emisiones. En este caso, el impuesto óptimo es igual al *CME* correspondiente al nivel óptimo de contaminación (W^*), es decir, el punto donde $CMR=CME$. Así pues, el impuesto actúa como una restricción para la industria. Para niveles de contaminación superiores a W^* , y desde el punto de vista marginal, es más eficiente emprender alguna medida reductora de las emisiones antes que continuar asumiendo el pago impositivo, puesto que el tipo es superior al coste marginal privado de descontaminar.

En consecuencia, para poner en práctica un impuesto correctivo *óptimo* en los términos señalados anteriormente es necesario, en primer lugar, poder estimar con cierto rigor el valor monetario del daño marginal o coste marginal externo. Las dificultades para realizar este proceso de estimación dependen de varios factores: la disponibilidad de datos estadísticos; la magnitud y complejidad del problema ambiental, en cuanto al número de partes implicadas en él; la naturaleza no cuantificable de muchas de las consecuencias asociadas a las externalidades

ambientales, tales como los perjuicios a la salud o el deterioro de la calidad de vida. En segundo lugar, el impuesto *óptimo* es igual al daño marginal que se produciría para el nivel *óptimo* de actividad, el cual es un referente teórico pero no una situación conocida ni alcanzable en la práctica.

Por esta razón, es necesario plantear una alternativa a la política impositiva *óptima*. Una aproximación consiste en diseñar el impuesto en relación con el nivel de daño presente. Después, a medida que los niveles de producción y daño se modifican en respuesta al impuesto, éste se va reajustando de tal modo que a través de un proceso iterativo se convergirá hacia el *óptimo*. Sin embargo, este proceso iterativo requiere la capacidad de evaluar en cada etapa lo que se ha conseguido y de determinar la dirección del paso siguiente, lo que requiere también información muy difícil de obtener. Por tanto, nada garantiza que una variación dada en el tipo impositivo genere un movimiento hacia el *óptimo* (Baumol y Oates, 1988).

Una dificultad adicional relativa al impuesto *pigouviano* reside en los obstáculos que pueden aparecer para el cumplimiento de las condiciones de concavidad-convexidad -o condiciones de segundo orden- normalmente postuladas para un máximo social, de forma que en lugar de un óptimo único habrá que elegir entre un conjunto de máximos locales discretos. En particular, la interacción entre medidas reductoras por parte de los contaminadores y actividades "defensivas" por parte de las víctimas puede originar un problema de no-convexidades (Cropper y Oates, 1992).

Por todas estas razones, la literatura ha explorado las aproximaciones *subóptimas* a la política ambiental de primer óptimo. Se trata, primeramente, de seleccionar un conjunto de *normas aceptables* en cuanto a la calidad del medio ambiente, que funcionan como un conjunto de restricciones que la sociedad

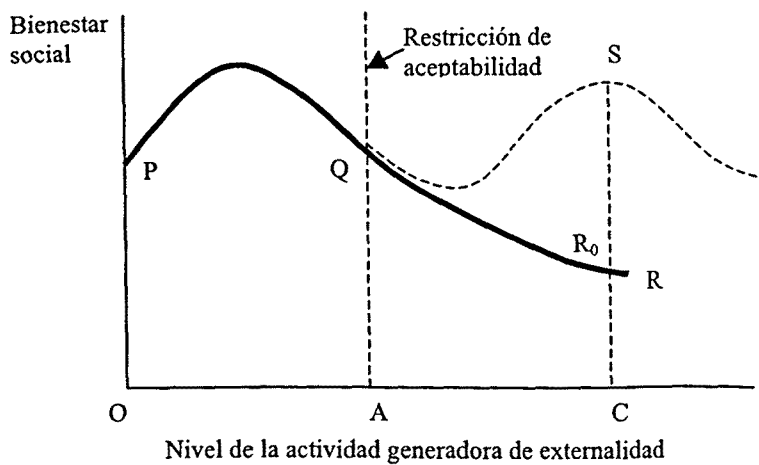
establece a sus actividades. En este sentido, los gravámenes serían diseñados para cumplir las normas específicas de aceptabilidad, en lugar de estar referidos al valor desconocido del daño marginal. La información necesaria se reduce al conocimiento de las cifras sobre niveles presentes de contaminación. A través del ajuste de los tipos impositivos, las autoridades públicas podrán normalmente hacer prevalecer cualquier conjunto de normas de calidad ambiental que hayan sido seleccionadas. Además, puede producirse el ajuste de las propias normas de aceptabilidad para establecer otras más estrictas, lo que simularía el proceso iterativo hacia el óptimo.

Ello nos lleva a introducir la aproximación de los impuestos *coste-eficientes*, es decir, aquéllos que persiguen la consecución de un objetivo ambiental fijado exógenamente a un coste mínimo. La ventaja, por un lado, es que no es necesario trabajar con la curva de coste marginal externo porque ahora la referencia es el nivel de emisiones que se juzga adecuado y que se pretende alcanzar, en lugar de una magnitud de daño óptima. Por otro lado, la curva de coste marginal de reducción es relevante sólo para poder determinar *ex ante* el tipo impositivo con el que previsiblemente puede alcanzarse el objetivo ambiental escogido (Baumol y Oates, 1988). En otras palabras, es necesario tener un cierto grado de conocimiento sobre el coste relativo de las distintas opciones reductoras de la contaminación disponibles para la industria, para poder calcular una magnitud del tipo impositivo suficientemente incentivadora.

Como señalan también Baumol y Oates (1988), el aspecto menos convincente de esta aproximación reside en el carácter hasta cierto punto arbitrario de las normas seleccionadas. Pero como también se apunta, ésta es una dificultad común a la provisión de casi todos los bienes públicos. En este sentido, el establecimiento de *normas aceptables* para el medio ambiente puede considerarse como un procedimiento concreto utilizado en un proceso de toma de decisiones

colectivas, que trata de determinar el nivel adecuado para actividades que generan efectos externos. La cuestión entonces es "asegurar" que la selección de una norma de aceptabilidad y el establecimiento de un impuesto unitario suficiente para conseguir que prevalezca tal norma, lleven a un aumento del bienestar social. El Gráfico 2.2 ilustra esta cuestión.

Gráfico 2.2



En el eje horizontal se mide el nivel de actividad como consecuencia de la cual se produce el efecto externo, mientras que el eje vertical mide el bienestar de la sociedad. Por tanto, la curva definida como de *bienestar social* (PQR) representa los beneficios netos que cada nivel de actividad confiere a la sociedad. La restricción de aceptabilidad indica aquel nivel de actividad que es consistente con la norma mínima de calidad ambiental, por ejemplo, el nivel de emisiones de humo por parte de las fábricas que es suficientemente bajo como para que se mantenga la calidad del aire en un área metropolitana. En términos de la curva PQR , la recaudación de un impuesto suficiente para reducir las emisiones desde el nivel OC al OA , cumpliendo la norma especificada, aumentará obviamente el bienestar social ($Q > R_0$).

Por otro lado, si la relación entre el bienestar social y el nivel de actividad generadora de externalidades no es monótonamente decreciente (curva PQS), las variaciones resultantes de la imposición de una norma de aceptabilidad (por ejemplo, un movimiento de S a Q) pueden llevar a una reducción del bienestar¹.

En consecuencia, la defensa de esta aproximación debe basarse en situaciones donde hay un conocimiento suficiente en cuanto a la forma general de la curva de bienestar social, lo que probablemente ocurrirá donde la experiencia empírica muestre efectos *substanciales* asociados a la externalidad y cuando la reducción de las actividades generadoras no sea excesivamente costosa.

2.1.2. La decisión del vínculo

El diseño de un tributo ambiental puede plantearse como un proceso cuyo punto de partida es el reconocimiento de la problemática ambiental que se pretende afrontar con su aplicación. En otras palabras, se trata de definir lo que Gago y Labandeira (1999) llaman *racionalidad ambiental* del tributo, que puede ser más o menos intensa dando lugar a tributos más o menos justificables desde el punto de vista ecológico.

Sin olvidar la naturaleza compleja de muchos de los problemas ambientales actuales, y realizando un esfuerzo de simplificación, pueden determinarse algunos aspectos básicos que definen dichas problemáticas: el medio receptor de los efectos, el alcance espacial de tales efectos y la influencia de las fuentes

¹ Incluso si la función fuese monótona pero bastante plana, los beneficios resultantes podrían no compensar el coste del aparato de intervención que la nueva legislación exigiría y probablemente no compensarían el riesgo de actuar con base a información muy imperfecta (Baumol y Oates, 1988).

responsables de la emisión. Así pues, un problema ambiental determinado puede caracterizarse según las pautas indicadas en la siguiente Tabla:

Tabla 2.1.-Aspectos que delimitan un problema ambiental

Medio receptor	Contaminación de la atmósfera Contaminación del agua (aguas continentales y marítimas) Contaminación del suelo Contaminación acústica
Alcance espacial	Problema interno / externo a los Estados
Influencia de las fuentes De emisión	Problema uniforme / no uniforme Causado por fuentes estables / móviles

Fuente: Gago y Labandeira (1997) y elaboración propia

Supóngase el caso del *efecto invernadero* que amenaza con cambios climáticos a escala mundial. Se trata de un problema de contaminación de la atmósfera relacionado con el uso masivo de los combustibles fósiles (carbón, petróleo y, en menor medida, gas natural) y la acumulación excesiva de dióxido de carbono. Su alcance espacial excede las fronteras de los Estados, por lo que existe la dificultad adicional de la *no correspondencia* con la dimensión política, es decir, la falta de una autoridad supranacional capaz de responsabilizarse de las medidas a aplicar, como por ejemplo, los tributos ambientales.

El reconocimiento de estas tres características básicas, así como de otras adicionales asociadas a un problema ambiental determinado, proporcionará las primeras pautas para determinar qué opciones fiscales son realmente factibles de llevar a cabo. La selección de una o varias de las posibles opciones estará sujeta al *trade-off* entre la idea de *vincular* lo más posible el tributo a las emisiones que se pretende controlar y el objetivo de *minimizar los costes administrativos* asociados a cualquier innovación tributaria (McKay, Pearson y Smith, 1990).

A grandes rasgos, las opciones fiscales disponibles pueden diferenciarse entre aquéllas que suponen pagos *directamente* relacionados con las emisiones contaminantes -impuestos sobre emisiones- y las que se basan en una relación *indirecta* entre la factura impositiva y el problema ambiental sobre el que se pretende influir -impuestos sobre productos-.

2.1.2.1. Impuestos sobre emisiones

Dado que los impuestos sobre emisiones se definen como pagos directos basados en la cantidad y calidad de los contaminantes descargados, es obvio que requieren de la tecnología necesaria para efectuar la medición de las emisiones a un coste razonable.

A menudo la gestión de este tipo de impuestos requiere trámites que guardan escasa relación con los propios de la administración tributaria general (por ejemplo, inspecciones realizadas por establecimientos técnicos) y, por esta razón, su diseño e implementación suele llevarse a cabo por agencias de protección del medio ambiente, en lugar de ser asumidos por las autoridades fiscales.

Como señalan Sandford *et al.* (1989), refiriéndose a la introducción de nuevas reglas impositivas complejas en su gestión (como se intuye que son los impuestos sobre emisiones), es importante analizar con profundidad en qué medida los *costes de administración* compensan o no los beneficios esperados en términos de eficiencia y de equidad, en su caso. Recordemos que existen unos *costes directos* de administración relativos al consumo de recursos por parte de las autoridades fiscales en forma de: costes de personal, de los funcionarios que realizan tareas de inspección, costes de equipos informáticos, costes de registro histórico de datos, costes de gestión de los flujos de recaudación y devoluciones,

etc. Pero también existen unos *costes indirectos o de cumplimiento* cuando los contribuyentes dedican tiempo a entender las normas de los impuestos y a rellenar y entregar la documentación y, en su caso, afrontando el pago de honorarios a asesores fiscales.

En el caso de los impuestos sobre emisiones, un componente importante de los costes de administración son los costes asociados a la *medición* de las emisiones. Dichos costes dependen de los siguientes aspectos (OCDE, 1994a):

- *Complejidad del proceso de medición*: Depende de las características técnicas de las emisiones (flujo, concentración, estabilidad, etc.), de las sustancias implicadas, y del abanico de opciones tecnológicas para realizar la medición.
- *Número y dispersión de las fuentes de emisión*: Se relaciona con el número y el carácter más o menos difuso de estas fuentes de emisión en el espacio. En un caso extremo, no es posible identificar un "punto de medición", como ocurre con el desagüe de los abonos y pesticidas utilizados en la agricultura. Aquí la medición directa podría resultar muy cara o ser altamente imprecisa.
- *Posibilidad de integración en las actividades comerciales habituales*: El coste de un sistema de medición de las emisiones es generalmente menor si la operación de medición puede integrarse en las actividades que de todos modos se llevarían a cabo por razones comerciales. Esta integración reduce no solamente el coste adicional de la medición a efectos fiscales, sino también el riesgo de obtener información falsa o susceptible de inducir a error. Por otra parte, es de prever que en el caso de las industrias cada vez sea más habitual llevar una contabilidad de las emisiones de cualquier tipo de contaminante, para valorar el coste que representa a la empresa cada emisión y facilitar la valoración económica de las alternativas de tratamiento. De manera que estos

procesos ya formarían parte de la actividad habitual de las industrias, aspecto que resulta deseable tal y como se señalaba anteriormente.

- *Reparto de la responsabilidad de las mediciones:* El coste de la medición de las emisiones contaminantes puede depender también de la asignación de la responsabilidad de tales mediciones entre el contribuyente y las autoridades. En un extremo, puede tratarse de un sistema de medición dependiente totalmente de las autoridades. En el otro extremo, la medición puede incumbir a los contaminadores pudiendo verificar la exactitud de la información suministrada a las autoridades, ya sea mediante un control oficial de los instrumentos de medición utilizados, ya sea mediante controles regulares u ocasionales².

2.1.2.2. Impuestos sobre productos

La readaptación de la imposición indirecta *tradicional* (impuestos especiales, etc.) al argumento ambiental constituye una opción fiscal alternativa cuya ventaja principal es la facilidad de encaje en los procedimientos y aparatos administrativos existentes. En lugar de gravar directamente por cada unidad de contaminación emitida, se utiliza el sistema tributario existente para perseguir objetivos ambientales de una forma indirecta, aprovechando la relación que hay entre las actividades contaminantes y las distintas transacciones que se someten a imposición.

² Un ejemplo que ilustra el reparto de responsabilidad en cuanto al proceso de medición se encuentra en el *Tributo de Saneamiento* de las aguas residuales aplicado por la Generalitat de Catalunya. Actualmente las industrias tienen la obligación de declarar su contaminación a la autoridad ambiental competente y para ello deben cumplimentar los impresos oportunos. Dado el contenido técnico de tal información, la Generalitat facilita el acudir a unos laboratorios homologados y asume el gasto de esta asistencia técnica hasta las 100.000 pesetas. Asimismo, la administración realiza la correspondiente inspección en cuanto a los datos presentados para el seguimiento de la situación real de cada industria.

Existe la posibilidad de gravar los inputs, es decir, materias primas o intermedias para las actividades de producción. Su diseño puede basarse en el input en sí mismo o en alguna de sus características, por ejemplo, un impuesto sobre combustibles fósiles en el primer caso o sobre el carbono que contiene cada combustible en el segundo (Gago y Labandeira, 1999). Por el contrario, pueden gravarse los outputs, es decir, el consumo final de bienes que generan consecuencias ambientales negativas como pilas, bolsas de plástico, etc.

Asimismo, la imposición indirecta puede incorporar el argumento ambiental a través de la *diferenciación de tipos* en el *Impuesto sobre el Valor Añadido* (IVA) o adoptar la forma de *impuesto específico* sobre el consumo. McKay, Pearson y Smith (1990) señalan que dado que el IVA es incluido como una proporción del precio de los bienes, se supone una relación proporcional entre *unidad física de contaminación* y valor del output que no tiene porqué ser cierta.

2.1.2.3. Elección de la opción fiscal

Al margen de los aspectos básicos que caracterizan un determinado problema ambiental (Tabla 2.1) y que condicionan, en parte, las opciones fiscales factibles de llevar a cabo, se plantea una elección fundamental, desde el sector público, entre utilizar impuestos sobre emisiones o impuestos sobre productos. En cualquier caso, el uso de los impuestos sobre productos (en lugar de impuestos sobre emisiones) debe poder apoyarse en la existencia de un *vínculo "aceptable"* entre la base imponible y la contaminación que se pretende corregir³.

³ En realidad, la existencia de un buen vínculo es imprescindible también en un impuesto sobre emisiones, en el sentido de que los parámetros de contaminación escogidos sean lo más representativos posibles de las emisiones que se pretenden controlar. De lo contrario, se introducirán ineficiencias adicionales que distorsionarán el comportamiento de los agentes.

En principio, la bondad del vínculo es fundamental para que la imposición ambiental indirecta incentive a los contribuyentes a reducir la carga impositiva a través de reconducir aquellas actividades que contribuyen al aumento de las emisiones contaminantes -en el sentido de reducir la escala de la actividad o hacerla más "ecológica"-. Sin embargo, existe el riesgo de que los contribuyentes intenten reducir los pagos impositivos por otras vías sin modificar el nivel de sus emisiones. En este caso, no sólo no se consigue el impacto deseado sino que además el impuesto introduce nuevas distorsiones en las decisiones de consumo y producción de los agentes económicos.

En la relación objetiva o vínculo entre el impuesto y el daño ambiental sobre el que se pretende incidir hay dos aspectos importantes a comentar:

1. Elección de la materia sometida a gravamen y método de evaluación elegido.
2. Estabilidad de esta relación.

Como señala Smith (1996), la **elección de la materia a gravar** es un punto fundamental. Por ejemplo, al diseñar un impuesto sobre vertidos a las aguas es obvio que el mejor ajuste exigiría que la materia gravada fuesen los propios vertidos, lo que requeriría la posibilidad técnica de realizar la medición directamente. A menudo, cuando este procedimiento no es factible, se opta por escoger el consumo de agua como materia a gravar. Es decir, se considera el agua consumida como indicador de la capacidad de contaminación por vertido realizado, por lo que el vínculo se vuelve más imperfecto sobre todo en el caso de la contaminación generada por el sector industrial. Por otra parte, cuando no es posible medir el consumo real de agua a través de contadores, se añade el inconveniente de tener que estimarlo, existiendo aún más riesgo de vulnerar el vínculo deseado. En otras palabras, y siguiendo con el ejemplo expuesto, se trataría de gravar la contaminación de las aguas residuales a través de un impuesto

sobre emisiones (concretadas en ciertos parámetros de contaminación), en un caso, o un impuesto sobre el consumo de agua con un vínculo entre la base y la contaminación mucho menos preciso, en el otro caso.

En cuanto a la necesidad de que la **relación** entre la base imponible y la contaminación sea **estable**, la literatura ha interpretado dicha estabilidad en varios sentidos:

- Estabilidad del vínculo *ex ante* y *ex post* (Sandmo, 1976)
- Estabilidad del vínculo entre los distintos usos del bien gravado (Sandmo, 1976; Henry, 1989)
- Estabilidad del vínculo entre técnicas de producción alternativas (Smith, 1996)
- Estabilidad del vínculo a nivel espacial (Smith, 1996)

La primera idea de estabilidad se refiere a que la relación *impuesto-daño* permanezca invariable *antes* y *después* de introducir las medidas de política ambiental. Sandmo (1976) expone un ejemplo donde la relación *impuesto-daño* se modifica una vez que se ha introducido el impuesto, en concreto, el pago de un canon para bolsas especialmente destinadas para la basura. La lógica del sistema se basa en la idea de proporcionalidad entre el número de bolsas utilizadas y la cantidad de basura recogida por hogar. Sin embargo, ciertos hogares han tendido a utilizar menos bolsas en lugar de producir menos basura, y han reaccionado ante el impuesto llenando excesivamente los sacos o depositando la basura indebidamente en otros lugares, desplazando el problema ambiental a otros ámbitos.

Otro significado de la estabilidad se refiere a que la relación *impuesto-daño* sea constante entre los distintos usos, de consumo o de producción, que puede hacerse del bien en cuestión. En concreto, Sandmo (1976) considera el caso de bienes con dos posibles usos alternativos, pero sólo uno de ellos causante del

efecto externo (o produciéndose el efecto externo con mayor intensidad en un uso que en otro), en una situación en la que no es posible diferenciar el gravamen entre dichos usos.

El problema del vínculo es también importante cuando existe un amplio abanico de técnicas de producción alternativas que difieren en cuanto a la relación *impuesto-daño* asociada. Un impuesto ambiental de naturaleza indirecta tenderá a fomentar la elección de aquella tecnología que comporte un pago impositivo menor y no necesariamente que genere menos daño ambiental. Es decir, el impuesto indirecto, por ejemplo, sobre un input contaminante puede desincentivar por igual a los contaminadores, en cuanto al uso del input, aunque éstos difieran en el ratio *emisiones/output* debido a que operan con distintas técnicas de producción (Eskeland y Devarajan, 1996).

Un problema similar ocurre cuando se aplica un impuesto sobre un input en el caso de existir un gran margen de maniobra para controlar la contaminación al final del proceso (McKay, Pearson y Smith, 1990). Efectivamente, cuando existe la posibilidad de reducir el daño ambiental a través de la depuración de los efluentes, un impuesto sobre un input puede desincentivar el uso del mismo pero no incentivar la depuración al final del proceso, puesto que esta acción no se vería premiada con una reducción del pago impositivo. En este caso, puede estar reduciéndose la contaminación pero no necesariamente del modo más eficiente.

En el problema del vínculo, no sólo es importante la relación *impuesto-daño* sino también la relación *impuesto-coste externo* (o valor monetario del daño ambiental), la cual puede verse afectada por la localización y la concentración de las emisiones, así como por su nivel global.

En resumen, la razón fundamental de los tipos de inestabilidad mencionados reside en la imposibilidad administrativa (técnica y/o institucional) de ajustar un vínculo "perfecto" entre la base imponible y el daño ambiental sobre el que se incide. A menudo dicho ajuste requeriría aplicar la diferenciación de tipos impositivos según circunstancias variables en cuanto a la relación *impuesto-daño*. Al ser administrativamente imposible, ocurre que el impuesto indirecto (por ejemplo, sobre un input) con tipo uniforme termina basándose en un ratio medio de *emisiones/output* que no tiene porqué permanecer constante entre contaminadores.

De todos modos, como señala Smith (1996) cuando el vínculo es débil, cabe la posibilidad de mejorar el aspecto incentivador del impuesto sobre el bien asociado al efecto externo, a través de gravar/subsidiar los bienes complementarios o substitutivos de aquél que genera la externalidad. El ejemplo que menciona se refiere al problema de la congestión en las ciudades. Un impuesto elevado sobre la gasolina puede ser reforzado con otras medidas tales como subsidiar el transporte público urbano (substitutivo) y gravar las zonas de aparcamiento en la ciudad (complementario). Balcer (1980) muestra un caso donde puede ser adecuado subsidiar el bien complementario y Wijkander (1985) discute situaciones donde la decisión de las medidas fiscales a adoptar es complicada al existir efectos cruzados entre los bienes complementarios y substitutivos del bien causante de la externalidad.

Hasta el momento se ha discutido básicamente la aplicación de impuestos sobre inputs cuya efectividad en último término depende de *cómo sea percibido por las empresas el incentivo a descontaminar*. Para que las empresas reaccionen del modo esperado, el coste fiscal debe ser significativo y, además, es necesario que existan procedimientos técnicos alternativos para evitar una respuesta empresarial pasiva que se limitaría a absorber el nuevo coste (Gago y Labandeira,

1999). Por tanto, la forma en cómo opera el incentivo a descontaminar en la respuesta de la empresa es fundamental. La siguiente notación ilustra el cambio marginal en las emisiones (e) de un contaminador i , al reaccionar a un cambio en el tipo impositivo (t) de un impuesto sobre un input contaminante x (Eskeland y Devarajan, 1996):

$$e_x^i x_t^i + e_a^i a_t^i$$

donde los subíndices se refieren a la derivada parcial.

Se supone que las emisiones del contaminador i , vienen determinadas por la cantidad consumida del input contaminante, x^i , y también por un parámetro que describe el tipo de tecnología, a^i . Es decir, no sólo se espera que el contaminador reduzca la demanda del input en respuesta al impuesto sino que el impuesto también estimule la aplicación de tecnologías más "ecológicas" e incluso el potencial de desarrollo futuro de estas tecnologías.

Suponiendo que la tecnología no cambia en respuesta al incremento de precio del input contaminante ($a_t^i = 0$), el coste marginal social de reducir las emisiones a través del cambio impositivo es: t / e_x , es decir, el tipo impositivo dividido por el *factor marginal de emisión* (el valor medio respecto al conjunto de contaminadores). A su vez, el factor marginal de emisión depende tanto de la tecnología como del nivel de consumo del input gravado.

La alternativa de aplicar *impuestos ambientales sobre los outputs* depende de que se tenga información de las elasticidades de demanda de los productos

gravados y de si existen o no bienes substitutivos de características ambientales positivas, es decir, producidos con tecnologías más limpias⁴.

Otra consideración importante en la elección de la opción fiscal está relacionada con la *incidencia* de las distintas fórmulas impositivas de tipo indirecto. La fórmula basada en la utilización del IVA con tipos diferenciados repercute en el consumidor final al modificar los precios relativos de los bienes, lo que no ocurre en el caso de las empresas que pueden recuperar el IVA soportado sobre sus inputs. Adicionalmente, el IVA se aplica como una determinada proporción del precio de los bienes, cuando normalmente la contaminación resultante de la producción o consumo de un bien es función de la cantidad y no del valor del producto⁵. Por esta razón, los impuestos sobre consumos específicos no *ad valorem*, sino por unidad son a menudo más apropiados, además de que pueden incentivar tanto a la industria como al consumidor final en relación con sus pautas de consumo (McKay, Pearson y Smith, 1990).

⁴ Por supuesto, si no es posible diferenciar las medidas impositivas de acuerdo con el proceso (más o menos "limpio") utilizado en la fabricación de los bienes, la imposición sobre outputs no será adecuada cuando éstos son aparente y físicamente similares aún siendo producidos mediante tecnologías con consecuencias ambientales distintas. La razón reside en el hecho de que no se estimularía en este caso el uso o desarrollo de tecnologías limpias (McKay, Pearson y Smith, 1990).

⁵ A excepción de los impuestos sobre el consumo de alcohol, tabaco y aceites minerales, en la mayoría de los países de la OCDE existen relativamente pocos impuestos que se basen en *cantidades* en lugar de basarse en el valor de la transacción (OCDE, 1994a).

2.1.3. El destino de la recaudación

En el diseño hipotético de un impuesto ambiental con fines incentivadores, se plantea la cuestión de los usos a los que alternativamente puede ser destinada la recaudación del mismo. Básicamente, los recursos obtenidos con el impuesto pueden dedicarse a incrementar el gasto público, ya sea el gasto ambiental u otro capítulo distinto, o bien a reducir el gravamen asociado a los impuestos tradicionales con la restricción de que se mantenga constante la recaudación total. Por tanto, se plantean posibilidades tales como la afectación (*earmarking*) de la recaudación o el concepto de *doble dividendo* asociado a la idea de combinar la introducción de un impuesto ambiental con la reducción de algún impuesto tradicional.

2.1.3.1. Tributos de recaudación afectada o finalistas

Para estudiar los motivos por los que puede ser o no conveniente hacer uso de la condición de afectación en un impuesto cabe plantear dos perspectivas distintas. En un caso, se diseña un impuesto ambiental con finalidad incentivadora y se cuestiona la posibilidad de afectar la recaudación a gastos relacionados. En otro caso, se constata la necesidad de realizar un gasto ambiental y se cuestiona cuál debe ser el origen de los recursos, es decir, si deben proceder de la recaudación de los impuestos generales o de ciertos impuestos en particular y en este último caso, si debe tratarse de impuestos ambientales (Smith, 1996).

Antes de desarrollar ambas perspectivas vamos a definir la noción de afectación en política impositiva. La afectación de un impuesto se refiere a destinar la recaudación del mismo (o una proporción de un *pool* de recaudaciones) a una finalidad de gasto específica, en lugar de que la recaudación se añada a los

ingresos generales procedentes de los impuestos no finalistas. Con la recaudación afectada puede cubrirse un programa completo de gasto o un proyecto específico dentro de un programa.

Asimismo, la afectación puede aplicarse en un sentido *fuerte*, cuando es la recaudación la que determina el gasto o, como mínimo, la recaudación debe ser equivalente al gasto y puede requerirse un referendun para tomar las decisiones sobre cantidad a gastar y nivel del tipo impositivo. La idea *débil* se refiere a la afectación en un sentido formal, para conseguir un sistema más transparente e informar al contribuyente del coste de un servicio (Wilkinson, 1994).

A. Perspectiva 1: ¿Debe afectarse la recaudación de un impuesto ambiental?

La posición ortodoxa o convencional de los teóricos de la hacienda pública es que el gasto público debe ser el resultado de decisiones políticas y no venir determinado por la cantidad recaudada a través de un impuesto finalista. El argumento fundamental es que la afectación introduce rigideces en el sistema fiscal impidiendo una asignación adecuada de los ingresos generales entre usos competitivos (Musgrave y Musgrave, 1989). La afectación es una fuente potencial de ineficiencia en dos sentidos.

Primeramente, la ineficiencia puede darse cuando la recaudación del impuesto afectado y la necesidad de gasto no evolucionan de forma paralela a lo largo del tiempo, aunque inicialmente se partiera de una situación eficiente. Suponiendo que en el corto y medio plazo no es posible modificar el tipo impositivo seleccionado puede ocurrir, por un lado, que la recaudación supere la necesidad de gasto y que se gaste de acuerdo con los ingresos obtenidos. Se producirá, por tanto, un exceso de gasto en medio ambiente (sobreinversión) en

detrimento de los recursos destinados a otros capítulos. Por otro lado, la recaudación puede evolucionar de manera que no llegue a cubrir el gasto seleccionado. Ésta sería una situación probable cuando el impuesto hubiera conseguido un cambio de conducta ambiental de los agentes y la consecuente erosión de la base imponible (tanto si se trata de un impuesto sobre emisiones como de un impuesto sobre productos). En este caso, se produciría un problema de infrainversión a no ser que pudieran utilizarse los recursos de los impuestos generales para cubrir el déficit.

En segundo lugar, a largo plazo, la divergencia entre la evolución de la recaudación impositiva y de la necesidad de gasto puede corregirse a través de una modificación del tipo impositivo. El riesgo de ineficiencia en este caso se basa en la fijación del tipo impositivo atendiendo a las necesidades de ingresos para cubrir un cierto gasto (finalidad recaudatoria) más que responder a un balance entre costes y beneficios asociados a ciertos niveles impositivos.

Oates (1991) cuestiona en relación con el riesgo de ineficiencia, a quién compete la determinación del tipo impositivo de una figura ambiental, al ministro de economía o bien al ministro de medio ambiente. Argumenta que la fijación del tipo debe estar en manos del ministro de medio ambiente porque de lo contrario primará la finalidad recaudadora antes que los criterios de eficiencia en cuanto a la política ambiental.

La perspectiva de la afectación como un procedimiento arbitrario que conduce a la ineficiencia se basa en la comparación con un contexto donde tanto los impuestos como los gastos públicos se determinan de una forma óptima. Sin embargo, en la práctica, las decisiones políticas sobre impuestos y gastos pueden estar sometidas a diversas presiones tendentes a la excesiva expansión del gasto público (por ejemplo, por la acción de los grupos de presión). En estas

circunstancias, es difícil que nuevos impuestos encuentren el apoyo necesario para que se lleve a cabo su aplicación y la afectación puede convertirse en una estrategia para conseguir un mayor soporte político a tales medidas. En otras palabras, la afectación puede conseguir que las medidas impositivas propuestas sean más aceptadas, al percibirse con claridad la relación entre el impuesto y el gasto que va a financiar⁶.

Asimismo, vincular la votación sobre determinados impuestos con los votos sobre gastos específicos puede inducir a la revelación de preferencias y contribuir así a lograr mejores decisiones sobre gasto (Buchanan, 1963). Este argumento nos conduce a la segunda perspectiva anunciada.

B. Perspectiva 2: dado un gasto ambiental, ¿de qué fuente impositiva debe proceder su financiación?

Desde esta perspectiva, se constata en primer lugar la necesidad de realizar un gasto ambiental y la principal cuestión es identificar qué fuentes impositivas podrían ser más apropiadas para financiar tal gasto, predominando en consecuencia la finalidad recaudadora antes que incentivadora (Hahn, 1989).

En este sentido, la afectación es una forma de resituar el énfasis de la equidad impositiva en el principio del beneficio. De acuerdo con este principio, un sistema fiscal equitativo es aquél en el cual cada contribuyente paga en función de los beneficios que recibe de los servicios públicos (Musgrave, 1989). Se trata, por tanto, de identificar el grupo de beneficiarios -geográfico o sectorial- del gasto ambiental a financiar y de buscar aquellas bases impositivas capaces de asimilar

⁶ Como señalan Gago y Labandeira (1999), la afectación puede conseguir el apoyo no sólo de las víctimas de la contaminación sino de los propios contaminadores, al suplirse parte de la inversión privada que debieran realizar por inversión pública.

beneficiarios y contribuyentes (*principio de equivalencia fiscal*). En este caso, el impuesto sería soportado por un sector o grupo geográfico en particular, para financiar el gasto público en medidas reductoras de la contaminación que benefician a dicho sector o grupo, o en reparar la contaminación atribuible al mismo.

Las ventajas de la afectación bajo este enfoque son, en primer lugar, el hecho de que permiten realizar una compensación *sector por sector*: es decir, la carga impositiva recae en un grupo de contribuyentes que a su vez son los beneficiarios del gasto, por lo que puede suavizarse la posible oposición política a las medidas impositivas. En segundo lugar, al compartirse el coste asociado a un gasto ambiental entre sus beneficiarios, se considera que la afectación es consistente con el *principio quien contamina paga*. Sin embargo, ciertas políticas ambientales con carácter de "bien público" (tales como los gastos de investigación) probablemente requieran otro tipo de financiación basada en ingresos generales.

Por último, cabe señalar que el enfoque del principio del beneficio si bien busca relacionar contribuyentes y beneficiarios del gasto a nivel sectorial, deja abierta la cuestión de si esta aproximación debe realizarse a través de impuestos *ambientales* o de otro tipo.

2.1.3.2. La opción del *doble dividendo*

La imposición ambiental óptima -impuestos *pigouvianos*- surge como mecanismo de corrección del fallo de mercado ocasionado por la emisión no controlada de sustancias contaminantes. En realidad, el impuesto *pigouviano* tiene la naturaleza de un precio asimétrico, positivo para el contaminador y nulo para el contaminado. En este sentido, para garantizar la eficiencia, la recaudación

obtenida con el impuesto correctivo debe devolverse a los agentes en forma de transferencias de *suma fija*. Sin embargo, el hecho de que la recaudación se distribuya a través de transferencias de *suma fija* no sólo tiene costes distributivos sino que ignora las distorsiones fiscales existentes en el mundo real. Por tanto, en un mundo imperfecto el diseño de impuestos ambientales (*subóptimos*) debe tener en cuenta los efectos sobre la eficiencia no ambiental (Gago y Labandeira, 1999).

Éste es el punto de partida de la teoría del *doble dividendo* de la imposición ambiental referida a una ventaja adicional de estos impuestos, ligada a la posibilidad de reducción de las ineficiencias generadas por los impuestos tradicionales, que se añadiría al supuesto beneficio ambiental o disminución de las emisiones. Pearce (1991) señala que la sustitución de impuestos distorsionantes por impuestos ambientales puede producir un *doble dividendo* a través de (1) desincentivar las actividades perjudiciales desde el punto de vista ambiental y (2) reducir el exceso de gravamen del sistema impositivo general. Sin embargo, el *dividendo no ambiental* representado por (2) tiene distintas interpretaciones.

Goulder (1995) distingue tres aproximaciones al concepto de doble dividendo referido a la aplicación de un impuesto ambiental determinado, por ejemplo, un impuesto sobre el carbono:

A. Interpretación débil

Si se utiliza la recaudación de un impuesto ambiental para financiar reducciones en el tipo marginal de otro impuesto distorsionante que ya existe, es posible reducir los costes de eficiencia en comparación con la situación en que la recaudación vuelve a los contribuyentes en forma de transferencias de *suma fija*. Al hablar de costes se hace referencia al equivalente monetario de los cambios en

el bienestar individual inducidos por la medida. También es importante clarificar que se hace referencia a los costes *brutos* de eficiencia asociados a la sustitución de un impuesto distorsionante por un impuesto ambiental, es decir, a los efectos de eficiencia al margen del beneficio ambiental que pueda darse.

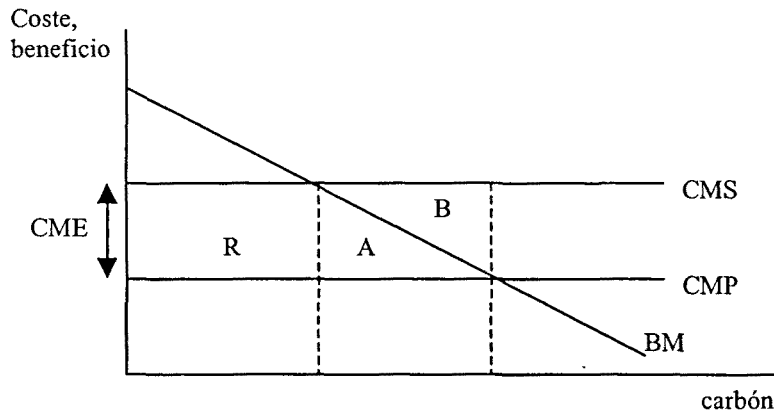
Así pues, la interpretación débil del doble dividendo puede representarse con la siguiente notación:

$$C(t_E, \Delta t_X) < C(t_E, \Delta T_L)$$

En concreto, $C(t_E, \Delta T_L)$ representa el coste bruto de un nuevo impuesto ambiental, t_E , acompañado de reducciones de los impuestos de suma fija, ΔT_L , suficientes para asegurar la neutralidad en términos de recaudación global. Paralelamente, $C(t_E, \Delta t_X)$ representa el coste bruto de un nuevo impuesto ambiental, t_E , acompañado de reducciones del impuesto distorsionante, Δt_X , suficientes para conseguir la neutralidad en términos de recaudación.

La interpretación débil del doble dividendo se apoya fundamentalmente en la existencia de un *exceso de gravamen positivo* asociado al impuesto distorsionante. El Gráfico 2.3 relaciona estas ideas, suponiendo un análisis de equilibrio parcial y un contexto *first-best* para analizar los efectos de un impuesto ambiental sobre el bienestar. *CMP* es el coste marginal privado de producir el bien, en este caso, carbón. *CMS* representa la curva de coste marginal social que incorpora, por tanto, el coste marginal externo, *CME*. *BM* representa la curva de beneficio marginal o de demanda. Si se introduce un impuesto sobre el carbón igual al coste marginal externo, el coste marginal privado coincidirá con el social. El aumento de bienestar viene dado por la mejora ambiental ($A+B$) menos el coste bruto de eficiencia del impuesto (A).

Gráfico 2.3



Este análisis sugiere que la recaudación R se transfiere sin coste desde los contribuyentes del impuesto al gobierno y vuelve al sector privado sin consecuencias sobre la eficiencia, mediante transferencias de *suma fija*. Ahora bien, si los costes brutos de eficiencia bajo la devolución de *suma fija* se representan por el área A, cuando se considera la reducción del impuesto distorsionante dichos costes serían menores que A^7 . Por otra parte, cuando existen otros impuestos tales como impuestos sobre la renta, el área A del Gráfico 2.3 no es un buen indicador de los costes brutos asociados a un impuesto sobre el carbón, como se verá más adelante.

Un corolario de la hipótesis sobre el doble dividendo en su interpretación débil es que los impuestos ambientales son más eficientes como instrumentos de política ambiental que aquellos mecanismos que no derivan recaudación. La razón es que la recaudación por impuestos ambientales es una ventaja adicional que puede dedicarse a reducir los impuestos distorsionantes.

⁷ En esta argumentación se prescinde de cuál va a ser el destino de la recaudación, es decir, el gasto que se materializará finalmente y que puede a su vez ser o no eficiente.

B. Interpretación fuerte

La sustitución, neutral en términos de recaudación, de impuestos distorsionantes *típicos o representativos* por un impuesto ambiental implica un coste bruto de eficiencia nulo o negativo. Es decir, $C(t_E, \Delta t_X) < 0$, por lo que esta condición es más fuerte que la anterior ($C(t_E, \Delta t_X) < C(t_E, \Delta T_L)$) suponiendo que $C(t_E, \Delta T_L) > 0$.

Si se descompone $C(t_E, \Delta t_X)$ en la parte de coste directamente atribuible al impuesto ambiental y la parte atribuible a la reducción del impuesto distorsionante, la interpretación fuerte afirma que la primera es menor en términos absolutos que la segunda⁸.

Lo atractivo de esta interpretación es que, de cumplirse la hipótesis del doble dividendo, las autoridades no necesitan evaluar los beneficios ambientales, sometidos a la incertidumbre, para justificar la sustitución impositiva mencionada en términos de eficiencia. Sólo se requiere que los beneficios ambientales sean positivos.

Bovenberg y Mooij (1994) han desarrollado una importante investigación teórica acerca del cumplimiento de la hipótesis del doble dividendo en su interpretación fuerte, a partir de un modelo simple de equilibrio general con un factor de producción, el trabajo, y tres outputs (un bien "limpio", un bien "sucio" y un bien público). Se consideran rendimientos constantes en la producción y ratios de transformación entre los tres bienes producidos constantes e iguales a la unidad. La calidad ambiental se relaciona negativamente con la producción agregada del bien "sucio". El hogar representativo deriva utilidad del ocio, del consumo de los

⁸ La descomposición de $C(t_E, \Delta t_X)$ no es tan automática debido a la interacción que tiene lugar entre impuestos.

tres bienes y de la calidad del medio ambiente. Los dos bienes privados y el ocio son débilmente separables del bien público y de la calidad ambiental en la función de utilidad.

Dichos autores consideran los efectos (no ambientales) sobre el bienestar de un cambio impositivo neutral en términos de recaudación. En concreto, la introducción de un impuesto sobre el consumo del bien "sucio" junto con la reducción del tipo impositivo sobre el trabajo -inicialmente sólo existe este impuesto-. La conclusión que obtienen es que existirá un doble dividendo si y sólo si la elasticidad-salario (no compensada) de la oferta de trabajo es negativa. Sin embargo, los estudios empíricos suelen obtener un valor positivo de esta elasticidad⁹, por lo que este resultado tiende a demostrar el incumplimiento de la hipótesis del doble dividendo.

Hay dos aspectos fundamentales a destacar en el resultado de Boverberg y Mooij (1994):

- En primer lugar, el reconocimiento de que el impuesto ambiental ocasiona costes de eficiencia en el mercado de trabajo, como mínimo de igual magnitud que los derivados de un incremento (equivalente en recaudación) del impuesto sobre el trabajo. Por tanto, la sustitución impositiva planteada para obtener un doble dividendo no consigue una reducción de las distorsiones en el mercado de trabajo sino que a menudo las incrementará.
- En segundo lugar, se demuestra que el impuesto ambiental también genera distorsiones en los mercados de bienes, al margen de la alteración de las pautas ambientales, interfiriendo en la elección entre bienes alternativos.

⁹ Ver, por ejemplo, Hausman (1985).

En realidad, ambos efectos están relacionados. En la medida que el impuesto ambiental incentive a los hogares a substituir el consumo del bien "sucio" por el de otros bienes, se reducirá la recaudación (*efecto erosión de la base imponible*) así como las posibilidades de financiar una reducción del impuesto sobre el trabajo aumentando el coste global de eficiencia de la iniciativa fiscal.

En términos del Gráfico 2.3, estos resultados evidencian omisiones importantes. Por un lado, la recaudación R puede utilizarse para reducir los costes brutos de eficiencia -interpretación débil del doble dividendo-. En consecuencia, el análisis de equilibrio parcial sobrestimaría los costes de la iniciativa fiscal ambiental. Al mismo tiempo, al existir otros impuestos sobre el trabajo ocurre que, dado un uso de la recaudación, la distorsión asociada al impuesto ambiental es mayor que la señalada en el Gráfico 2.3. Goulder (1995), de forma similar a como lo hace Parry (1995), denomina *efecto reciclaje de la recaudación* a la primera idea y *efecto interacción de impuestos* a la segunda idea siendo, en general, el segundo efecto mayor que el primero¹⁰ (Bovenberg y Mooij, 1994).

La consecuencia en cuanto al nivel del tipo impositivo *subóptimo* del impuesto ambiental es que éste debería ser menor que el obtenido según la regla de Pigou (tipo igual a coste marginal externo), si como se ha afirmado el *efecto reciclaje de la recaudación* es menor que el *efecto interacción de impuestos*¹¹. En concreto, Bovenberg y van der Ploeg (1994) hallan que en un contexto de segundo óptimo el tipo impositivo referido al impuesto ambiental viene dado por la expresión:

¹⁰ Parry (1995) demuestra que el *efecto reciclaje de la recaudación* es mayor que el *efecto interacción de impuestos* cuando simultáneamente se cumple que: (1) el output de la industria contaminante es un substitutivo débil del ocio y (2) la elasticidad impositiva de las emisiones es menor que la unidad.

¹¹ Se considera que al margen del impuesto ambiental, el resto del sistema impositivo cumple la condición de óptimo (Goulder, 1995).

$$t^* = \text{MED} / \mu$$

siendo μ el coste marginal de los fondos públicos o el coste en términos de bienestar de un incremento (marginal) del gasto público financiado a través de impuestos. En su modelo, μ es mayor que uno si y sólo si la elasticidad-salario no compensada de la oferta de trabajo es positiva. Esto es equivalente a afirmar que el segundo dividendo de la imposición ambiental toma valores negativos.

Finalmente, existe una *interpretación intermedia* del concepto de doble dividendo según la cual es posible encontrar, como mínimo, un impuesto distorsionante que al ser substituido por el impuesto ambiental derive un coste bruto negativo o cero (suponiendo la neutralidad en cuanto a la recaudación global).

C. Otros aspectos sobre el doble dividendo

Posteriormente, Boverberg (1999) explora otros aspectos adicionales relacionados con la hipótesis del doble dividendo. En concreto, investiga las condiciones bajo las cuales una reforma impositiva ambiental puede estimular el empleo y reducir el paro involuntario. En este sentido, se demuestra que el impacto sobre el empleo depende en general de dos efectos: el *efecto nivel impositivo* y el *efecto sustitución impositiva*.

El *efecto nivel impositivo* está relacionado con los costes asociados a una mayor calidad ambiental y depende de dos elementos: los gravámenes sobre la contaminación iniciales y las elasticidades de sustitución entre bienes "limpios" y "sucios".

Los gravámenes sobre la contaminación iniciales miden los costes marginales de reducción. Si inicialmente no existen impuestos sobre la contaminación, reducir una unidad adicional de contaminación es gratuito. Sin embargo, cuanto más elevados sean los impuestos ambientales existentes, mayor será el coste marginal de mejora de la calidad ambiental. Por tanto, "grandes" impuestos ambientales tienden a generar cargas substanciales sobre las rentas privadas. En realidad, la erosión de la base de los impuestos ambientales debido a una menor contaminación genera más consecuencias adversas sobre la recaudación, cuanto más elevados son los impuestos ambientales iniciales.

Asimismo, las elasticidades de sustitución entre bienes "limpios" y "sucios" influyen en la magnitud de la contaminación reducida. Cuanto mayores sean las elasticidades, más importante será la mejora ambiental conseguida y mayores los costes totales asociados con la oferta adicional de este bien público¹². Entonces aparece un *trade-off* fundamental entre los efectos ambientales positivos y los efectos favorables en cuanto al empleo. En otras palabras, si un impuesto ambiental consigue alterar el comportamiento en el sentido deseado, menos recaudación será capaz de generar reduciéndose a su vez las posibilidades de recortar los impuestos distorsionantes sobre el trabajo.

La otra vía a través de la cual una reforma ambiental impositiva puede influir sobre el empleo es la del *efecto sustitución impositiva*. A través de esta vía, puede aumentar el empleo si la reforma ambiental desplaza carga impositiva de los trabajadores a otros agentes (propietarios del capital, propietarios de recursos y

¹² La calidad ambiental puede interpretarse como un bien que el sector público provisiona para obtener recaudación a través del impuesto ambiental (Bovenberg y van der Ploeg, 1994).

receptores de transferencias de renta)¹³, aumentando los salarios reales y, en consecuencia, la oferta de trabajo.

Finalmente, el efecto total sobre el empleo depende del balance entre el *efecto nivel impositivo*, de un lado, y el *efecto sustitución impositiva*, de otro lado. Sólo si éste último domina al primero se producirá un incremento del empleo.

Por todo ello, Bovenberg (1999) concluye que es fundamental evidenciar la operación redistributiva que tiene lugar bajo la pancarta de la protección ambiental. A través de los instrumentos de política ambiental, el sector público determina la distribución de los derechos de propiedad respecto al medio ambiente. En concreto, al establecer impuestos ambientales, el sector público como representante de las víctimas de la contaminación, es quien posee los derechos de propiedad. Así pues, los contaminadores deben compensar a las víctimas a través del pago al gobierno. Asimismo, una reforma ambiental implica modificar la estabilidad de los derechos de propiedad vigentes, introduciendo incertidumbre y afectando a las decisiones de inversión en el largo plazo.

Apelar al doble dividendo, es una forma de convencer a los contaminadores de que la recaudación obtenida de ellos se justifica en términos de la consecución de objetivos no ambientales, tales como la creación de empleo. Si ligar la política ambiental a la redistribución intensifica el conflicto distributivo asociado a la misma y puede derivar en comportamientos *rent seeking*, ligar la política

¹³ Intuitivamente lo que ocurre es que el impuesto ambiental es soportado no sólo por las rentas salariales sino también por las no salariales, al contrario de lo que sucede con un impuesto sobre el trabajo. En consecuencia, la reforma ambiental redistribuye renta desde los receptores de rentas no salariales hacia los contribuyentes por rentas salariales. Dicha redistribución tendría lugar porque los receptores de renta no salarial pagarían el impuesto ambiental más elevado (consecuencia de la reforma) pero no se verían compensados por menores impuestos sobre el trabajo o mayores transferencias nominales.

ambiental a otros objetivos aumenta los costes de transacción de implementar dicha política.

En resumen, si como parecen indicar las sucesivas investigaciones, es posible que no se genere un segundo dividendo positivo, ello refuerza la necesidad de evaluar los beneficios ambientales. En particular, el *feedback* de los beneficios ambientales sobre la economía es un elemento determinante del dividendo no ambiental.

2.2. ASPECTOS DE EQUIDAD

Hasta ahora nos hemos ocupado de los aspectos relativos a la eficiencia de los tributos ambientales. Sin embargo, es obvio que cualquier política de protección del medio ambiente tiene también consecuencias sobre la equidad, al modificar el estado de distribución de la renta.

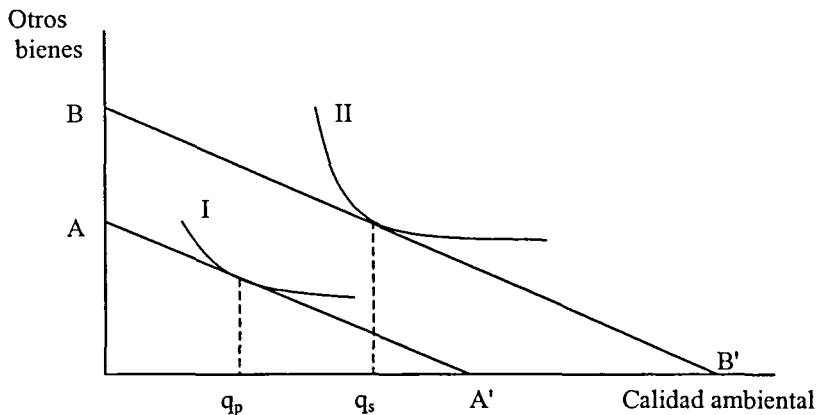
En primer lugar, cabe preguntarse cómo es probable que varíe la demanda de calidad ambiental con la renta. Como para cualquier otro bien, la demanda va a depender de las preferencias o gustos personales, del nivel de renta y de la forma cómo se financie la provisión del bien, en este caso, la calidad ambiental.

Si se realizan los siguientes supuestos (Baumol y Oates, 1988):

- para el individuo representativo, la calidad ambiental es un bien normal;
- las funciones de preferencia son similares entre ricos y pobres;
- existe un precio fijo (no variable con la renta) para la calidad ambiental;

puede esperarse que los grupos de renta alta tengan demandas más elevadas de bienes como el agua y el aire limpios que los individuos más pobres, tal y como muestra el Gráfico 2.4. En el eje horizontal se mide el nivel de calidad ambiental como si se tratara de un bien y en el eje vertical el nivel del resto de bienes de la economía. Un aumento de la restricción presupuestaria inicial del individuo desde AA' hasta BB' le llevará a un aumento en su nivel deseado de calidad ambiental desde q_p hasta q_r .

Gráfico 2.4



Ciertamente el supuesto más cuestionable es el que se refiere a la financiación del bien calidad ambiental. Hipotéticamente podría suceder que las necesidades crecientes de gasto en protección ambiental se financiaran con impuestos incrementales que incorporaran algún grado de progresividad. Sin embargo, si el sistema impositivo vigente es ya "fuertemente" progresivo puede resultar políticamente muy difícil hacer progresivos los aumentos de los impuestos.

Asimismo, lo importante es analizar cuál es la incidencia final, más que la incidencia formal, de los impuestos ambientales. En este sentido, algunas de las áreas objetivo de la política ambiental, tales como la energía o las políticas ambientales sobre la agricultura que inciden en los precios de los alimentos, son especialmente sensibles a los aspectos distributivos. Al tratarse de un consumo necesario de los hogares, las políticas impositivas sobre tales bienes tienden a ser regresivas, por lo que difícilmente serán aceptadas por la sociedad.

Al margen de cómo se distribuyan los costes de la política ambiental y, en particular, de la política impositiva, existen consecuencias distributivas asociadas al uso de la recaudación. Los impuestos deberán, o bien financiar una oferta

adicional de bienes públicos, o bien, al reducir los precios o los impuestos pagados por otros, aumentarán el consumo de bienes privados. En la medida que quiénes acaben soportando un impuesto ambiental no sean los beneficiarios del uso dado a la recaudación adicional, sufrirán una pérdida de bienestar debida al impuesto. Ello plantea el diseño de *políticas de compensación* para contrarrestar los problemas distributivos asociados a los impuestos ambientales.

2.2.1. Principios fiscales tradicionales y principios ambientales

La introducción de impuestos ambientales en el sistema fiscal, más aún si se trata de una aplicación masiva (véase en la sección 2.3 el concepto de reforma fiscal verde), debe realizarse teniendo en cuenta tanto los principios de la "lógica" ambiental como los principios de la imposición. Siguiendo la exposición de Vallender y Jacobs (1997), los principios más importantes desde la perspectiva ambiental son el *principio de precaución*, el *principio "quién contamina paga"* y el *principio de carga equivalente*:

- El *principio de precaución* requiere que la contaminación potencial se limite de antemano. Con esta finalidad, se definen estándares mínimos (o límites a las emisiones) a partir de la mejor aproximación tecnológica disponible.
- El *principio "quién contamina paga"* es fundamentalmente una regla de asignación del coste. Según este principio, los costes asociados a la protección del medio ambiente deben recaer en los agentes responsables de la contaminación.
- El *principio de carga equivalente* requiere un tratamiento no discriminatorio respecto a los responsables de una contaminación excesiva. En este sentido,

debe buscarse una contribución proporcional de cada individuo responsable a la mejora de la situación.

En cuanto a los principios de la imposición, el *principio de generalidad*, el *principio de equidad* y el *principio de neutralidad* (competitiva) son especialmente relevantes a la hora de hacer compatibles los objetivos ambientales con los fiscales:

- El *principio de generalidad* de la imposición requiere que la recaudación de impuestos proceda, en lo posible, de todos los miembros de la sociedad y no sólo de ciertos grupos. Se trata de evitar cualquier trato preferencial o discriminatorio siendo importante, en consecuencia, una selección adecuada de los contribuyentes.
- La equidad en la imposición puede descansar en el *principio de capacidad económica o capacidad de pago*, como pauta para distribuir la carga impositiva. En este caso, la capacidad de pago debe medirse a través de algún indicador o indicadores, principalmente, la renta, la riqueza y el consumo.
- Alternativamente, el beneficio proporcionado a un individuo a través de la provisión de servicios públicos puede ser equivalente a la contribución impositiva de este individuo. Esta idea (*principio del beneficio*) es particularmente importante en el caso de contribuciones causales ("*fees*") y en el caso de impuestos sobre contribuyentes que se benefician como grupo de ciertos servicios públicos.
- De acuerdo con el *principio de neutralidad*, la imposición no debería generar ventajas u obstáculos entre los competidores en un mismo mercado, buscando no alterar la asignación de recursos resultante del juego de la competencia.

Al analizar la relación entre los principios ambientales y los principios de la imposición, puede constatarse que existen fuertes vínculos entre el *principio de igualdad de carga* y el *principio "quién contamina paga"*, por un lado, y el *principio de generalidad* así como el de *capacidad de pago*, por otro lado.

De acuerdo con el *principio "quién contamina paga"* todos los contaminadores, tanto los nuevos como los ya existentes, deberían contribuir para mejorar la calidad ambiental. Como pauta, el *principio de igualdad de carga* determina que la distribución de la carga entre los contaminadores debe realizarse en proporción al alcance de su responsabilidad en cuanto a los costes incurridos. Una relación similar tiene lugar entre el *principio de generalidad de la imposición* y el *principio de la capacidad de pago* (o, en su caso, el principio del beneficio). Según el primero, el máximo número de ciudadanos debe contribuir a financiar los bienes públicos. Sin embargo, la distribución de la carga debería seguir criterios acordes con la capacidad económica de los contribuyentes y/o criterios basados en los costes o beneficios (para los contribuyentes) de los servicios públicos.

Aunque ambas categorías de principios tienen una base legal similar, ya que se derivan del principio de igualdad, su relación es conflictiva porque no todos los contribuyentes contaminan significativamente el medio ambiente y porque, en general, la capacidad económica no tiene nada que ver con la "capacidad contaminadora". De hecho, si los impuestos ambientales fueran determinados en base a la capacidad económica de los contaminadores, en lugar de tener en cuenta su contribución a la contaminación, los resultados serían probablemente arbitrarios (Vallender y Jacobs, 1997).

2.2.2. Los efectos redistributivos de los tributos ambientales

La incidencia de los costes de un programa ambiental depende obviamente de los medios utilizados para poner en práctica el programa, sean éstos impuestos, subsidios o controles directos, los cuales influyen a su vez en la estructura de precios. Baumol y Oates (1988) distinguen dos tipos de costes: los *costes de transición* implicados en un programa de mejora de la calidad ambiental y los *costes permanentes* de mantenimiento de un estado determinado de calidad ambiental.

Los *costes de transición* se refieren a los costes del proceso de ajuste de un estado de calidad ambiental a otro. Su incidencia puede ser muy desigual, en primer lugar, en cuanto a los efectos sobre los distintos sectores industriales. Los efectos, por ejemplo, de un impuesto sobre emisiones a las aguas, recaerán con mayor fuerza sobre sectores tales como el químico, el textil, o el sector del papel. A corto plazo, es probable que la única reacción factible sea la de reducir el nivel de actividad, lo que puede generar a su vez pérdida de puestos de trabajo. En segundo lugar, la incidencia territorial puede ser también desigual si las medidas ambientales (impositivas) no se adoptan en todas las regiones simultáneamente. Inicialmente, las jurisdicciones que lleven a cabo tales medidas se encontrarán en desventaja competitiva en la producción de bienes generadores de contaminación. Por tanto, puede haber consecuencias adicionales sobre el nivel de ocupación en determinadas regiones, debido a la disminución de la demanda de trabajo en las industrias directamente afectadas.

Pueden existir algunos compensadores automáticos a estos efectos sobre el empleo si los impuestos sobre emisiones, por ejemplo, estimulan la fabricación de equipo de reciclaje y depuración. Adicionalmente pueden implementarse medidas opcionales destinadas a paliar los problemas de paro en determinados sectores o

zonas (por ejemplo, a través de convenios entre la administración y los afectados o mediante la aplicación de tipos decrecientes según nivel de emisión).

En cuanto a la distribución de los costes de transición por categorías de renta, ésta dependerá de cómo varíe la composición de los ocupados por niveles de renta como consecuencia de la medida impositiva. Si se supone que el personal profesional (directivos y cargos intermedios) tiene una mayor movilidad ocupacional y geográfica, lo probable es que los costes recaigan con mayor intensidad sobre los individuos con rentas más bajas.

Los *costes permanentes* se refieren a los costes de mantenimiento de un estado determinado de calidad ambiental. Se relacionan sobre todo con la variación en la estructura de los precios de los bienes y servicios. Si se supone que, después de un período de transición con desempleo temporal de recursos, se restablece aproximadamente el pleno empleo, la incidencia de las medidas ambientales (impositivas) de estado estacionario se convierte en una cuestión relacionada con el conjunto de precios de equilibrio (incluyendo el nivel de salarios). De este modo, el análisis de la incidencia a largo plazo de un conjunto de gravámenes sobre emisiones puede representarse a través del siguiente proceso:

- Detección de las industrias o actividades gravadas.
↓
- Determinación de la influencia de los impuestos sobre los costes de producción (a partir del conocimiento de la función de producción de las distintas actividades).
↓
- Evaluación de la posible traslación del incremento de costes a precios (según el carácter competitivo de la industria y la elasticidad de su demanda).
↓

- Evaluación de la incidencia de las variaciones de precios por categorías de renta.

Por tanto, obtener conclusiones definitivas sobre la incidencia de los costes de un programa de impuestos es complejo y, en cualquier caso, ello depende de la información disponible así como del desarrollo de las técnicas de cuantificación para valorar los efectos mencionados. A continuación, se revisan algunos trabajos empíricos que proporcionan ciertas conclusiones sobre la incidencia de los impuestos ambientales.

2.2.2.1. Evidencia empírica de los efectos distributivos

A. Impuestos sobre gastos de los consumidores

La introducción de impuestos ambientales sobre la energía y sus efectos sobre la distribución de la renta, han sido particularmente objeto de estudio desde una perspectiva empírica. Ello se debe a la previsión de que este tipo de imposición va a tener un impacto distributivo regresivo, al constituir una mayor proporción de los gastos de los hogares de menor renta. Por ejemplo, Poterba (1991) muestra el fuerte impacto regresivo que tendría un impuesto sobre el carbono en los Estados Unidos, aunque matiza que la regresividad se suavizaría en el caso de utilizar el enfoque del "ciclo vital" como medida distributiva. Sin embargo, Smith (1992) no encuentra diferencias tan significativas entre el análisis distributivo basado en la renta presente y el enfoque del "ciclo vital".

Pearson y Smith (1991) muestran que un impuesto sobre el carbono, para gravar el consumo de energía, tendría un efecto distributivo claramente neutral en muchos de los países comunitarios y, sin embargo, el impacto sería muy regresivo

en el Reino Unido e Irlanda. Scott (1991) también señala la incidencia regresiva de un impuesto sobre el carbono en Irlanda.

Cabe señalar (Smith, 1996) que estos estudios se basan en las pautas existentes de gasto de los consumidores. Sin embargo, cuando la reacción de los hogares a un impuesto de este tipo consiste en cambiar sus pautas de gasto desplazando el consumo de los bienes gravados, la aproximación basada en las pautas de gasto pre-existentes es insuficiente. En este caso, hay dos tipos de efectos distributivos que pueden ser relevantes: los *cambios en los pagos impositivos* y los *costes de bienestar*. Habitualmente, los *cambios en los pagos impositivos* serán menores que los cambios estimados bajo la aproximación de las pautas constantes de gasto, aunque podrían ser mayores si los hogares desplazaran el consumo hacia bienes que ya estuvieran fuertemente gravados. En cuanto a la distribución de los *costes de bienestar* entre los hogares, ésta podría no ser equitativa, de tal modo que los hogares más pobres (o los más ricos) estarían realizando un mayor ajuste en cuanto a sus pautas de gasto.

B. Impuestos sobre inputs industriales

Los efectos distributivos indirectos de cambios fiscales que afectan a los inputs industriales han sido mucho menos estudiados que los efectos directos de impuestos sobre productos directamente adquiridos por el consumidor final. Ello es debido tanto a la exigencia de mayor información, como a la complejidad de los efectos implicados cuando se trata de analizar el caso industrial.

Si los impuestos se trasladan, total o parcialmente, a los precios de los outputs industriales habrá consecuencias distributivas, dada la estructura de gasto de los consumidores y los cambios en los precios relativos. Sin embargo, puede

ocurrir también que el consumidor desplace la demanda reduciendo el consumo de bienes y servicios intensivos en energía, generándose nuevos efectos sobre los beneficios de las empresas productoras de tales bienes, así como en las rentas de sus propietarios, en los salarios y las perspectivas de empleo de sus trabajadores.

Una aproximación simplificadora para evaluar, en una primera instancia, los efectos distributivos de los impuestos sobre inputs se basa en la estructura (tabla) input-output de una economía. Se calcula a partir de ésta, el impacto de un impuesto sobre inputs en los precios relativos de los diferentes outputs, suponiendo que el impuesto se traslada completamente a los consumidores y que no hay cambios en la pauta de inputs utilizados en la producción. El cambio en los precios relativos puede aplicarse sobre la pauta de gasto de los consumidores para valorar el impacto distributivo del impuesto sobre inputs. Pese a sus limitaciones, este método ha sido utilizado en estudios como los de Common (1985) y Symons, Proops y Gay (1992) hallando igualmente efectos regresivos sobre los hogares.

2.2.3. Los tributos ambientales y su aceptación social

2.2.3.1. Las políticas de compensación

Si como parece demostrarse, los tributos ambientales tienen efectos regresivos, ello puede constituir un obstáculo a su aceptación por parte de la sociedad. Como señalan Wallart y Bürgermeier (1996), desde una perspectiva de *public choice*, la causa de la oposición a los tributos ambientales reside en el hecho de que tales impuestos generan perdedores. Aunque en términos de bienestar la sociedad en conjunto mejore tras la aplicación de políticas de protección del medio ambiente, habrá grupos cuya situación de bienestar empeorará y que, por tanto, se opondrán a la introducción de impuestos en la medida que les sea posible hacerlo.

En una sociedad con un sistema democrático, suponiendo el uso de la regla de la mayoría, los tributos ambientales *pigouvianos* serán rechazados si se cumplen los siguientes supuestos:

1. Existe una minoría perdedora pero capaz de imponer sus preferencias a la mayoría por las razones siguientes (Boyce, 1994):
 - La mayoría como tal aún no existe, como en el caso de problemas que conciernen a generaciones futuras sin posibilidad actual de voto.
 - La mayoría como tal existe, pero no es consciente de las ganancias potenciales, por ejemplo, debido a la falta de información en temas relacionados con la contaminación y sus efectos.
 - La mayoría como tal existe y está bien informada, pero no está tan bien organizada como la minoría perdedora, por ejemplo, cuando la minoría es un sector industrial que genera mucha ocupación o, en general, es un grupo de presión potente.

2. La mayoría de la población sale perdiendo en términos de bienestar aunque la sociedad, en conjunto, mejore. Un ejemplo típico, es el de las medidas para el control de la contaminación asociada al uso de los automóviles. Es obvio que el conjunto de la sociedad se beneficiaría de una situación con menos contaminación, tanto atmosférica como acústica, en el caso de que disminuyera la utilización de vehículos privados en las ciudades. Sin embargo, dado que en las grandes ciudades la mayoría de la población opta por el transporte privado, sería asimismo considerable la pérdida agregada de bienestar de este conjunto de la población.

Recordemos el mecanismo por el cual se generan *ganadores y perdedores* como consecuencia de la aplicación de un impuesto ambiental. En teoría, el impuesto genera una ganancia de bienestar para la sociedad en forma de una reducción de la contaminación. Por otra parte, el impuesto *pigouviano* incrementa el precio de los bienes contaminantes, lo que resulta en un *efecto sustitución* y un *efecto renta* para los consumidores.

Generar el *efecto sustitución* es, de hecho, el objetivo de un impuesto ambiental, al buscar la reducción del consumo del bien contaminante sin alterar el nivel de utilidad de los individuos (movimiento a lo largo de una misma curva de indiferencia). Sin embargo, a este *efecto sustitución* se añade un *efecto renta* que supone una reducción del nivel de utilidad de los individuos, es decir, una pérdida de bienestar¹⁴. Precisamente, en esta reducción de la utilidad a causa del *efecto renta*, está el origen de la no aceptación de los tributos ambientales. Los individuos pueden estar de acuerdo en cambiar las pautas de consumo en un sentido favorable al medio ambiente pero obviamente no aceptan perder renta,

¹⁴ La pérdida de bienestar asociada a un impuesto *pigouviano* puede medirse a través de los conceptos: *variación equivalente*, *variación compensadora* o *excedente del consumidor* (medida esta última que se encuentra entre los dos conceptos anteriores).

especialmente porque a menudo el efecto renta supera al efecto sustitución (Carraro y Siniscalco, 1994).

Sin embargo, así como la ganancia de bienestar debida a la reducción de la contaminación es atribuida, en última instancia, a toda la sociedad, la pérdida de bienestar es un coste para aquellos individuos que soportan finalmente el impuesto. De hecho, la recaudación es en parte la contrapartida de este coste, entendido como una transferencia de recursos desde los consumidores al sector público.

En consecuencia, es fundamental la decisión sobre cuál va a ser el uso de la recaudación derivada de un impuesto ambiental, ya que puede ser destinada a *compensar*, en parte, el efecto renta generado sin alterar el efecto sustitución. En este sentido, la compensación es una forma de instrumentar un trato fiscal distinto según la situación final de cada individuo (perdedor/ganador) que redundará en una mejora de la aceptación social.

En concreto, Wallart y Bürgenmeier (1996) desarrollan un modelo simple representativo de la situación 2 expuesta, es decir, el caso en que la mayoría de la población sale perdiendo tras la aplicación de un impuesto ambiental sobre la gasolina. Con un sistema de voto mayoritario, las preferencias de la mayoría se impondrían a las de la minoría -se supone que el número de usuarios de automóvil es mayor que el número de no usuarios- y, por tanto, se rechazaría la medida.

Asimismo, dichos autores consideran tres usos alternativos de la recaudación y los correspondientes resultados en cuanto a la aceptación social del impuesto. En primer lugar, se supone que el sector público no redistribuye la recaudación del impuesto sobre la gasolina sino que destina dichos fondos, por ejemplo, a recortar su déficit o a reembolsar su deuda. En este caso, el ganador por

excelencia es el sector público que, sin embargo, no tiene derecho a voto como tal.

La conclusión a la que llegan es que el impuesto será aceptado si:

- la demanda es elástica;
- el impuesto es elevado en relación con el precio;
- los usuarios de automóviles representan una gran parte de la población.

En segundo lugar, se considera que el sector público redistribuye la recaudación a través de transferencias de *suma fija* a toda la población. La condición de aceptabilidad es ahora menos estricta¹⁵, sin embargo, de no verificarse, la solución política no mejorará la situación resultante del mercado.

Finalmente, si la recaudación se redistribuye a través de transferencias de *suma fija* al colectivo de usuarios de automóvil, nadie se opondrá a la medida impositiva. En otras palabras, si la recaudación retorna a los contaminadores, la internalización de los efectos externos será aprobada por unanimidad. Sin embargo, como señalan Johson, McKay y Smith (1990) diseñar un mecanismo efectivo de redistribución de *suma fija* dentro del sistema impositivo y de seguridad social existente es complicado, aunque una aproximación vendría dada por un conjunto de medidas tales como aumentos de las pensiones, de los beneficios de la seguridad social y de las rebajas impositivas.

Por otra parte, si el sector público tiene como prioridad maximizar las ganancias de eficiencia asociadas a la idea del doble dividendo, la recaudación del impuesto ambiental tenderá a sustituir (parcialmente) impuestos sobre la renta, en lugar de constituir un mecanismo de compensación a través del conjunto de medidas citadas en el párrafo anterior.

¹⁵ En este caso, la condición de aceptabilidad es concretamente: $et/p_1 > 2 - [2x/x+y]$, mientras que cuando el sector público no redistribuye la recaudación la condición es: $p_1/et < (x/x+y) + 1/2$; siendo e la elasticidad precio de la demanda, t el impuesto, p_1 el precio antes de aplicar el impuesto, x los automovilistas e y los no automovilistas.

2.2.3.2. La decisión sobre los tipos impositivos

Hasta ahora se han descrito políticas de compensación que pueden llevarse a cabo utilizando la recaudación de impuestos ambientales para "neutralizar" los efectos regresivos asociados a tales impuestos. Se ha dicho, en este sentido, que la compensación es una forma de instrumentar un trato fiscal distinto según la situación final de cada individuo (perdedor/ganador) tras la medida impositiva, que redundará en una mejora de la aceptación social.

En este apartado, nos referiremos a otra forma de instrumentar un trato fiscal discriminatorio nuevamente con la finalidad de potenciar una mayor aceptación social de los impuestos ambientales. En este caso, es a través del diseño de los tipos impositivos que se introduce tal discriminación fiscal.

La tarifa de un impuesto ambiental puede ser definida considerando el criterio de eficiencia económica, lo que daría lugar a los impuestos *pigouvianos* y coste-eficientes, o según la cantidad de contaminación emitida por el sujeto pasivo. En este sentido, puede decidirse la aplicación de un tipo variable según el nivel de emisiones. Como señalan Gago y Labandeira (1999), en general estos tipos se introducen para mejorar la aceptación social de los impuestos ambientales, al gravar más en términos absolutos y relativos a quien más deterioro ambiental ocasiona o al proteger a sectores económicos clave.

La consecuencia de esta diferenciación de tipos es una inadecuada distribución de responsabilidades de control de la contaminación entre los distintos agentes, ineficiente tanto desde una perspectiva de primer óptimo como desde una aproximación sub-óptima. De hecho, lo que ocurre es que se rompe con el *principio de igualdad de carga* (de la lógica ambiental) que requiere un

tratamiento igual de los individuos responsables de la contaminación y su contribución a la mejora ambiental en proporción a su responsabilidad.

En concreto, el diseño de la tarifa puede seguir las siguientes pautas:

- *Tipo creciente según nivel de emisión:* se persigue gravar más a los más contaminadores y acentuar el incentivo para reducir la contaminación, asegurando una reducción impositiva más que proporcional para las disminuciones de los niveles de contaminación que provoquen saltos hacia atrás en los tramos del impuesto.
- *Tipo decreciente según nivel de emisión:* en este caso, los objetivos ambientales no son prioritarios sino que predominan otros objetivos de naturaleza económica que se pueden relacionar con cuestiones de competitividad internacional, de defensa del empleo y de protección a un determinado sector o región. En particular, esta situación ocurre cuando el impuesto repercute de una forma intensa sobre sectores contaminantes tradicionales, con mucha importancia para una determinada zona geográfica o grupo social y en unas condiciones difíciles de rentabilidad y supervivencia¹⁶.

¹⁶ En la práctica, y desde el punto de vista ambiental, puede resultar polémica la justificación de un tipo decreciente con el nivel de emisiones. Alternativamente, la Administración puede fomentar el establecimiento de *convenios de colaboración* con colectivos de empresas de un mismo sector para dar salida y soluciones a una problemática ambiental específica pero también a las graves consecuencias económicas que podrían resultar de la aplicación uniforme de una medida impositiva. La posibilidad de retrasar el pago impositivo sujeto al compromiso de que la empresa adopte ciertas medidas descontaminadoras, es uno de los aspectos que pueden contemplar tales convenios.

2.3. LA INTENSIDAD DE LA OPCIÓN FISCAL

2.3.1. El concepto de *Reforma Fiscal Verde*

Una vez justificado el papel que los impuestos pueden jugar en la consecución de objetivos de política ambiental, es preciso decidir hasta qué punto va a ser utilizada la opción fiscal en este sentido, así como la relación que va a establecerse entre las nuevas figuras y el sistema impositivo existente.

En general, se habla de *reforma fiscal verde* para referirse a la idea de asociar cambio fiscal y regulación ambiental (OCDE, 1997a). Sin embargo, esta estrategia puede tener distintas aplicaciones prácticas: la extensión del campo del sistema fiscal para incluir impuestos ambientales; la modificación de ciertos impuestos ya existentes; o la introducción de una reforma global del sistema impositivo (Vallender y Jacobs, 1997). Es decir, se trata de un proceso que admite distintas versiones según la *intensidad* de los cambios fiscales que se propongan.

Las posibilidades de desarrollar una *reforma fiscal verde* en una determinada sociedad dependen fundamentalmente del punto de partida de su sistema fiscal, del marco legal existente en cuanto a la distribución de la potestad tributaria y de competencias entre niveles de gobierno y del grado de aceptación social que previsiblemente puedan tener los impuestos ambientales en esa sociedad.

En cuanto a los antecedentes de la *reforma fiscal verde*, puede interpretarse que ésta es una derivación del llamado *modelo extensivo* de reforma fiscal (Gago y Labandeira, 1999). Como señalan dichos autores, la caracterización del modelo extensivo ha sido realizada con detalle por la literatura que ha estudiado los

procesos de reforma fiscal ocurridos durante la segunda mitad de los años 80¹⁷. En la Tabla 2.2 se recogen las características básicas del modelo extensivo de reforma fiscal:

Tabla 2.2.-Características del modelo extensivo de reforma fiscal

Cambio de jerarquía en los principios impositivos

- Atención prioritaria al criterio de eficiencia económica.
- Recuperación del principio de sencillez administrativa.
- Relevancia del principio de equidad horizontal.
- Pérdida de importancia del criterio de equidad vertical.

Soluciones técnicas que integran el modelo extensivo

- Reducciones en los tipos máximos de IRPF e impuesto sobre sociedades.
- Disminución del número de tramos.
- Máxima extensión de las bases imponibles.
- Eliminación de tratamientos preferenciales.
- Reducción en los sistemas tradicionales de incentivos.
- Mayor fortaleza de las fórmulas IVA.
- Cambio en el *tax mix* en favor de la imposición indirecta.
- Restricción financiera muy estricta.

Fuente: Gago y Labandeira (1999)

Dentro de este ámbito general teórico de referencia que es el modelo extensivo, la *reforma fiscal verde* encaja en sus puntos fundamentales. Concretamente, la imposición ambiental es de naturaleza indirecta, pretende corregir una situación de asignación ineficiente y, en principio, genera menos distorsiones (no deseadas) que la imposición directa. Asimismo, la imposición ambiental suele aplicarse a través de impuestos sobre productos o ventas, con una gran sencillez administrativa, y no se plantea explícitamente objetivos en términos de equidad.

¹⁷ Gago y Labandeira (1997) citan, en este sentido, los trabajos de Hettich y Winer (1985), Pechman (1988), Hageman et al.(1988), OCDE (1991 y 1993), Messere (1993) y Sandford (1993) y, en el caso español, Fuentes (1986), Albi et al.(1988) y Gago y Alvarez (1995).

La *reforma fiscal verde* es un proceso que, sin embargo, admite distintas intensidades. Países como Alemania, Austria, Bélgica, Francia, Italia y Gran Bretaña han realizado por el momento una reforma a pequeña escala. Es decir, han incorporado impuestos ambientales de una forma aislada, sin formar parte de un cambio integral del sistema impositivo. En consecuencia, se trata de figuras con un papel residual, que tienen un vínculo débil con los problemas ambientales y con una recaudación limitada y afectada a algún objetivo ambiental concreto. En el otro extremo, los países nórdicos han apostado por una *reforma fiscal verde* a gran escala, donde los impuestos ambientales juegan un papel fundamental en sustitución (parcial) de figuras existentes. Se trata de cambios fiscales sistemáticos que forman parte de una estrategia de reforma fiscal y ambiental global (Álvarez, Gago y Labandeira, 1997).

Gago y Labandeira (1999) describen las fases de una *reforma fiscal verde* y sus principales contenidos de la siguiente forma:

Esquema general

Asignación de un papel estratégico a la imposición ambiental. Además de los objetivos ambientales (dividendo ambiental), se le atribuye el objetivo fiscal de alterar el *tax mix* en sustitución de la imposición directa, en un modelo con recaudación estable que persigue la reducción de las distorsiones impositivas (dividendo económico-fiscal).

Fases y contenidos

1. Revisión y "limpieza" del sistema fiscal existente, con incorporación de impuestos ambientales recaudatorios:
 - Con propuestas de sustitución de los tipos marginales máximos en el IRPF y/o cotizaciones sociales por impuestos ambientales capaces de mantener la recaudación.
 - Readaptando la carga de la imposición indirecta, sobre todo la que grava la energía, a los nuevos argumentos ambientales (carga en función del nivel de emisiones contaminantes)
 - Eliminando soluciones fiscales tradicionales no convenientes en términos ambientales (básicamente exenciones por reinversión, amortizaciones aceleradas y desgravaciones por adquisición de equipos que no tienen en cuenta los efectos ambientales de la tecnología aplicada).

2. Incorporación progresiva de nuevos impuestos ambientales "puros" en el ámbito de la imposición indirecta (impuestos sobre pesticidas, aceites, fertilizantes, envases no retornables, etc.).
 3. Incorporación simultánea de sistemas de compensación para los grupos de contribuyentes y los sectores industriales más perjudicados, utilizando instrumentos fiscales (exenciones) y programas de recuperación de costes con subvenciones o incentivos fiscales para inversiones en tecnologías limpias, actuaciones de regeneración y saneamiento, etc.
-

El hecho de que a menudo las medidas fiscales *tradicionales* pueden generar directa o indirectamente efectos perversos desde el punto de vista ambiental, justifica el primer paso o fase de revisión y limpieza del sistema fiscal existente. Uno de los ejemplos más evidentes es el de los subsidios directos sobre determinadas actividades. El caso del agua de uso agrícola, alcanzando precios muy inferiores al coste real, es quizás uno de los más extendidos entre los países de la OCDE (OCDE, 1997b). En el caso de medidas impositivas, las distorsiones no deseadas pueden ocurrir, por ejemplo, cuando los carburantes más contaminantes están menos gravados que sus sustitutivos "limpios". El paso siguiente consistiría en la introducción de nuevos impuestos ambientales, sobre emisiones o sobre productos, siendo estos últimos los más utilizados en la práctica. Países como Bélgica, Dinamarca, Finlandia o Suecia han aplicado impuestos sobre pilas, bolsas de plástico o aceites entre otros. Finalmente, cabe analizar los efectos sobre la equidad, en cuanto a la distribución de la carga impositiva entre los agentes, resultantes de los cambios tributarios realizados para instrumentar las medidas de compensación oportunas.

2.3.2. Aspectos de federalismo fiscal

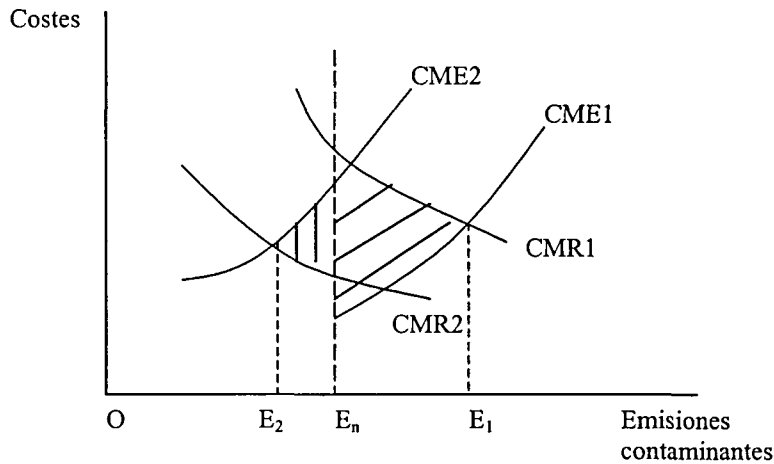
2.3.2.1. Ámbito nacional

Como se ha argumentado en la subsección 2.1.1, en un mundo imperfecto los impuestos ambientales o coste-eficientes tenderán a establecerse en relación con el cumplimiento de unos objetivos ambientales fijados exógenamente o normas de aceptabilidad. En este sentido, se plantea la cuestión previa de decidir qué papel van a jugar los distintos niveles de gobierno en cuanto al desarrollo de competencias en medio ambiente y, en particular, qué nivel (o niveles) de gobierno debe(n) responsabilizarse de la determinación de los estándares de calidad ambiental.

En términos generales, el principal argumento a favor de la descentralización se basa en la idea de que las decisiones tomadas por un gobierno deben reflejar adecuadamente las preferencias e intereses locales (Oates, 1972). En el caso del establecimiento de estándares de calidad ambiental, éstos deberían diferenciarse entre jurisdicciones de acuerdo con las circunstancias *locales* específicas (Baumol y Oates, 1988). En primer lugar, las jurisdicciones pueden ser distintas en cuanto al nivel de renta, preferencias y condiciones económicas. Suponiendo que la calidad ambiental es un bien normal, es previsible que la demanda de este bien aumente con la renta. En este sentido, las jurisdicciones más ricas tenderán a implementar políticas ambientales relativamente más estrictas y, por tanto, a fijar estándares más exigentes. En segundo lugar, pueden existir diferencias interjurisdiccionales en cuanto a la capacidad de asimilación del medio ambiente. Éste sería un motivo adicional para justificar una fijación de estándares descentralizada y adaptada a las necesidades de cada jurisdicción en particular (Smith, 1994).

Baumol y Oates (1988) plantean gráficamente la cuestión de la descentralización de los estándares ambientales del siguiente modo:

Gráfico 2.5



CME1 y *CMR1* son, respectivamente, las funciones de coste marginal externo y coste de reducción marginal en la jurisdicción 1. En consecuencia, el nivel óptimo de emisiones es E_1 . Paralelamente, *CME2* y *CMR2* son las funciones para la jurisdicción 2 que determinan un límite más exigente a las emisiones, concretamente situado en E_2 .

En el caso de que la decisión sobre los estándares ambientales se tomara de una forma centralizada, se adoptaría una solución uniforme¹⁸, por ejemplo, un mismo límite a las emisiones en ambas jurisdicciones tal como E_n . La pérdida de bienestar asociada a esta solución centralizada (en comparación con la descentralizada) es igual al área rallada en el Gráfico 2.5: el exceso de daño ambiental sobre costes de reducción en el tramo E_2 a E_n , así como el exceso de los

¹⁸ Se supone que la autoridad central no es capaz de diferenciar territorialmente, en este caso, la fijación de estándares ambientales, en respuesta a la diversidad de demandas y que, por tanto, sólo a través de sistemas de elección política al nivel de gobierno correspondiente es posible conocer estas demandas (Castells, 1988).

costes de control sobre el daño ambiental desde E_n a E_l . Así pues, la magnitud de la pérdida de bienestar asociada a la centralización depende de la posición y pendiente de las curvas de daño y coste de reducción. Las curvas de *CME* representan la suma vertical de las curvas individuales de disposición al pago para evitar los daños asociados a cada nivel de emisiones. Factores como el tamaño de la población de la jurisdicción así como los gustos o preferencias de la misma, pueden hacer variar la obtención de la curva de *CME*. Asimismo, las funciones de coste de reducción variarán, por ejemplo, con la composición industrial de un área. En consecuencia, es improbable que el nivel óptimo de calidad ambiental coincida en ambas jurisdicciones y, por tanto, la fijación de estándares debería realizarse a nivel local.

El razonamiento anterior es un argumento a favor de la descentralización que no concreta, sin embargo, cuál es el límite de la misma. En otras palabras, es preciso determinar cuál es el tamaño óptimo de jurisdicción al que se asignará la responsabilidad de fijación de estándares ambientales. Esta cuestión está relacionada fundamentalmente con el tipo de contaminación que se pretende controlar y el alcance geográfico de sus efectos. El tamaño de la jurisdicción debe buscar la correspondencia con el área geográfica de alcance de los efectos externos, para que éstos puedan ser internalizados. Por ejemplo, para ciertos problemas relativamente localizados como la congestión o el ruido, las áreas metropolitanas pueden ser adecuadas como unidades de decisión, mientras que de ser asumidos por los municipios probablemente se generarían importantes efectos *spillover*.

En la dirección contraria, los argumentos a favor de la centralización cuestionan que el nivel de calidad ambiental escogido por las jurisdicciones locales sea realmente más eficiente (o como mínimo tan eficiente) que el resultante de la decisión centralizada. Cumberland (1981) defiende el establecimiento de un

paquete de estándares mínimos de calidad ambiental a escala nacional para evitar la "*competencia interregional destructiva*". La idea es que por el hecho de responsabilizarse de la fijación de niveles de calidad ambiental, las jurisdicciones locales tendrían incentivos a reducir los niveles de exigencia ambiental para atraer nuevas inversiones empresariales. Sin embargo, existen relativamente pocos trabajos que traten de analizar la importancia real y consecuencias de la "*competencia destructiva*", referida a la promoción del desarrollo económico a costa de relajar las exigencias de calidad ambiental local. Fischel (1975), por ejemplo, muestra en un modelo simple, en el cual las empresas pagan un "derecho de entrada" en compensación por los daños ambientales, que es posible alcanzar una asignación socialmente eficiente de las empresas y de las pautas de calidad ambiental.

Otro aspecto fundamental que se plantea en un sistema con distintos niveles de gobierno es el del reparto de las distintas figuras tributarias, de acuerdo con el peso de cada nivel en la financiación global y con las funciones que tiene encomendadas (Castells, 1988). En cuanto a los criterios para la asignación de impuestos, en este caso impuestos sobre recursos naturales, entre los niveles de gobierno, Musgrave (1983) así como Bird (1993) establecen unas pautas normativas de acuerdo con el análisis convencional en el campo del federalismo.

En concreto, Musgrave (1983) considera la posibilidad de atribuir los impuestos sobre recursos naturales tanto al nivel intermedio como al nivel central. La centralización sería adecuada cuando las bases impositivas se distribuyeran de una forma muy desigual entre jurisdicciones; para evitar la asignación de rentas extraordinarias y el aumento de las disparidades interregionales. Asimismo, los tributos basados en el principio del beneficio -principio que a menudo justifica los impuestos ambientales- son apropiados para todos los niveles de gobierno, de acuerdo con la dimensión territorial del bien o servicio público en cuestión.