

PROBLEMAS DISTRIBUTIVOS PARA LA ARMONIZACION DE LA POLITICA AMBIENTAL EN LA UNION EUROPEA

Nuria CASTELLS CABRE
Joan MARTINEZ-ALIER(*)

tos coherentes para explicar ambas direcciones según la interpretación que se quiera hacer (2).

A partir de estas premisas, presentamos nuestra contribución como una propuesta de interpretación de la evolución de la política ambiental española a partir de la adhesión firmada en 1985 a la Comunidad Europea. El contenido no es tanto descriptivo como analítico de las implicaciones distributivas que, para nuestro país, tiene el definir su política ambiental bajo las restricciones y posibilidades del marco más amplio europeo. Nuestro propósito principal en este artículo es el de discutir, en dos casos concretos (efecto invernadero, acidificación), cuáles son los conflictos y consecuencias distributivas que llevan a una armonización en términos de objetivos o a una armonización en términos de instrumentos. Como ilustración de ello, abordamos las problemáticas específicas de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en relación con el efecto invernadero, y de dióxido de azufre (SO₂) en relación con la lluvia ácida. La elección de estos dos ejemplos permite en ambos casos ilustrar el conflicto interno al «club» europeo entre los países más ricos y menos ricos, tanto por la atención prioritaria a determinados problemas ambientales en lugar de a otros, como por la distribución de los costes de reducción de contaminación entre los distintos socios.

La última parte de nuestra contribución realiza una síntesis en función del análisis efectuado en las secciones anteriores, tratando de establecer un balance cualitativo de nuestra incorporación a la Unión Europea desde la perspectiva de la economía ecológica.

INTRODUCCION

EL proceso de construcción de la unión económica y monetaria del viejo continente abarca todos los ámbitos relevantes de las sociedades democráticas que juntas han optado por ese camino. Si bien el objetivo común está definido, en sus líneas maestras, en el marco del Tratado de Maastricht, la receta para llegar hasta allí queda, de acuerdo con el principio de subsidiariedad, en manos de cada miembro de la Unión. Se han definido algunos puntos de referencia e indicadores básicos para el seguimiento y evaluación del grado de convergencia conseguido por cada país, pero, en definitiva, la estrategia nacional para cada miembro corresponde, en su concreción, a todos y cada uno de los gobiernos nacionales. En lo referente al medio ambiente, el Tratado de Maastricht optó por una salida fácil, al poner como objetivo el *crecimiento* económico sostenible (Commission of the European Communities, 1992b, Título II, Artículo G). Ni tan sólo se acudió a la expresión más suave popularizada en el Informe Brutland de «desarrollo sostenible», donde desarrollo podría indicar un cambio cualitativo en la estructura de la tradicional doctrina económica del crecimiento (World Commission on Environment and Development, 1987).

El análisis de las distintas políticas sectoriales desde una perspectiva española, en relación con la Unión Europea, resulta complejo por las interrelaciones presentes horizontal y verticalmente a ese respecto. En correspondencia con la multiplicidad de perspectivas que caracteriza los esquemas necesarios para comprender nuestra sociedad, los límites de competencias de unas y otras políticas no son nítidos. La comprensión de los procesos de definición de las políticas requiere claves explicatorias provenientes de distintas aproximaciones; por una parte, los conocimientos específicos de distintas disciplinas (sociales, científicas), por otra, la consideración de los procesos de toma de decisión y de interacción entre los distintos actores involucrados (instituciones, grupos de presión, etcétera). Al definir una política concreta, emergen conflictivas zonas grises donde suelen encontrarse precisamente las cuestiones más delicadas y complejas en cuanto a su tratamiento (1).

Por otra parte, difícilmente puede analizarse «la política española» y «la política comunitaria» como dos variables independientes, como si de un ejercicio de laboratorio de ciencias naturales se tratara. Ambas políticas están imbricadas y son difícilmente dissociables, y los sentidos de las relaciones sistémicas son ambiguos, existiendo argumen-

I. LA INCORPORACION DE ESPAÑA A LA NEGOCIACION AMBIENTAL INTERNACIONAL

La incorporación al proceso internacional de acuerdos medioambientales se produce en España relativamente tarde respecto a otros países comunitarios. En 1979, se suscribió en Ginebra, en el marco de las Naciones Unidas, el convenio sobre transporte a larga distancia y transfronterizo de contaminantes atmosféricos (3). Este convenio respondía a la necesidad de un programa conjunto de gestión medioambiental de ámbito internacional, que sirviera como marco para la elaboración de estrategias, sistemas de vigilancia y aplicación de políticas comunes sobre la calidad del aire. Formalmente, la ratificación en el año 1982 por parte del gobierno español del Convenio de Ginebra puede, en cierto modo, considerarse como el primero de una serie de pasos que conformarán, en los siguientes años, la joven política ambiental española.

Estableciendo un paralelismo con la terminología usada por los estudiosos de la revolución industrial, podría considerarse a España como un *late-comer* en política ambiental, con sus consiguientes ventajas y desventajas respecto de los países *first-comers* (4). Como *late-comer*, España puede beneficiarse del aprendizaje y experiencia realizados y adquiridos por los países que la precedieron en la aplicación de políticas ambientales. El conocimiento de experiencias anteriores permite anticipar potenciales efectos perversos que, en ocasiones, se derivan de las regulaciones. Estos efectos perversos se presentan frecuentemente cuando uno se adentra en el es-

pinoso campo de la internalización de externalidades.

Así, tener referencias sobre el efecto neto resultante de la coexistencia del *efecto-renta* y del *efecto-sustitución*, tras la introducción de un impuesto con finalidad ecológica, es una información muy relevante. Dado que el *efecto sustitución* derivado de la introducción de un impuesto depende en gran medida de las elasticidades, pero éstas no son siempre fácilmente estimables, un buen indicador sobre el efecto real de la introducción de semejante medida es el saber empírico que nos proporciona el ejemplo de otros países precursores en este campo (5).

La posición del *late-comer* también tiene sus desventajas. Los primeros llegados a la arena ambiental han creado un determinado patrón de valores en la jerarquización de los problemas ambientales. Estas prioridades, si bien no necesariamente explícitas, se reflejan en la selección de los temas considerados como prioritarios en la definición de las políticas ambientales internacionales. Por citar un ejemplo, difícilmente podríamos delimitar la frontera entre lo normativo y lo positivo en la cuantificación de la gravedad del problema de la lluvia ácida (6). Claramente, el problema ecológico existe y tiene graves consecuencias. Pero, ¿sabemos a ciencia cierta que no hay problemas ecológicos de igual o mayor importancia que están discriminados en cuanto a nivel de atención simplemente porque no preocupan a los países más ricos? Así, problemas como la desertificación o la conservación de la biodiversidad, si bien tomados en consideración, no suscitan en la práctica unas actuaciones políticas tan decididas como las relacionadas con

problemas como el de la lluvia ácida.

Esta interrelación entre poder y selección de prioridades ambientales se aplica tanto a escala mundial, con los conocidos conflictos Norte-Sur, como a escala interna, dentro del club europeo, y dentro de cada estado miembro. España, como ilustraremos en el apartado relativo a las emisiones de dióxido de carbono, tiene una posición ambigua en cuanto a adoptar alternativamente argumentos de «Norte» o de «Sur» según en qué círculo de negociación se encuentre. Las diferencias de estrategia encuentran su fundamentación última en las consecuencias distributivas que se derivan de la puesta en práctica de las políticas ambientales definidas conjuntamente.

II. CONFLICTOS DISTRIBUTIVOS Y DE EQUIDAD EN LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

La teoría económica ha incorporado los aspectos medioambientales en sus modelos mediante el uso del concepto de las externalidades (Pigou) y su internalización. Basándose en el principio de que quien contamina paga (*polluter pays principle*), cabría sólo determinar cuánto debería de pagar. Así, se ha considerado, de acuerdo con el marco neoclásico, que la cuantía a pagar sería equivalente al daño marginal causado. En síntesis, el daño ecológico ocurre porque el mercado no refleja los costes sociales asociados a una determinada actividad. Así, la determinación de la compensación que debería de pagar el contaminador consiste en incluir los costes sociales dentro del coste total de

una actividad, y así el contaminador tendrá que pagar el valor del daño marginal causado a la sociedad.

En principio, el argumento es elegante y modelizable. No obstante, tiene el inconveniente de que difícilmente resuelve preguntas fundamentales presentes en el debate ecológico. ¿Cómo se pueden contabilizar en el presente los derechos de las generaciones futuras (equidad intergeneracional)? ¿Qué criterios y técnicas usar para contabilizar los daños ecológicos: identificación del daño físico y traducción a términos monetarios? Por ejemplo, ¿qué valor atribuir a la existencia de una especie en peligro de extinción? (7). ¿Cuál es el nivel de protección adecuado del medioambiente: el relativo, compatible con los intereses económicos, o el absoluto, preservando per se la naturaleza a costa de cualquier otro parámetro relevante para el ser humano? ¿Cuál es la frontera entre lo tolerable y lo no tolerable como interacción del ser humano con su entorno? Las consecuencias de la existencia humana en el planeta han estado presentes a lo largo de la evolución de nuestra civilización y, evidentemente, todo ser vivo interactúa con su entorno e interfiere en él. El aspecto nuevo en el debate sobre la sostenibilidad ecológica del desarrollo está en la consideración de que el ser humano ha acelerado la explotación de los recursos de su planeta, en tal forma que, de seguir esta tendencia, se llegaría a un colapso del ecosistema.

No es éste el lugar para contestar estas preguntas, cuyo planteamiento y discusión están abundantemente reflejados en los foros académicos, científicos y políticos interesados en la com-

patibilidad entre la economía humana y el mantenimiento y enriquecimiento de los ecosistemas. Es preciso, no obstante, tomarlas en consideración en cualquier análisis de las problemáticas que se estudian desde la perspectiva de la economía ecológica. Finalmente, queremos recordar también que la definición de soluciones locales a los problemas medioambientales debería de tomar siempre en cuenta la dimensión global también presente en este tipo de problemas.

Partiendo del hecho de que nuestra contribución tiene como referencia local a España, ceñiremos nuestro análisis a esa perspectiva. Presentamos a continuación dos problemas ecológicos concretos, y a partir de ellos, y basándonos en el marco general de reflexión teórica sintetizaremos nuestra aproximación a este subconflicto distributivo dentro de la definición de una política ambiental conjunta a escala europea.

III. EL EFECTO INVERNADERO Y LAS EMISIONES DE DIOXIDO DE CARBONO

El efecto invernadero es uno de los fenómenos de actualidad en la creciente toma de conciencia de los problemas ecológicos de nuestro planeta inducidos por la actividad humana. Si bien el llamado efecto invernadero es originalmente un fenómeno natural del cual depende el equilibrio climático de la Tierra, al generar una temperatura adecuada a nuestras condiciones de vida, en este siglo la aceleración de las emisiones antropogénicas a la atmósfera ha inducido un desequilibrio en el delicado me-

canismo de tal efecto. Aunque sus consecuencias a medio y largo plazo todavía no están bien definidas desde el punto de vista científico, los foros internacionales en que se ha discutido este problema ambiental han propugnado las llamadas *no-regret policies*. Esta aproximación consiste en no dejar de tomar aquellas medidas que se sabe serían positivas en cualquier caso. En ese sentido, adoptar cuanto antes medidas tendentes a la limitación de emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera formaría parte de ese tipo de políticas, ya que, aunque no se conoce a ciencia cierta la magnitud del daño que se causaría siguiendo la tendencia actual sin control, sí se sabe que es perjudicial.

En este contexto se enmarca la firma de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático, en Río de Janeiro, en junio de 1992, por parte de 155 países, conocida como Cumbre de la Tierra. Esta Convención (United Nations y UNEP/IUCC, 1993) establece la necesidad de frenar la emisión de gases de efectos invernadero (GHG) a la atmósfera. Como un primer paso hacia la consecución de ese objetivo, las naciones industrializadas se comprometieron a entregar información —bajo la forma de planes nacionales— sobre medidas y políticas tendentes a estabilizar, individual o conjuntamente (8), estas emisiones antropogénicas en el año 2000 al nivel que tenían en el año 1990.

1. Posición europea en las emisiones de dióxido de carbono

En línea con el devenir internacional en política ambiental, el Consejo de Ministros del Medio

Ambiente y Energía de la Comunidad Europea del 29 de octubre de 1990 fijó el objetivo común de estabilizar, para el año 2000, las emisiones de CO₂ al nivel que la Comunidad conjuntamente emitía en el año 1990. Como posterior objetivo, se planteaba el de ir reduciendo progresivamente las emisiones en el horizonte 2005 y 2010 (Commission of the European Communities, 1992a).

Consecuentemente, la Comisión elaboró una propuesta de estrategia comunitaria para limitar las emisiones de CO₂ y para mejorar la eficiencia energética (SEC(91)1744). El Consejo de Ministros conjunto de Energía/Medio Ambiente del 13 de diciembre de 1991 aprobó una propuesta, formada básicamente por tres elementos (Commission of the European Communities, 1993):

a) *Un conjunto de medidas regulatorias y voluntarias principalmente destinadas a mejorar la eficiencia energética.*

Estas medidas se concretaban en la aprobación de tres programas (9) para acrecentar la eficiencia energética dentro de la Comunidad, la promoción de acciones de desarrollo de fuentes nuevas o renovables de energía y la puesta en funcionamiento de nuevas tecnologías energéticas, entre sus principales objetivos.

b) *Una nueva iniciativa fiscal: una tasa mixta sobre emisiones de CO₂ y energía.*

Desde un punto de vista económico, tal como señalan Antón Valero y de Bustos Guadaño (1993), «un impuesto basado en la emisión de CO₂ derivada de la utilización de cada tipo de energía sería el más apropiado para alcanzar de manera específica el objetivo de reducción de las emisiones de CO₂. Sin embargo, al

considerar otros aspectos de la política comunitaria, como la seguridad en el abastecimiento energético, la reducción de la emisión de otros gases invernadero, la eficiencia en el uso de la energía, etc., puede resultar más apropiada la elección de un impuesto mixto de energía/CO₂».

La llamada ecotasa ha sido objeto de muchas polémicas y hasta la fecha no ha sido aprobada. Se han hecho numerosos estudios analizando cuáles serían las consecuencias económicas de su aplicación y qué efectos se conseguirían sobre las reducciones de emisiones de CO₂. Entre éstos, cabe mencionar el trabajo de Martín y Velázquez (1992), particularmente relevante por cuanto fue recogido como base para realizar ejercicios similares para los restantes países comunitarios. Una de las conclusiones de este estudio es la potencial pérdida de competitividad comunitaria si se planteara una política fiscal de este tipo sin que ello tenga lugar de modo parecido en los países competidores:

«... it may be asserted that, if tax policies aimed at limiting CO₂ emissions were pursued by the Community in isolation, the effects of the competitiveness of Spanish industry would surely be far from negligible. In the light of this analysis, and in view of the global character of the CO₂ problem. Community Action should preferably be part of an overall international effort to stabilize CO₂ emissions» (Martín y Velázquez, 1992, pág. 187).

En vista de la pérdida de competitividad relativa que podría suponer la introducción del impuesto para la industria comunitaria, se propuso también que su aplicación fuese condicionada a la introducción de un impuesto equivalente o de medidas de

efecto similar por parte de los restantes países miembros de la OCDE, para evitar esa pérdida de competitividad (10). Hasta la fecha no se ha llegado todavía a un compromiso sobre la aplicación del impuesto.

La elección del tipo de impuesto más indicado para alcanzar determinados objetivos de reducción de emisiones de CO₂ es un claro ejemplo de cómo la armonización por objetivos o por instrumentos tiene consecuencias distributivas distintas. La aplicación de un impuesto simple sobre CO₂ en lugar de un impuesto combinado energía-CO₂, si bien se relaciona más directamente con el objetivo de reducir las emisiones de CO₂, también tiene consecuencias distributivas y ambientales discutibles respecto de la alternativa del impuesto combinado. Así, entre otras consecuencias, la elección de un impuesto CO₂ favorecería un crecimiento de la energía nuclear:

«... a largo plazo, los costes económicos para alcanzar un determinado objetivo en emisiones de CO₂ puede resultar un 30 por 100 mayor mediante una tasa de energía que mediante una tasa sobre CO₂. Habría que destacar, sin embargo, que esta última suele ir acompañada por un crecimiento de la energía nuclear, que muchos consideran un peligro ambiental por sí misma» (Commission of the European Communities, 1992a, página 41).

c) *Elaboración de programas nacionales complementarios que conjuntamente permitieran alcanzar los objetivos establecidos por la Comunidad.*

Esto se haría siempre bajo la luz del principio de subsidiariedad; es decir, que la definición de los programas nacionales debería en cada caso tener en cuenta las especificidades eco-

nómicas, culturales y geográficas, entre otras características, de cada país miembro.

Esta mención del *principio de subsidiariedad*, y el hecho de establecer un *objetivo conjunto* (en lugar de individual) *en el nivel global de emisiones comunitarias*, son los dos puntos claves a tener en cuenta al analizar el programa nacional elaborado por el gobierno español en respuesta a la estrategia común anteriormente descrita.

2. Programa nacional de limitación de emisiones de CO₂

En el caso español, los objetivos y medidas contemplados en el Programa Nacional de limitación de emisiones de CO₂ (Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 1992), relativos al sector energético, provenientes del uso de combustibles fósiles con fines energéticos, se enmarcan dentro de las medidas comprendidas en el Plan Energético Nacional (PEN) 1991-2000 (Ministerio de Industria, Comercio y Turismo, 1991).

La posición española, reflejada en el contenido del programa nacional, se basa en los dos principios que mencionamos en el epígrafe anterior:

- En cuanto miembro de la Unión Europea, España propone no una reducción de sus emisiones, sino una corrección de la tendencia que éstas hubiesen tenido sin la adopción de las medidas propuestas en el PEN. Así, conjuntamente, el grupo de países comunitarios debe estabilizar sus emisiones, pero ello no significa un reparto lineal de las correcciones en nivel de emisiones, sino que algunos —como Es-

paña— incrementarán su cuota relativa mientras otros la reducirán.

- España justifica la necesidad de incrementar todavía su nivel de emisiones per cápita basándose en el principio de subsidiariedad, que permite tener en cuenta las especificidades nacionales en la definición práctica del objetivo global comunitario prefijado. Puesto que el crecimiento económico previsto en aquellas fechas para España era superior al de los otros socios comunitarios, y visto que se consideraba necesario reducir las diferencias económicas con ellos, el incremento de las emisiones per cápita de CO₂ era considerado, por parte del gobierno español, como una condición para alcanzar los objetivos de crecimiento económico. Esta posición encuentra su legitimación comunitaria en un acuerdo, incluido en el citado Consejo mixto de Energía y Medio Ambiente, según el cual:

«... los países miembros con bajo nivel de emisiones per cápita tienen el derecho de fijar objetivos y estrategias de acuerdo con sus necesidades de desarrollo social y económico...».

El cuadro n.º 1 presenta los datos de emisión per cápita de dióxido de carbono en la Unión Europea; países como España o Portugal emiten la mitad, o menos, que países como Alemania. Así, teniendo en cuenta el bajo nivel *relativo* (11) de sus emisiones per cápita, y dadas las previsiones de crecimiento económico que existían en el momento de elaborar el PEN y el Programa Nacional de Limitaciones de emisiones de CO₂, España justificaba su necesidad de aumentar hasta un 25 por 100 su nivel de emisiones per cápita de CO₂ en el año 2000 respecto del año 1990. Las proyecciones del nivel de emi-

CUADRO N.º 1

EMISIONES PER CÁPITA DE CO₂ (1989)

PAIS MIEMBRO	Índice
Bélgica	133
Dinamarca	122
Francia	79
Alemania	137
Grecia	84
Irlanda	103
Italia	81
Luxemburgo	400
Holanda	118
Portugal	45
Reino Unido	122
ESPAÑA	64
Media-europea	100

Fuente: Plan Energético Nacional 1991-2000, pág. 143.

siones de CO₂, con y sin medidas PEN, muestran que en lugar del 25 por 100 proyectado hasta el año 2000 hubiesen crecido en un 45 por 100, bajo las mismas premisas.

El caso de Luxemburgo presenta emisiones per cápita elevadísimas debido a la presencia de su industria exportadora de acero. Así, si Asturias se contabilizara no como parte de España, sino independientemente, probablemente resultaría en un nivel de emisiones per cápita similar al de Luxemburgo. Por otra parte, el relativamente bajo nivel de emisiones de Francia es atribuible a su opción por la energía nuclear.

La posición española en la negociación interna del club europeo para asignar las «cuotas» autorizadas de emisiones de CO₂ refleja los conflictos distributivos presentes en toda negociación entre países que, si bien son partícipes del proyecto europeo común, se encuentran en distintos puntos de lo que podríamos lla-

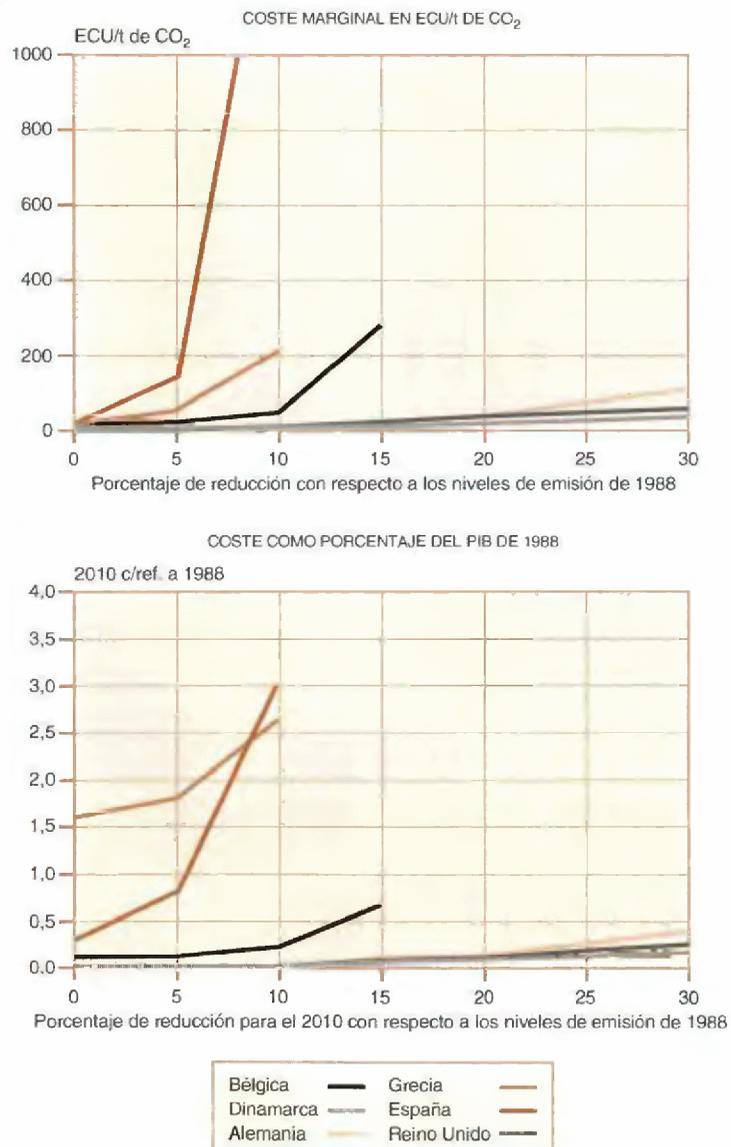
mar su «ciclo vital». Para los países más ricos y desarrollados, reducir sus emisiones tiene una prioridad relativa mayor con respecto a sus parámetros de desarrollo económico y bienestar social, puesto que el primero se encuentra en una fase más avanzada y para el segundo el peso del componente ecológico parece ser de mayor relevancia en sus opiniones públicas. También se da la circunstancia de que sus ecosistemas, bien por una predisposición geográfica y/o climática, bien por la mayor explotación sufrida durante su temprano desarrollo económico, suelen estar en peor estado o en situación de mayor vulnerabilidad. Finalmente, también se añade lo que podríamos llamar la «ventaja estadística» de que resulta menos oneroso y más fácilmente realizable reducir emisiones desde un punto de partida elevado, con un nivel de desarrollo económico bien establecido, que desde un punto de referencia de bajas emisiones y de potencial económico todavía por desarrollar.

En estas condiciones, aplicar una política uniforme de reducción de emisiones no podría más que acrecentar las desigualdades ya existentes dentro de la Unión Europea, y por ello tal eventualidad es claramente rechazada por los socios más pobres. Para éstos, además, el coste, *ceteris paribus*, de llevar a cabo reducciones de emisiones es mayor que para los miembros del Norte, por sus características en cuanto a infraestructuras y tecnologías. Países como, por ejemplo, Alemania han sido precursores en la producción e incorporación de tecnologías limpias, y por lo tanto una ulterior utilización de éstas para cumplir los objetivos comunitarios no conlleva un coste comparable con el

que representa para países como España. En su mayoría, los *late-comers* deberían de afrontar en parte una reestructuración de su aparato industrial y la importación de las tecnologías nece-

sarias para cumplir con los estándares si éstos se fijaran indiscriminadamente a escala comunitaria según los criterios más restrictivos de los países del Norte (12). El gráfico 1 muestra

GRAFICO 1
COSTE DE LA REDUCCION DEL CO₂
Evolución en Europa de la reducción desde su valor cero y desde el año de referencia



Fuente: Coherence (1991); Tabla 4.4

una comparación de los costes estimados para reducir las emisiones de CO₂ para seis países comunitarios, en términos de PIB y de coste marginal por tonelada en ecus.

Se observa, pues, que en ambos casos el coste para España crece dramáticamente a partir de niveles de reducción superiores al 5 por 100. Asimismo, en este estudio se afirma lo siguiente:

«Las diferencias entre España y Reino Unido, que en parte son debidas a distintas proyecciones de crecimiento de las emisiones de CO₂, son indicativas de las diferencias que podrían esperarse entre países de mayor y menor grado de desarrollo. La Comunidad Europea puede estabilizar emisiones acomodando esas diferencias siguiendo una política que autorice el crecimiento de emisiones en los países del Sur de Europa y reduciendo las de los países del Norte» (Riso National Laboratory, 1992, pág. 62).

En conclusión, podemos decir que, a escala interna europea, España encuentra en la desigualdad distributiva que implica para ella la reducción de emisiones la justificación para una política ambiental ralentizada en lo referente al problema de los gases invernadero. Esta argumentación, coherente en el contexto europeo, se fundamenta en la elección del punto de referencia desde el cual medir la posición española en el *ranking* de los emisores de dióxido de carbono. Si, en lugar de considerar la Unión Europea, se considera el contexto mundial, la interpretación podría ser otra. A escala mundial, España se encuentra, según datos de la IEA (International Energy Agency, 1993), entre los 20 primeros países por su contribución en porcentaje a las emisiones de CO₂. Si España tuviese que afrontar los compromisos de

Río (Martínez-Alier, 1993) como país individual, le correspondería el comportamiento de un país rico, y no tendría justificación para seguir aumentando sus emisiones. Por ello, el hecho de que los objetivos globales acordados puedan alcanzarse mediante estrategias conjuntas en grupos de países resulta de crucial importancia para España. En este caso, España se beneficia de que, aun siendo un país rico, puede adoptar el comportamiento de un socio pobre de un club de ricos.

IV. LA LLUVIA ACIDA: CIENCIA, ECONOMIA Y POLITICA EN SINERGIA

1. Ciencia, economía y política: una interacción constructiva

No pretendemos profundizar en los aspectos técnicos del fenómeno de la lluvia ácida, pero su tratamiento internacional merece nuestra atención por ilustrar paradigmáticamente un conjunto de fenómenos de gran importancia en la definición de las políticas ambientales y sus consecuencias económicas para las partes implicadas.

La ciencia ha sido el credo de los últimos siglos, y el instrumental de la teoría económica ha sido otro punto de referencia en las últimas décadas. La toma de conciencia de la problemática ambiental durante el último decenio tiene efectos más allá de sus objetivos declarados, como son ralentizar el daño ecológico derivado de las acciones humanas e intentar preservar nuestro patrimonio natural.

Para responder a la demanda social de «bienestar ecológico» se requiere la interacción entre distintas instituciones, grupos so-

ciales y estudiosos de diversas disciplinas. En concreto, ciencia, economía y política se mezclan indisolublemente en la elaboración de estrategias medioambientales. La ciencia, por un lado, encuentra legitimación en su estudio del cambio climático no ya en un sentido puro del conocimiento *per se*, sino con una finalidad de salvaguarda del planeta; legitimación y, por ende, justificación de su financiación, ya que en un mundo de recursos limitados incluso la investigación parece tener que entrar en la «carrera de la competitividad».

Por su parte, la ciencia económica no puede seguir manipulando el concepto de externalidades como una simple diversión teórica, sino que ha llegado el momento en que el aparato teórico necesita de una interfaz entre modelos y realidad. La evaluación de los daños ecológicos mediante los conocimientos de las ciencias naturales es, pues, un requisito necesario —aunque no suficiente— para que el instrumental económico pueda, a su vez, utilizarse como instrumento de análisis y definición de estrategia para los decisores políticos.

Los políticos, por último, se enfrentan a una presión creciente por parte de la opinión pública respecto de la necesidad de adoptar medidas efectivas frente a la degradación de nuestro entorno, y para ello necesitan de las asesorías de los dos grupos anteriores. Existe una contradicción entre la demanda colectiva por una mejora de la calidad ambiental del entorno y un comportamiento individual no siempre de acuerdo con esa aspiración colectiva. Los políticos tienen la tarea de asumir los costes de transacción necesarios para ofrecer a la colectividad lo que la suma de indi-

viduos como tales no podría conseguir —incluso presuponiendo un cierto grado de conciencia ecológica individual—, debido a los comportamientos de polización típicos de la problemática de los bienes públicos (13). Además, ni las generaciones futuras ni las demás especies pueden acudir a los mercados. Por tanto, ni los mercados habituales, ni los mercados «ecológicamente» ampliados mediante la otorgación de títulos jurídicos sobre bienes hasta ahora de acceso abierto, pueden garantizar una asignación de recursos que satisfaga criterios de eficiencia y equidad intergeneracional (o hacia las otras especies).

2. Los protocolos internacionales del azufre: Helsinki (1985) y Oslo (1994)

La definición de los protocolos internacionales del azufre, en particular del segundo de ellos, firmado en Oslo en el mes de junio de 1994 (14), pone de relieve la existencia práctica de las interacciones entre las tres dimensiones mencionadas. En el marco general del convenio de Ginebra, se firmó en 1985 el protocolo de Helsinki, el primer protocolo de reducción de emisiones de azufre. Ello dio lugar al denominado Club del 30 por 100, ya que el objetivo aprobado consistía en una reducción uniforme para todos los países participantes de un 30 por 100 en el nivel de sus emisiones con el horizonte temporal de 1993. Tal como se indicó en la sección relativa a las emisiones de CO₂, también se aplica aquí el hecho de que un porcentaje igual de reducción de emisiones indiscriminado para todos los participantes conlleva, seguramente, una desigualdad distributiva en las implicaciones económicas de la implementación de

la política conjunta aprobada (Castells, 1994). No todos los países miembros tienen las mismas características de ecosistema ni los mismos medios para aplicar las estrategias de reducción (15).

Estos antecedentes nos conducen al planteamiento de las características relevantes que hacen del segundo protocolo del azufre (Oslo) un acuerdo internacional medioambiental especial. La dimensión ciencia se ha plasmado en el uso, por primera vez en la negociación ambiental internacional, de un modelo de simulación para la generación de escenarios alternativos que ha servido de base al proceso de negociación (Amann, 1993). Se trata del modelo RAINS (Regional Acidification Information Simulation) elaborado por el IIASA (International Institute for Applied System Analysis, Austria). Este modelo incorpora, por una parte, datos geográficos y climáticos sobre las características y sensibilidades de los distintos ecosistemas existentes en todo el territorio estudiado, y por otra, los modelos de transporte transfronterizo de contaminación atmosférica. Las restricciones económicas se introducen mediante curvas de costes asociadas a cada país en función de sus características relativas a fuentes de contaminación, localización y tecnologías necesarias para reducir las emisiones. A partir de esos datos, elabora escenarios finales que establecen para cada socio un porcentaje de reducción de emisiones, así como una evaluación del coste que le representaría la consecución de ese objetivo (16).

Si consideramos las diferencias entre el primero y el segundo protocolo, vemos que la arbitrariedad y opacidad del proceso de construcción del protocolo ini-

cial, el de Helsinki, han sido reemplazadas por un proceso de mayor interacción entre las distintas dimensiones del problema durante la elaboración del protocolo de Oslo. Las desigualdades y arbitrariedades se han visto, en parte, reducidas por el hecho de proporcionar un escenario final diferenciado que toma en consideración para su elaboración las especificidades de los distintos ecosistemas, y por tanto no genera una solución lineal y arbitraria.

Pero toda medalla tiene su revés. Si bien, tal como acabamos de describir, puede interpretarse que el uso de RAINS ha dado lugar a un proceso menos arbitrario y más transparente de negociación, incluso un modelo como éste puede, por construcción, ser menos neutral de lo que uno podría esperar a priori de un instrumento técnico. Así, su uso puede, indirectamente, estar legitimando las desigualdades internas europeas, en cuanto los *inputs* de datos que alimentan el modelo para producir sus escenarios lleven incorporadas esas desigualdades, reflejadas, por ejemplo, en las funciones de costes. Abordamos a continuación la descripción de la posición española para la negociación del protocolo de Oslo, como ejemplo de un país que no consideraba razonables los costes relativos que para él representaba el asumir el objetivo diseñado por RAINS.

3. España y el segundo protocolo del azufre: especificidades

Las características geoclimáticas y de dimensión de nuestro país hacen que la aplicación indiscriminada de los resultados

del modelo RAINS para España tenga consecuencias distributivas significativas. En concreto, las especificidades más relevantes son:

1) La emisión de SO₂ en nuestro país no se reparte homogéneamente por el territorio (17), sino que existen prácticamente dos únicos focos importantes de emisiones, dos puntos negros, correspondientes a las centrales térmicas de As Pontes y de Andorra de Teruel. El modelo genera un escenario de protección basándose en los casos de mayor daño ecológico registrados en el país considerado. Así, se genera un valor uniforme de reducción para toda España basado en las deposiciones recogidas en las celdas de As Pontes y Andorra. La peculiaridad de nuestro país es que, siendo tan grande y con unos puntos de emisión tan localizados, el aplicar un valor uniforme de reducción para todo el territorio conlleva un coste mucho más alto que si se efectuara una estrategia localizada sobre los mayores puntos de emisión.

2) El estado inicial del ecosistema español, en cuanto al tema de acidificación, es, en términos relativos, mucho mejor que el de la mayoría de los demás participantes en el acuerdo. Se considera que el ecosistema, debido principalmente a factores climáticos y de calcareidad del suelo, se encuentra ya protegido en un nivel del 98 por 100. Se ha demostrado que el coste de conseguir mejoras en el nivel de protección del ecosistema cuando éste se halla protegido por encima del 95 por 100 es proporcionalmente mucho mayor.

Esto explica el porqué de la posición española durante el proceso de negociación, negándose a aceptar la imposición de un ni-

vel de reducción de emisiones de SO₂ del 55 por 100 para el año 2000 sobre el año base 1990, para la consecución del llamado 60 por 100 Gap Closure Scenario (18), que sería el escenario final del RAINS correspondiente al protocolo de Oslo. Finalmente, el acuerdo firmado por España fue de una reducción del 35 por 100 de sus emisiones (19), frente al 55 por 100 estimado inicialmente por RAINS (20).

En síntesis, se puede considerar que la negociación internacional en Europa sobre la lluvia ácida es ejemplo de las disparidades Norte-Sur; por un lado, por la prioridad ambiental que se le da —no coincidente con el peso del problema en países de nuestras características geoclimáticas— y, por otro, por la forma en que se generan y definen los escenarios objetivo, también en función, principalmente, de características más adecuadas a países del Norte de Europa, y que disponen de las tecnologías e infraestructuras necesarias para implementar las estrategias.

V. ARMONIZACION AMBIENTAL EUROPEA: ¿OBJETIVOS COMUNES O INSTRUMENTOS COMUNES?

La presentación de los casos de acidificación y efecto invernadero nos permite abordar la reflexión sobre los problemas de armonización en la política ambiental europea desde un punto de vista analítico que encuentra sus ilustraciones prácticas en los dos ejemplos ya descritos. Nuestro objetivo final, pues, es una discusión sobre las alternativas metodológicas en la armonización de la política ambiental, con

el énfasis puesto en las distintas consecuencias distributivas que implica la elección de una frente a otras (21).

La primera cuestión que se plantea para definir una política conjunta de medioambiente es la de decidir si lo que se establece son objetivos comunes o instrumentos comunes. La elección no es una simple cuestión semántica. El establecer un objetivo común para todos dejando libertad de forma en cuanto al medio de conseguirlo conlleva diferencias distributivas en la puesta en práctica de la política comunitaria, en cuanto que las características de cada miembro implican costes muy dispares para alcanzar un mismo objetivo.

Así, la definición de un valor máximo de emisión de gases contaminantes de los coches representa unos costes de puesta en práctica significativamente más altos para países como España, donde el parque automóvil debería de cambiar en mayor medida que lo que requerirían, por ejemplo, Alemania u Holanda para lograr ese mismo objetivo. Estos países ya han aplicado en sus propias legislaciones medidas más restrictivas que las comunitarias, y sus tecnologías han incorporado ya los cambios necesarios. No parece exagerado afirmar incluso que han sido los promulgadores de las regulaciones comunitarias más restrictivas, en cuanto que ellos fueron precursores en idearlas y en aplicarlas a nivel nacional, y luego sus propias industrias presionaron a sus gobiernos para lograr imponer sus estándares a nivel comunitario (22).

Por otro lado, fijar para toda Europa niveles de emisión per cápita similares a los españoles sería caro para los países más ricos,

pero supondría unas emisiones todavía superiores a la media mundial, y muy superiores a la mediana. De hecho, Agarwal y Narain (1991) han argumentado que las emisiones de CO₂ per cápita no deben exceder las que pueden ser absorbidas por la nueva vegetación y en los océanos, y que quienes sobrepasan ese límite deberían comprar una cuota a quienes no llegan.

El definir un instrumento común —i.e. instrumento fiscal— para una finalidad ecológica común no es garantía de un resultado homogéneo en todos los países miembros. Esa es una de las conclusiones a las que también llegaba el anteriormente mencionado estudio de Martín y Velázquez (1992):

«... this report makes it possible to confirm that, as expected, the effects of the energy/CO₂ tax on producer prices differ widely from one sector to another. Consequently, it is reasonable to expect that, even if a common energy tax rate were determined at a Community level, it would also have different impacts on individual Member States as they have diverse productive structure and fuel mix» (pág. 187).

Los efectos de un impuesto dependerán en gran medida de la estructura industrial de cada país, del grado de eficiencia del aparato de recaudación fiscal (nivel de fraude), del grado de economía sumergida, de las distintas posibilidades de elusión en función del grado de sustituibilidad del objeto fiscal, de la reacción social ante la aplicación de la medida, entre muchos otros factores de relevancia. Todos estos factores, junto con el marco legal e institucional, determinarán la incidencia real —probablemente no coincidente con la nominal— del impuesto definido común-

mente, y, según como sea esa incidencia, los efectos distributivos, así como la eficiencia del impuesto respecto de su objetivo declarado, podrán ser muy diferentes entre los distintos países miembros.

Vemos, pues, que no hay una respuesta a priori a la pregunta sobre la elección estratégica de objetivos o instrumentos para la definición de una política ambiental común. Ello confirma la dificultad en la elaboración de un marco general de actuación para la protección medioambiental en la Unión Europea, ya que para cada problema ecológico particular se establecerá un laborioso proceso de negociación en que todos y cada uno buscarán maximizar sus intereses. Estos, en general, no se definen en términos de prioridad medioambiental, sino que ese objetivo se subordina a restricciones políticas y económicas determinantes.

CONCLUSIONES

El análisis de la política ambiental desde el punto de vista de la equidad nos lleva, en primer lugar, a recordar distintos tipos de equidad en relación con esta problemática, a saber:

- Equidad intrageneracional: en este particular contexto, podríamos subdividir, a escala europea este aspecto en equidad internacional, entre los distintos miembros, y equidad interregional, entre las distintas regiones de cada país miembro. La implementación de la política comunitaria a escala nacional tiene consecuencias internas distributivas desiguales entre las distintas regiones.
- Equidad intergeneracional: los intereses de las generaciones

presentes, participantes de las negociaciones y consumidoras activas del «entorno», frente a los intereses de las generaciones futuras, ausentes en la negociación.

La situación inicial de la que se parte en la negociación medioambiental europea se caracteriza por unas distintas dotaciones iniciales de los distintos miembros del club europeo, sea la dotación natural de recursos (23), por una parte, o la dotación de poder de decisión y de medios económicos y tecnológicos para implementar las políticas medioambientales, por otra.

La evaluación de las dotaciones naturales iniciales no puede efectuarse con un simple patrón de medida, ni siquiera con los instrumentos que proporciona el conocimiento científico. En primer lugar, éste se enfrenta a un alto grado de incertidumbre en la comprensión de los fenómenos naturales, como por ejemplo el cambio climático (24). En segundo lugar, incluso presuponiendo la existencia de un hipotético patrón científico de medida, la evaluación de la dotación natural de cada miembro depende sustancialmente de los pesos atribuidos a las distintas facetas ecológicas. Así, en los países del Norte la percepción del peligro ecológico o lo que se ha venido a llamar la ecosensibilidad (25) está más desarrollada hacia problemas como el de la lluvia ácida que hacia el problema de la desertificación. Es redundante señalar que en España las prioridades serían inversas, como han demostrado recientemente los conflictos políticos y sociales en nuestro país en relación con la distribución del bien escaso «agua».

Así, cuando afirmamos que se parte de una dotación natural

desigual, nos referimos a que son distintas en sus características, pero evaluar si corresponden a una riqueza mayor o menor en términos ecológicos depende ya de los factores ligados a la dotación de poder económico, político y tecnológico. Es en función de estos parámetros como se acaban definiendo las prioridades de actuación para la protección ambiental. Estableciendo un símil, podríamos considerar la existencia implícita de un acuerdo por actuar en favor de los más «pobres» en términos ecológicos; es decir, en aquellas áreas más afectadas por problemas ecológicos. La paradoja consiste en que en el proceso de evaluación de la importancia del problema —y por lo tanto la medida de la «pobreza ecológica»— pesa significativamente el poder político y económico de cada país miembro, y por ello, si no se presta especial atención a esta tendencia, se podría dar el efecto perverso de que la institución comunitaria se convirtiera, para ciertos temas ambientales, en un mero vehículo legitimante de circulación *boomerang* de recursos. Ello reforzaría las desigualdades Norte-Sur existentes en Europa en contra de la tendencia a la cohesión que se considera premisa *sine qua non* para la plasmación del sueño europeo.

En cuanto a los conflictos regionales derivados de la aplicación interna de la política comunitaria, de acuerdo con el principio de subsidiariedad, no compete a la Institución Comunitaria el intervenir en esa dimensión. Así, las consecuencias a ese nivel dependen, en gran medida, de cuál sea la anticipación de cada país miembro para incorporar durante el proceso de negociación a escala comunitaria los potenciales conflictos inter-

nos que las medidas en discusión puedan acarrearle. La existencia de los fondos estructurales se justifica en aras a paliar las posibles desigualdades regionales, y es de suponer que en caso de que sean identificados efectos indeseados de aumento de desigualdades regionales como consecuencia de medidas comunitarias, se recurriría a estos fondos para paliar ese efecto perverso.

NOTAS

(*) Este artículo ha nacido del proyecto de investigación «Distributional conflicts as a constraint for national implementation and international harmonisation of environmental policy», realizando para la Dirección General XII de la Comisión Europea, contrato n.º EV5V-CT92-0139, junio 1994.

Los autores agradecen los comentarios de Silvio Fernández.

(1) Por ejemplo, los problemas de disponibilidad de agua tienen implicaciones para la agricultura, para el medio ambiente y para el turismo, y problemas añadidos institucionales en cuanto a distribución de competencias sobre el tema.

(2) Probablemente, con consecuencias de interpretación y análisis muy distintas, y la selección de los cuales por parte de los decisores implica consecuencias distributivas muy distintas.

(3) United Nations/Economic Commission for Europe, Long Range Transboundary Air Pollution (UN/ECE LRATP), Ginebra, 1979.

(4) Entre esos países, cabría mencionar Alemania y Holanda.

(5) Si bien las elasticidades estimadas a partir de la realidad en otros países pueden servir de referencia, cada modelo de sociedad origina unos comportamientos distintos, y por ello no podemos asegurar que la reacción de un grupo social ante una cierta medida sea la misma que la de otro grupo de distintas características culturales. Se recomienda siempre cautela, pues, en la «importación» de este tipo de información.

(6) El grado de acidificación de las precipitaciones en Europa se ilustra claramente en la figura 12 (pág. 37) de MOPTMA (1993), donde se puede comprobar que el problema es relativamente menor para los países del Sur del continente.

(7) Una interesante discusión sobre este aspecto se encuentra en FUNTOWICZ y RAVETZ (1993, 1994).

(8) Este matiz de «individual o conjuntamente» es particularmente importante para el caso español por el hecho de que su pertenencia a la Unión Europea le permite presentar su contribución no como Estado individual, en cuyo caso hubiera debido reducir sus emisiones, sino como parte de un grupo de países que, conjuntamente, en su área, deben de cumplir ese objetivo. Eso traslada la negociación de cómo se reparten las cuotas de emisiones a la dimensión europea, tal como se describe en el epígrafe III.2.

(9) SAVE: Special Action programme for Vigourous energy Efficiency (DG XVII); ALTERNER: ALternative ENERgy (DG XVII); THERMIE: TechNologies EuRopéennes pour la Maitrise de l'Energie (DG XVII).

(10) *European Economy*, marzo 93, op. cit.

(11) En relación con los países miembros de la Unión Europea.

(12) Para una interesante discusión sobre los intereses industriales en la definición de la política ambiental europea, véase DIETZ, van der STRAATEN y van der VELDE (1991).

(13) Para una discusión sobre el dilema social en la provisión de los bienes públicos, véase AQUINO, STEISEL y KAY (1992).

(14) Para más informaciones sobre el segundo protocolo del azufre, véase AGREN (1994).

(15) Para una ilustración de las diferencias, véase la figura 2.4 (pág. 13) en DOWNING, HETTELINGH y DE SMET (1993), en donde se muestran las deposiciones de dióxido de azufre en el territorio europeo para 1990.

(16) Aun evitando adentrarnos en una descripción técnica del modelo RAINS, queremos no obstante mencionar el concepto que fundamenta la elaboración del nuevo acuerdo, en cuanto piedra angular de éste: el concepto de carga crítica, definido en NILSSON y GREENFELT (1988). Se define la carga crítica de un ecosistema respecto de un contaminante como el nivel máximo de tolerancia por encima del cual el ecosistema puede registrar daños irreversibles. Así, el modelo RAINS toma en consideración los distintos niveles de carga crítica a lo largo de todo el territorio europeo y, por lo tanto, incorpora las especificidades de cada ecosistema, así como su vulnerabilidad a la agresión de factores contaminantes.

(17) Como país de contraste dentro de Europa, piénsese en Holanda, con su pequeño territorio altamente poblado e industrializado, donde las emisiones registran niveles menos dispares en su territorio.

(18) Ese escenario corresponde a conseguir en todo el territorio del acuerdo una reducción del 60 por 100 del exceso sobre la carga crítica registrada en 1990.

(19) Comunicación personal del MOPTMA.

(20) La desconfianza oficial española respecto de RAINS podría apoyarse también en el siguiente hecho. Ha habido protestas ecologistas contra la central térmica de Andorra (Teruel), con un caso judicial abierto por presunto delito ecológico y una reclamación por

daños del orden de 3.000 millones de pesetas, aunque RAINS indica que las emisiones de esa central no exceden la «carga crítica» para la zona. Por otra parte, RAINS indica que la central térmica de As Pontes, en Galicia, es claramente contaminante, ya que se registra exceso importante sobre la carga crítica, y sin embargo no hay abierto ningún proceso por delito ecológico.

(21) Para el lector deseoso de una descripción de la evolución histórica de la política ambiental comunitaria, recomendamos el trabajo conjunto recogido en JUDGE (1993).

(22) Referencias más detalladas en AGUILAR (1993); COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1990); HOURCADE, SALLES y THÉRY (1992).

(23) Podemos considerar que ésta es exógena a pesar de que la acción humana no sea ajena a cierto grado de daño ecológico presente en los distintos ecosistemas. Sin embargo, siendo éste el punto de partida de las negociaciones, tomamos la dotación natural presente como exógena visto que las decisiones políticas sólo podrán alterar eventualmente su evolución futura, pero no cambiar lo que ya está hecho ni las características naturales de los ecosistemas.

(24) Unas interesantes referencias acerca de la gran incertidumbre científica en la modelización del cambio climático son BOEHNER-CHRISTIANSEN (1994) y WIGLEY (1994).

(25) *Distributional conflicts as a constraint for national implementation and international harmonisation of environmental policy*. El contenido del presente artículo se basa en este informe realizado para la DG XII de la Comisión Europea, investigación en que han participado ambos autores. Contrato n.º EV5V-CT92-0139.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- AGARWAL, Anil, y NARAIN, Sunita (1991), *Global warming in an unequal World: a case of environmental colonialism*, Centre for Science and Environment, Nueva Delhi.
- AGREN, Christer (1994), «The marking of a protocol», *Acid News*, n.º 1, págs. 10-14.
- AGUILAR, Susana (1993), «Análisis comparado de políticas ambientales: el control de la contaminación atmosférica en España y Alemania», *Política Ambiental*, n.º 10, páginas 49-84.
- AMANN, Markus (1993), «Transboundary air pollution», *OPTIONS*, número invierno, páginas 4-9.

ANTÓN VALERO, Vicente, y DE BUSTOS GUADAÑO, Andrés (1993), «Una estimación del impacto en precios debido a la implantación del impuesto CO₂/energía en España», *10th International Conference on input-output techniques*, Sevilla, España, 29 de marzo-2 de abril.

AQUINO, Karl; STEISEL, Victoria, y KAY, Avi (1992), «The effects of resource distribution, voice, and decision framing on the provision of public goods», *Journal of Conflict Resolution*, vol. 36, n.º 4, págs. 665-687.

BOEHNER-CHRISTIANSEN, Sonja (1994), «Global climate protection policy: the limits of scientific advice. Part I», *Global Environmental Change*, vol. 4, n.º 2, págs. 140-159.

CASTELLS, Nuria (1994), «Política ambiental atmosférica: l'Estat espanyol en el contexte europeu», *Medi Ambient: Tecnologia i Cultura*, Monográfico: *La porta verda de l'economia*, n.º 9, págs. 38-51.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1990), «Política de medio ambiente en la Comunidad Europea», Oficina de Publicaciones, Luxemburgo.

— (1992a), «The climate challenge: Economic aspects of the Community's strategy for limiting CO₂ emissions», *European Economy*, número 51.

— (1992b), *Treaty on European Union*, Oficina de Publicaciones, Luxemburgo.

— (1993), «The economic effects of the proposed CO₂/energy tax», *European Economy, Supplement A. Recent Economic Trends*.

DIETZ, Frank J.; VAN DER STRAATEN, Jan, y VAN DER VELDE, Menno (1991), «The European Common Market and the environment: The case of the emission of NO_x by motor cars», *Review of Political Economy*, vol. 3, n.º 1, páginas 62-78.

DOWNING, R. J.; HETTELINGH, J. P., y DE SMET, P. A. M. (1993), *Calculation and mapping of critical loads in Europe: Status report 1993*, Coordination Center for Effects, RIVM, National Institute of Public Health and Environmental Protection, RIVM Report número 259101003.

FUNTOVICZ, Silvio O., y RAVETZ, Jerome R. (1992), «Three types of risk assessment and the emergence of post-normal science», en KRIMSKY, Sheldon, and GOLDING, Dominic (editores), *Social Theories of Risk*, Praeger, Londres.

— (1993), «El valor de un ruiseñor. La economía ecológica como ciencia posnormal», en *Epistemología política: ciencia con la gente*,

67-87. Centro Editor de América Latina, S. A. (próxima edición en Editorial Icaria).

— (1994), «The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science», *Ecological Economics*, vol. 10, n.º 3, págs. 197-207.

HOURCADE, Jean-Charles; SALLES, Jean-Michel, y THÉRY, Daniel (1992), «Ecological economics and scientific controversies. Lessons from some recent policy making in the EEC», *Ecological Economics*, n.º 6, págs. 211-233.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (1993), *Energy environment update*, Paris, IEA, 1993.

JUDGE, David (ed.) (1993), *A green dimension for the European Community: Political issues and processes*, Londres, Frank Cass and Company Limited.

MARTÍN, Carmela, y VELÁZQUEZ, Francisco J. (1992), «Some sectoral implications of Community taxes to limit CO₂ emissions: Spain as a case study», en *European Economy, The Economics of limiting CO₂ emissions*, Special edition n.º 1, Comisión de las Comunidades Europeas, Directorate for Economic and Financial Affairs, págs. 185-202.

MARTÍNEZ-ALIER, Joan (1993), «Distributional obstacles to international environmental policy: the failures at Rio and prospects after Rio», *Environmental Value*, n.º 2, págs. 97-124.

MINISTERIO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO (1991), «Plan Energético Nacional 1991-2000», Secretaría General de la Energía y Recursos Minerales, Madrid: CIEMAT y Centro de Publicaciones del Ministerio de Industria, Comercio y Turismo.

MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE (1992), «Programa Nacional de Limitación de Emisiones de CO₂», Dirección General de Política Ambiental, Madrid, 1992.

— (1993), *Calidad del aire en España 1990*, Dirección General de Política Ambiental.

NILSSON, J., y GREENFELT, P. (1988), *Critical loads for sulphur and nitrogen*, Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1988:15.

RISO NATIONAL LABORATORY (1992), *UNEP greenhouse gas abatement costing studies. Phase one report*, UNEP (United Nations Environment Programme).

UNITED NATIONS y UNEP/IUCC (1993), *Convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático*, 1993.

WIGLEY, Tom M. L. (1994), «Outlook becoming hazier», *Nature*, vol. 30, junio, págs. 709-710.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987), *Our common future*, Oxford, Oxford University Press.

Resumen

Este artículo analiza los problemas distributivos asociados a la armonización de la política ambiental de la Unión Europea desde la perspectiva española. Se estudian dos problemas medioambientales: emisiones de dióxido de carbono y lluvia ácida. Se describen los acuerdos internacionales correspondientes en que España participa y su posición en ellos. Estos dos ejemplos permiten analizar los conflictos distributivos relacionados con la elección de instrumentos y la definición de objetivos para la aplicación de la política ambiental conjunta. La elección de armonizar instrumentos u objetivos no es neutral en cuanto sus consecuencias en términos de equidad son distintas.

Palabras clave: efectos distributivos, equidad, instrumentos económicos, política ambiental, Unión Europea, España, CO₂, lluvia ácida.

Abstract

This paper analyzes, from the Spanish perspective, the distributional conflicts related to the harmonization of environmental policy in the European Union. Concretely, it addresses two environmental problems: CO₂ emissions and acid rain. Spain's participation in international agreements related to these issues is also described. The two examples illustrate the distributional conflicts that arise when the objectives of a common environmental policy and the instruments for its implementation are defined. The harmonization of instruments and objectives (standards) is not neutral, since the equity trade-off varies significantly.

Key words: distributional effects, equity, economic instruments, environmental policy, European Union, Spain, CO₂, acid rain.

JEL classification: Q280.