

Universitat de València.
Departament d'Economía Aplicada



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

**ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA
LLUVIA ÁCIDA: UNA PROPUESTA
DE INSTRUMENTO DE CONTROL**

Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales

Fecha de Entrada *19-noviembre 1996*

Fecha de Lectura *20-diciembre 1996*

Calificación *Apto "Cum laude" por
unanimidad*

Autor: Francisco J. Higón Tamarit
Director: Jose Manuel Roig Cotanda

Valencia, Noviembre de 1.996

Vº Bº

J. M. Roig

UMI Number: U607262

All rights reserved

INFORMATION TO ALL USERS

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted.

In the unlikely event that the author did not send a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if material had to be removed, a note will indicate the deletion.



UMI U607262

Published by ProQuest LLC 2014. Copyright in the Dissertation held by the Author.
Microform Edition © ProQuest LLC.

All rights reserved. This work is protected against
unauthorized copying under Title 17, United States Code.



ProQuest LLC
789 East Eisenhower Parkway
P.O. Box 1346
Ann Arbor, MI 48106-1346

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA
CC. SOCIALS
BIBLIOTECA
Nº Registre 2065
DATA 19/4/99
SIGNATURA BID.T 578
Nº LIBIS: 799257

Debit 799175

INTRODUCCIÓN.....	viii
1. LA LLUVIA ÁCIDA. CARACTERIZACIÓN DE UN FENÓMENO DE CONTAMINACIÓN.....	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. LA LLUVIA ÁCIDA. DELIMITACIÓN DE UN FENÓMENO DE CONTAMINACIÓN.....	2
1.2.1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.2.2. DEFINICIÓN.....	3
1.3. LA LLUVIA ÁCIDA: DAÑOS CAUSADOS.....	7
1.3.1. LOS DAÑOS SOBRE LA SALUD.....	7
1.3.2. LOS DAÑOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.....	11
1.3.3. LOS DAÑOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES.....	13
1.3.4. VALORACIÓN GLOBAL.....	23
1.4. LOS MECANISMOS TÉCNICOS DE CONTROL.....	27
1.4.1. LAS FUENTES ESTÁTICAS.....	31
1.4.2. LAS FUENTES MÓVILES.....	38
1.5. LA SITUACIÓN A NIVEL INTERNACIONAL.....	43
1.5.1. EL CASO ESPAÑOL.....	75
1.6. PLAN DE TRABAJO.....	90
ANEXO 1.....	94
2. ECONOMÍA Y MEDIO AMBIENTE.....	96
2.1. INTRODUCCIÓN.....	96
2.2. LA ECONOMÍA CLÁSICA Y EL MEDIO AMBIENTE.....	104
2.3. LOS ECONOMISTAS NEOCLÁSICOS Y EL MEDIO AMBIENTE.....	111
2.4. DE LA ECONOMÍA AMBIENTAL A LA ECONOMÍA ECOLÓGICA.....	133
2.4.1. ECONOMÍA AMBIENTAL.....	133
2.4.2. ECONOMÍA ECOLÓGICA.....	141
2.4.3. EL DEBATE ENTRE ECONOMÍA AMBIENTAL Y ECONOMÍA ECOLÓGICA.....	152
2.4.4. LA ENTRADA DEL MEDIO AMBIENTE EN EL ESCENARIO SOCIAL.....	155
ANEXO 2.....	163

3. EL ANÁLISIS ECONÓMICO DEL MEDIO AMBIENTE	168
3.1. INTRODUCCIÓN	168
3.2. LA TEORÍA DE LOS EFECTOS EXTERNOS	170
3.2.1. LA CONSOLIDACIÓN DEL CONCEPTO	175
3.3. LA TEORÍA DE LOS BIENES PÚBLICOS	183
3.3.1. INTRODUCCIÓN	184
3.3.1.1. La oferta conjunta	185
3.3.1.2. Dificultades de exclusión	186
3.3.1.3. Generación de efectos externos	188
3.4. LA INTERIORIZACIÓN DE LOS EFECTOS EXTERNOS	189
3.4.1. EL PAPEL DEL MERCADO	191
3.4.2. LA INTERVENCIÓN DEL ESTADO	196
3.4.2.1. Regulación indirecta	197
3.4.2.2. Regulación directa	216
3.4.2.3. Persuasión moral	220
3.4.4. A MODO DE RESUMEN	220
3.5. LOS TRIBUTOS Y LA PROTECCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE	222
3.5.1. CLASIFICACIÓN	222
3.5.2. GASTOS FISCALES	226
3.5.3. LOS IMPUESTOS AMBIENTALES	227
3.6. EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN	231
3.6.1. INTRODUCCIÓN	231
3.6.2. CAPACIDAD DE ABSORCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE	233
3.6.2.1. Asignación óptima de la contaminación	234
3.6.3. LOS CONTAMINANTES Y SU ÁMBITO DE ACTUACIÓN	239
3.6.4. LOS CONTAMINANTES DEL AIRE Y DEL AGUA	241
3.6.5. LOS CONTAMINANTES Y SUS PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN	242
3.6.6. LOS CONTAMINANTES Y SUS FUENTES DE EMISIÓN	243
3.6.6.1. Fuentes estacionarias	243
3.6.6.2. Fuentes móviles	248
3.7. MECANISMOS DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES	251
3.8. BENEFICIOS Y COSTES ASOCIADOS CON LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN	255
3.8.1. LOS DAÑOS DE LA CONTAMINACIÓN: LOS BENEFICIOS DE SU REDUCCIÓN	255
3.8.2. MÉTODOS DE VALORACIÓN	264
3.8.2.1. Introducción	264
3.8.2.2. El método de los costes evitados o inducidos	265
3.8.2.3. El método del coste de viaje o desplazamiento	267

3.8.2.4. El método de los precios hedónicos.....	268
3.8.2.5. El método de valoración contingente.....	271
3.8.2.6. Los problemas de agregación.....	275
3.8.3. LOS COSTES DE REDUCIR LA CONTAMINACIÓN.....	277
3.8.3.1. Los costes de oportunidad.....	278
3.8.3.2. Otros costes del control de la contaminación.....	278
3.8.3.3. El descuento.....	280
ANEXO 3.....	283
4. EL DISEÑO DEL HECHO IMPONIBLE DE UN IMPUESTO CONTRA LA LLUVIA ÁCIDA.....	286
4.1. INTRODUCCIÓN.....	286
4.2. CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LA LLUVIA ÁCIDA.....	289
4.2.1. INTRODUCCIÓN.....	289
4.2.2. LA DIMENSIÓN TEMPORAL.....	294
4.2.3. LA DIMENSIÓN ESPACIAL.....	296
4.2.3.1. La Parábola de la Isla d'Eempio.....	296
4.2.4. LA DIVERSIDAD DE LOS CONTAMINADORES.....	303
4.2.5. DEL ANÁLISIS ECONÓMICO A LA PRÁCTICA DEL DISEÑO DE POLÍTICAS.....	306
4.2.6. LA NECESIDAD DE INTERVENCIÓN REEXAMINADA.....	308
4.3. EL DISEÑO DEL IMPUESTO.....	313
4.3.1. INTRODUCCIÓN.....	316
4.3.2. EXPERIENCIAS PRÁCTICAS: LA FISCALIDAD Y LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA.....	320
4.3.2.1. La lucha contra el efecto invernadero: la fiscalidad del carbono.....	320
4.3.2.2. El control de la fuentes estáticas.....	334
4.3.2.3. Los gravámenes sobre insumos.....	339
4.3.2.4. La imposición sobre las fuentes móviles.....	340
4.3.3. UNA PROPUESTA DE IMPUESTO CONTRA LA LLUVIA ÁCIDA.....	343
4.3.3.1. Del hecho imponible a la base imponible.....	343
4.3.3.2. Sujeción, exención, y gravamen a tipo cero. El sujeto pasivo.....	351
4.3.3.3. De la tarifa a la cuota del impuesto.....	354
4.3.3.4. Las bonificaciones y deducciones de la cuota.....	357
4.3.3.5. La liquidación del impuesto.....	359
4.4. EL FUNCIONAMIENTO DEL IMPUESTO.....	362
4.4.1. EL CASO DE LAS FUENTES ESTÁTICAS.....	363
4.4.2. EL CASO DE LAS FUENTES MÓVLES.....	365
4.4.3. PROBLEMAS DE APLICACIÓN.....	367

4.5.	OTRAS CONSIDERACIONES DE INTERÉS	368
4.6.	APROXIMACIÓN A LOS EFECTOS DEL IMPUESTO SOBRE LA LLUVIA ÁCIDA	370
4.6.1.	ESTIMACIÓN DE LA CAPACIDAD RECUADATORIA DEL IMPUESTO.....	370
4.6.2.	RECUADACIÓN POR EL GRAVAMEN SOBRE FUENTES ESTÁTICAS	370
4.6.3.	RECUADACIÓN POR EL GRAVAMEN SOBRE FUENTES MÓVILES	372
	CONCLUSIONES.....	376
	BIBLIOGRAFÍA.....	383

“ There was a period when the economy seemed to be performing well and economists accorded to economic system applause and themselves a considerable volume of self-congratulation.”

John Kenneth Galbraith

INTRODUCCIÓN.

La lluvia ácida es uno de los casos de contaminación más habituales a lo largo y ancho del planeta. Los primeros intentos serios de controlar las emisiones de sus agentes causantes tienen sus orígenes en la década de los setenta. No obstante, es ahora cuando el conocimiento científico en referencia a sus causas y a sus efectos está suficientemente maduro como para diseñar políticas exitosas. Mi conocimiento particular sobre el fenómeno comienza cuando a finales de los ochenta la prensa empezó a hacerse eco del importante declive que estaban experimentando los bosques de las comarcas valencianas de Els Ports y Morella. Un buen número de expertos opinaba que el origen del problema estaba en las emisiones de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno emitidos por una central térmica sita en Andorra, en la provincia de Teruel. Por lo visto la combustión del carbón empleado en la misma generaba, entre otros compuestos, ambos tipo de gases que eran los factores determinantes de que se produjera el fenómeno.

El propósito de este trabajo consiste en efectuar una caracterización económica de la lluvia ácida así como en definir un instrumento que permita su control. El análisis se llevará a cabo desde la perspectiva de la economía del bienestar, empleando categorías económicas tales como los efectos externos o los bienes públicos. Además, el enfoque planteado tratará de dar tanto una visión positiva de este tipo de contaminación, describiéndolo y calificándolo a la luz del

instrumental económico existente, como una visión normativa, es decir de avanzar en el planteamiento de instrumentos para su control.

Con estos objetivos, el trabajo se ha estructurado en cuatro partes. Por un lado, se ha comenzado planteando una visión positiva sobre la lluvia ácida. Empezando por el examen de la situación del conocimiento científico en relación con la definición del fenómeno, de los efectos que produce y de los medios técnicos disponibles para su control y continuando con una revisión de los datos disponibles, tanto a nivel internacional como a nivel nacional de las repercusiones del fenómeno. En este sentido, no nos hemos limitado a la recogida de información sobre este caso de contaminación sino que también se han efectuado elaboraciones de los datos con el objetivo de definir aquellas pautas y elementos que pueden facilitar el análisis normativo posterior, siendo especialmente innovador el análisis efectuado en relación con la dimensión internacional del fenómeno. En este apartado también se han revisado algunas de las primeras evaluaciones económicas en relación con la lluvia ácida.

Esta primera fase del trabajo permite vislumbrar la necesidad de intervenir para controlar la lluvia ácida, pero también da muestra de las indefiniciones y carencias del instrumental analítico convencional. Por todo ello se aborda una segunda parte, consistente en efectuar una revisión selectiva de la literatura económica, buscando encontrar enfoques más adecuados para el análisis económico de la contaminación. Como resultado de este trabajo se puede evidenciar la existencia de una ruptura entre la economía convencional, el modelo neoclásico y una nueva rama, crítica con los enfoques convencionales, que plantea nuevas alternativas a la actuación económica en relación con el medio ambiente, la denominada economía ecológica.

El estado preparadigmático de esta última rama de la economía, nos lleva a plantearnos como perspectiva más posibilista la derivada de la aplicación del enfoque convencional. No obstante, se tratarán de introducir en el análisis toda una serie de reposicionamientos derivados de la visión más comprehensiva de los fenómenos ambientales propia de la economía ecológica. En este sentido se plantea la tercera parte. En ella se muestra el instrumental económico que se va a emplear, tanto para la caracterización del fenómeno como para su control.

En esta tercera parte se introducen una serie de aspectos relacionados con el análisis económico del medio ambiente. Se revisan algunas de las cuestiones básicas relativas a la problemática de la valoración de los bienes ambientales y se introducen algunas taxonomías relevantes para la comprensión y búsqueda de soluciones ante problemas ambientales. También se introducen los conceptos de efectos externos y de bienes públicos y se plantean los mecanismos adecuados para la interiorización de los efectos externos. Del estudio de las distintas perspectivas existentes se deriva que el enfoque de la regulación indirecta es el que mejor se adecua al control de la lluvia ácida. Concretamente, se opta por la intervención mediante un impuesto ecológico, dado que la literatura ofrece abundantes argumentos para su utilización con objeto de interiorizar efectos externos de tipo ambiental. En esta parte del trabajo se concluye que la superioridad de los instrumentos de regulación indirecta sobre los de regulación directa no implica que estos segundos deban desaparecer del panorama de la protección ambiental. Más aún, el hecho de que opinamos que todo instrumento de regulación indirecta debe insertarse en un marco adecuado de normas ambientales, perspectiva que se enfrenta a la tendencia, cada vez más fuerte, en favor de la desregulación.

Por último, en la cuarta parte se aborda específicamente la caracterización del fenómeno así como el diseño de un instrumento, concretamente de un

impuesto, destinado a ser el eje central de un programa de lucha contra la lluvia ácida. En este capítulo se repasan aquellos conceptos determinantes de la naturaleza del fenómeno que afectan al diseño del impuesto, se repasan aquellas experiencias relativas a figuras con propósitos similares y se proponen los principios básicos y los elementos propios del impuesto.

Finalmente, en el capítulo destinado a las conclusiones se recogen los principales resultados derivados de la investigación. En concreto se destaca la necesidad de que el impuesto grave las emisiones de precursores de lluvia ácida y no tenga otro hecho imponible, también se destaca el hecho de que la figura nace con vocación de globalidad. No obstante, se propone su establecimiento en relación con el ámbito de la Comunidad Europea, que parece ser una opción más viable.

Las perspectivas de recaudación del impuesto son importantes, aunque también los efectos distorsionadores sobre el empleo, los precios y el crecimiento parecen ser destacables. Todo lo cual implica la necesidad de introducir el impuesto no de forma aislada, sino coordinado con otra serie de medidas de cara a alcanzar lo que se ha denominado la “reforma fiscal ecológica”, es decir, un cambio en las estructuras tributarias que quite protagonismo a la imposición tradicional, especialmente a aquella que grava el empleo y frena la inversión, garantizando lo máximo posible la neutralidad y equidad del conjunto del sistema fiscal.

1. LA LLUVIA ÁCIDA. CARACTERIZACIÓN DE UN FENÓMENO DE CONTAMINACIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

Vamos a proceder a examinar este fenómeno. Para ello comenzaremos por definirlo. A continuación examinaremos cuáles son los daños que causa, tanto desde la perspectiva de su enumeración como desde la de su valoración, con ello obtendremos una primera aproximación de los beneficios derivados del control de la lluvia ácida. Seguidamente plantearemos los mecanismos técnicos existentes para su reducción y en este punto aprovecharemos para aproximar los costes en que se incurriría para controlar la lluvia ácida. Tras ello examinaremos cuál es la situación del fenómeno, tanto a escala global como a nivel de nuestro país, para concluir recapitulando con la información presentada, sobre algunos de los elementos y variables que nos van a ser de utilidad para el control de la lluvia ácida.

1.2. LA LLUVIA ÁCIDA. DELIMITACIÓN DE UN FENÓMENO DE CONTAMINACIÓN.

1.2.1. INTRODUCCIÓN.

La **lluvia ácida**¹, no es un problema medioambiental reciente. De hecho fue definida y caracterizada en 1.852 por el químico británico Robert Angus Smith que en su obra *The beginnings of chemical climatology* la describió tal y como hoy la conocemos.

Esta denominación engloba más que un fenómeno, todo un conjunto de ellos. Los estudios al respecto de la lluvia ácida están muy lejos de mostrar consenso en lo que se refiere a sus características, y pese a la existencia de un substrato común en su definición, existen también importantes divergencias entre algunas de sus definiciones.

En primer término, y para centrar nuestro estudio, vamos a introducir una serie de conceptos básicos antes de proceder al análisis económico del fenómeno.

Cuando hablamos de nuestro objeto de estudio empleamos el término ácido, lo cual hace referencia a una serie de compuestos químicos que se pueden presentar

¹ Deposición ácida es la denominación científicamente correcta, no obstante se alterna en el texto con "lluvia ácida" término de uso más frecuente, que, no obstante, no recoge todas las connotaciones del término deposición.

tanto en forma sólida, líquida o gaseosa dentro de la naturaleza. Para determinar la acidez de una solución acuosa hay que examinar su *pH*, proceso que consiste en la medición de la concentración de iones de hidrógeno sueltos, con carga positiva (H^+). Como la escala del *pH* es logarítmica, cada incremento de un número entero representa un cambio exponencial en la concentración².

En soluciones muy concentradas los citados iones poseen la capacidad de romper determinados compuestos químicos mediante el desplazamiento de aquellos de sus componentes que tienen una carga eléctrica débil.

La escala *pH* viene dada por:

**pH* = 0 medio ácido.

**pH* = 14 medio básico.

**pH* = 7 medio neutro.

El agua *pura*, tal y como se encuentra en la naturaleza, es más bien ácida que básica y tiene un *pH* que se suele situar alrededor de 5'6.

1.2.2. DEFINICIÓN.

El origen de la *deposición ácida* está en la emisión de anhídrido sulfuroso (SO_2) y distintos óxidos de nitrógeno (NO_x) a partir del uso de combustibles fósiles. El fenómeno de acidificación se produce como consecuencia de la oxidación del anhídrido sulfuroso y de los óxidos del nitrógeno, proceso que da lugar a la

² Al tratarse de un logaritmo decimal la concentración de iones de hidrógeno varía exponencialmente con base diez. Así una solución con *pH* 4 es 10 veces más ácida que una con *pH* 5, y 100 veces más ácida que una con *pH* 6.

aparición de ácido sulfúrico (SO_4H_2) y ácido nítrico (NO_3H), respectivamente. Multitud de estudios incluyen dentro de los agentes causantes de la lluvia ácida otros compuestos, como el ozono (O_3), el amoníaco (NH_3) o el ion amonio (NH_4^+),... Aunque por homogeneizar, asumiremos que básicamente anhídrido sulfuroso y óxidos de nitrógeno están en el origen del fenómeno.

La *deposición ácida*, se da a través de dos tipos de fenómenos que vamos a describir a continuación, en primer lugar la deposición húmeda o precipitación ácida y en segundo término la deposición seca o sólida.

La deposición húmeda, o más correctamente, las **precipitaciones ácidas**, se produce cuando las precipitaciones arrastran los sulfatos y nitratos de la atmósfera, lo cual se puede producir de uno de los siguientes modos:

1) Las sales ácidas de la atmósfera pueden ser arrastradas simplemente a través del papel limpiador que ejerce la lluvia sobre el aire existente bajo las nubes.

2) La humedad de las nubes puede causar la acumulación de las partículas de sal, generándose gotas de lluvia o copos de nieve ácidos.

Por su parte la deposición sólida se debe a varios procesos según los cuales gases y partículas se depositan en los distintos ecosistemas.

Aunque se ha mejorado de forma notable, el desconocimiento al respecto de la deposición ácida sigue siendo importante. La incertidumbre afecta a elementos tan esenciales como son: la medición de los efectos de la deposición sólida,

determinar como afecta el transporte por la atmósfera de los precursores³ (gases y aerosoles) y, por último, como las propias características de la zona de recepción del fenómeno pueden acentuar o atenuar los efectos de la deposición.

Es muy posible que los efectos de la deposición ácida sólida sean, al menos, tan destructivos como los de las precipitaciones ácidas, ya que los compuestos pueden acumularse y, en contacto con la humedad, transformarse en ácidos tanto o más concentrados que los derivados de la deposición húmeda.

Por lo que se refiere al transporte de los agentes contaminantes la dimensión internacional del mismo es fundamental. Así, por ejemplo, en Europa, donde un número importante de países están situados en un área relativamente pequeña, el transporte transfronterizo añade complejidad adicional al problema.

Debemos de considerar en todo momento que las fuentes de precursores de origen humano, o fuentes antropogénicas, son notablemente más importantes en las zonas urbanizadas e industrializadas que las fuentes naturales. En general, las estimaciones del International Panel on Climate Change (IPCC) de 1.992, sugieren que las fuentes antropogénicas son responsables de entre el 55 y 80% de las emisiones de azufre, y de éstas, aproximadamente el 90% se generan en el hemisferio norte. Por lo que hace referencia al nitrógeno, las estimaciones sitúan en planos similares a las emisiones naturales y a las antropogénicas, siendo máximo responsable de las antropogénicas las emisiones derivadas de combustibles fósiles, pero sin poder despreciar las provenientes de la combustión de biomasa⁴.

³ Con el término **precursores**, designaremos desde ahora a los agentes contaminantes que a través de distintos procesos químicos terminan dando lugar a los ácidos que caracterizan a la lluvia ácida.

⁴ U.N.E.P. (1.994): *Environmental Data Report*. Blackwell, Oxford. Págs 19-20.

Aunque el conocimiento en relación con emisiones y deposiciones ha aumentado considerablemente no siempre es posible establecer relaciones causa-efecto entre fuentes y receptores, y por tanto la importancia de las emisiones de origen humano en el conjunto de las precipitaciones ácidas no está claramente establecido.

Existen estudios que tratan de establecer quienes son los principales emisores de anhídrido sulfuroso y de óxidos del nitrógeno. Ello nos puede servir para fijar la responsabilidad de las distintas actividades en la aparición de precipitaciones ácidas, aunque debemos reiterar que no se han podido establecer, de forma generalizada, nexos claros entre fuentes concretas y receptores.

Por lo que se refiere a las emisiones de anhídridos sulfurosos las centrales térmicas son las principales productoras, aunque algunos procesos industriales, como la siderurgia o la industria del petróleo, también tienen un peso importante en las emisiones. Por su parte las emisiones de óxidos de nitrógeno tienen un origen bastante distinto, y en este caso el peso del sector transporte es cuanto menos tan importante como lo pueda ser la producción eléctrica o procesos industriales que usen combustibles fósiles⁵.

Desgraciadamente la falta de unas conclusiones generalmente aceptadas respecto de la relación entre emisores de precursores y receptores de lluvia ácida hace necesario ampliar el conocimiento del papel jugado por el transporte atmosférico de los precursores y de las transformaciones que se producen durante el mismo hasta llegar a los procesos de deposición.

⁵ BUBENICK, D.V. (1.984). *Acid Rain information book*. Noyes Publications, Park Ridge (N.J.). Págs. 50-122.

Se sabe que el viento juega un papel básico a la hora del transporte y de los restantes procesos, pero el conocimiento de sus patrones de comportamiento en un área determinada no siempre basta para fijar una relación causa-efecto entre quién contamina y quién es contaminado.

1.3. LA LLUVIA ÁCIDA: DAÑOS CAUSADOS.

1.3.1. LOS DAÑOS SOBRE LA SALUD.

Un buen número de gases de los que se encuentran en la atmósfera son ácidos y algunos tienen efectos sobre la salud de las poblaciones expuestas. Los más estudiados son los ácidos fuertes que se encuentran en el aire bajo la forma de aerosoles, entre otros el ácido sulfúrico y el bisulfato amónico. Por otra parte también hay una serie de ácidos que podemos encontrar en el aire en estado gaseoso, como el ácido nítrico o el clorhídrico, pero estos no muestran evidencias claras de efectos sobre la salud, al menos en las concentraciones en que se suelen encontrar en la atmósfera.

También algunos compuestos ácidos débiles se han asociado con importantes niveles de mortalidad y morbilidad, como sucede con el anhídrido sulfuroso y sus productos hidrolíticos. Menos claras están las evidencias en relación con los efectos del dióxido de nitrógeno en particular y de los óxidos de nitrógeno en general.

Los estudios demuestran que a las concentraciones existentes de contaminantes, con excepción de episodios aislados, sólo aquellas personas pertenecientes a poblaciones de riesgo, como los asmáticos, pueden estar expuestas a riesgos substanciales cuando efectúan ejercicios al aire libre. Ello sucede, especialmente, con algunos vapores ácidos altamente solubles en agua, que son fácilmente capturables por el sistema respiratorio. Aunque estos raramente alcanzan los pulmones en condiciones normales, pueden hacerlo durante actividades físicas más intensas.

Algún estudio incluso establece los niveles de riesgo⁶ para asmáticos y otras personas sensibles, para concentraciones de anhídrido sulfuroso entre 0'25 y 0'50 partes por millón (p.p.m.), cuando estas personas hacen ejercicio, mientras que los efectos sobre personas sanas sólo son habituales ante concentraciones muy superiores.

Desgraciadamente no existen evidencias claras de otros efectos del anhídrido sulfuroso sobre la salud, pero se dan importantes correlaciones estadísticas entre aumentos en las concentraciones del mismo y la evolución de las tasas de mortalidad y morbilidad.

Concretamente, y tras una revisión exhaustiva de las causas de mortalidad en Londres entre 1.958 y 1.972, se ha observado un incremento claro de la mortalidad, especialmente entre enfermos crónicos y ancianos, en asociación con el aumento combinado de humos negros y anhídrido sulfuroso en concentraciones

⁶ Vid. LIPPMANN, M. (1.992): "Health effects of atmospheric acidity" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. *Atmospheric acidity. Sources, consequences and abatement*. Elsevier Applied Science, Barking (Essex). Págs. 305-362.

superiores a 1.000 mgr/m^3 , en especial cuando los episodios de contaminación se extienden varios días⁷.

Desafortunadamente no se pueden separar con claridad los efectos de ambos contaminantes, ni de otros elementos, aunque parece bastante evidente que la niebla es un importante factor coadyuvante⁸.

También parece probado que el riesgo de mortalidad crece cuando la exposición a humos negros y anhídrido sulfuroso se sitúa entre 500 y 1000 mgr/m^3 , lo cual se hace muy evidente en los niveles entre 700 y 750 mgr/m^3 .⁹

Por lo que se refiere a los niveles de morbilidad, existen datos relativos al empeoramiento de los pacientes con bronquitis aguda, y también relativos a aumentos en el número de admisiones por problemas respiratorios en hospitales. Aunque de nuevo los resultados no son concluyentes.

En ese sentido también se han observado respuestas, ante combinaciones de partículas en suspensión y anhídrido sulfuroso, por parte de niños, que experimentaron reducciones en su capacidad respiratoria. Los efectos citados en

⁷ Vid. AYLESWORTH, T.G. (1.968): *This vital air, this vital water, man's environmental crisis*. Rand McNally & Co., Nueva York. Existe traducción al español con el título: *La crisis del ambiente*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.974. Se citan multitud de episodios de este estilo, por ejemplo, el ocurrido en diciembre de 1.952 que provocó 4.000 víctimas en los días que duró y 8.000 en los dos meses siguientes. Págs. 11-12. También Rachel Carson cita algunos de estos episodios. CARSON, R. (1.962): *Silent Spring*, Houghton Mifflin, Boston. Existe traducción al español con el título: *Primavera silenciosa*. Grijalbo, Barcelona, 1.980.

⁸ La humedad facilita la formación de ácido sulfúrico a partir de anhídrido sulfuroso.

⁹ Recordemos que no hay evidencias médicas indiscutibles en relación con este tema, simplemente existen correlaciones estadísticas. En el caso del estudio citado la correlación era máxima para valores entre 700 y 750 mgr^3 , aunque aparecía una clara relación entre dichos elementos y la mortalidad desde los 500 hasta los 1.000 mgr^3 .

general fueron reversibles y persistieron hasta unas tres o cuatro semanas después de los episodios estudiados.

Por tanto, los resultados de los múltiples trabajos realizados muestran fuertes correlaciones estadísticas entre aumento de las concentraciones de contaminantes y cambios en las tasas de mortalidad y morbilidad, pero no existen resultados completamente concluyentes que muestren la aportación segura y fiable de cada contaminante a las pérdidas de salud experimentadas. Ello hará sumamente problemática la valoración de los daños experimentados.

Kuik et al.¹⁰ muestran un estudio llevado a cabo en relación con los costes sobre la salud causados por la contaminación en la República Federal Alemana. Los efectos de la contaminación sobre la salud se examinan dividiéndolos en cuatro categorías, tal y como vemos en el cuadro:

Cuadro 1.1. Efectos de la contaminación sobre la salud.

1- Pérdida de recursos humanos	2- Costes de rehabilitación
1.1. Incapacidad temporal	2.1. Costes de tratamiento en clínica
1.2. Incapacidad permanente (muerte y jubilación prematura)	2.2. Costes de tratamiento con desplazamientos

Fuente: KUIK, O.J. et al., 1.992.

Se ignoraron en el análisis efectos intangibles como el dolor y el sufrimiento. En base a la información disponible se asignaron los siguientes valores, en marcos alemanes:

- * 93 DM por día de trabajo perdido (1.1. y 1.2.).
- * 250 DM por día de hospital (2.1).

¹⁰ KUIK, O.J. et al. (1.992): *Assessment of Benefits of Environmental Measures*. Graham & Trotman, Londres. Pág. 47.

* 110 DM por día de enfermedad (2.2.).

Con todo ello los costes ascendían a 11.700 millones de DM/año, de los cuales se estimó que se debían a la contaminación del aire entre un 20 y un 50% es decir entre 2.300 y 5.800 millones de DM.

1.3.2. LOS DAÑOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.

La acidificación de los ecosistemas acuáticos, y los consecuentes daños a la fauna y flora de los mismos, han sido estudiados en profundidad en las dos últimas décadas, pese a lo cual la incertidumbre sobre la importancia de los daños, los recursos en peligro, la tasa a la que se producen los daños y su reversibilidad o irreversibilidad, sigue siendo importante.¹¹

Dicha incertidumbre está ligada a la profunda imbricación existente entre los ecosistemas terrestres y acuáticos¹² y al papel de los primeros ante la deposición ácida. Así, las características físicas y geológicas de los ecosistemas acuáticos y de los terrenos que los rodean son determinantes de los efectos de la lluvia ácida. Por ejemplo, los terrenos calcáreos tienen una mayor capacidad de absorción y atenuación de la acidez que los terrenos graníticos, que apenas frenan el proceso de acidificación.

¹¹ YANARELLA, E.J. y R.H. IHARA, (1.985). *The Acid Rain debate. Scientific, economic and political dimension*. Westview Press, Boulder. Pág. 13.

¹² Vid. por ejemplo, ORMEROD, S.J. (1.992): "Effects on aquatic ecosystems" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 365-371 o HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.986): "Acid Rain: Public policy in the face of uncertainty" en SCHOOLMAN, M. y MAGID, A. (Eds.). *Reindustrializing New York State. Strategies, implications, challenges*. State University of New York Press, Albany. Pág. 359.

Los estudios elaborados examinando los efectos de la acidificación sobre los peces en los lagos y corrientes de agua dulce han logrado identificar algunos de los aspectos que afectan a la tolerancia de los peces frente a las aguas ácidas, como son la especie, raza, edad y tamaño, así como aspectos físicos tales como la temperatura, la estación o las características hidrológicas de su habitat. En concreto las especies varían mucho en su tolerancia a bajos pH, pero también, dentro de una misma especie, varía la tolerancia según la raza de los peces¹³.

No cabe duda que la reducción o eliminación de la población de peces parece ser el más obvio impacto biológico asociado con la acidificación de las corrientes y lagos de agua dulce. Menos obvios, pero de similar importancia, son los efectos de la acidificación sobre otros organismos acuáticos, organismos de todos los niveles de la escala trófica, cuya desaparición puede llevar a la ruptura de la cadena alimenticia, con el consiguiente peligro para el equilibrio del ecosistema¹⁴.

Por otra parte, un efecto adicional derivado de la acidificación de lagos y ríos es el aumento de los metales tóxicos que, ante las disminuciones en el pH de las aguas, se desligan de los compuestos de los que formaban parte, convirtiéndose en un peligro para la salud de los seres humanos. Dicha situación se extiende hasta las ciudades donde la mayor acidez del agua lleva a una mayor corrosión de las cañerías de cobre y plomo, y por tanto a niveles nocivos de estos metales en el agua que bebemos, ello tendría efectos sobre la salud de los seres humanos que no han sido adecuadamente considerados¹⁵.

¹³ Así, por ejemplo, entre los salmónidos la trucha arco-iris parece ser la más sensible a caídas en el pH de las aguas, posteriormente tendríamos a los salmones, mientras que las truchas marrón y de arroyo serían las menos sensibles. BUBENICK, D.V. (1.984). Op.Cit. Pág. 273.

¹⁴ BUBENICK, D.V. (1.984). Op. Cit. Pág. 277

¹⁵ Vid. por ejemplo HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.986). Op. Cit. Pág. 361.

Entre las muchas estimaciones de daños existentes podemos reflejar la referida por Callaway y Englin en relación con la pesca recreativa¹⁶. Estos autores estiman que los daños pueden estar entre 700.000 y 12 millones de dólares anuales, lo cual no es poco si consideramos que el estudio fue elaborado en referencia a una zona concreta y limitada de los EE.UU., los lagos Adirondack. El estudio, llevado a cabo con datos de 1.985, se compara con una estimación de Crocker para el conjunto de los Estados Unidos que estima unas pérdidas anuales de 370 millones de dólares (los datos corresponden también a 1.985). La valoración de Callaway y Engling se ha efectuado utilizando el método del coste de desplazamiento y tomando unos daños del 10% sobre el territorio de pesca y las tasas de captura.

1.3.3. LOS DAÑOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS TERRESTRES.

A pesar de que la incertidumbre referente a los efectos de la lluvia ácida sobre los ecosistemas terrestres es muy superior a la existente al respecto de la acidificación de los ecosistemas acuáticos, suele existir consenso referente a que los costes de los daños de la deposición ácida en los primeros parecen tener una mayor importancia económica¹⁷, especialmente por lo que se refiere a los daños en los bosques y en las cosechas.

En este punto hay que incidir en el hecho de que los científicos no se ponen de acuerdo respecto de los nexos existentes entre precipitaciones ácidas y declive de

¹⁶ CALLAWAY, J.M. y ENGLIN, J.E. (1.990): "Economic valuation of Acid Deposition damages" en *Contemporary Policy Issues*, nº3(VIII) de Julio. Págs. 59-72.

¹⁷ NEWBERY, D.M. (1.990): "Acid Rain" en *Economic Policy: a European Forum*, Nº2 (V) de Octubre. Págs. 300-301.

los bosques¹⁸. Parece ser que en este fenómeno han actuado elementos adicionales tales como el papel necrosante del ozono, y la debilidad producida por fuertes sequías. En cualquier caso en algunas zonas su importancia es tan grande que ha causado que se califique al fenómeno con nombre propio, como ha sucedido en Alemania con el *Waldsterben* que afecta, según las estimaciones más pesimistas, a más del 50% de los bosques alemanes, y que parece ser también el problema que ha afectado a los bosques de las comarcas de *Els Ports* y *El Maestrat*, en Castellón¹⁹.

De hecho, en Europa Central una extensión entre 3'5 y 4 millones de hectáreas muestra daños ligados a contaminantes aéreos. La nación que mejor ha documentado los daños sufridos ha sido Alemania occidental, donde los bosques cubren más allá de 7'4 millones de ha. -aproximadamente un tercio del territorio. Los alemanes estimaron en 1.982 que unas 562.000 ha. (un 8%) de sus bosques estaban dañados²⁰.

Tabla 1.1. Daños de la lluvia ácida en los bosques de Alemania Occidental.

Especie	Área mostrando daños		Proporción de bosque afectado	
	1.982	1.983	1.982	1.983
	(miles de hectáreas)		(porcentaje)	
Piceas	270	1.194	9	41
Abetos	100	134	60	76
Pinos	90	636	5	43
Hayas	50	332	4	26
Robles	20	91	4	15
Otros	32	158	4	17
Total	562	2.545	8	34

Fte: POSTEL, S., 1.984.

¹⁸ FOWLER, D. (1.992): "Effects of Acidic pollutants on Terrestrial Ecosystems" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Pág. 351-359.

¹⁹ TAPIA, F. y TOHARIA, M. (1.995): *Medio ambiente: ¿Alerta verde?* Acento Ed., Madrid. Págs. 90-91.

²⁰ Vid. POSTEL, S. (1.984): "Air Pollution, Acid Rain, and the future of forests" en *Worldwatch Paper*, nº 58. Worldwatch Institute, Washington. Págs. 7, 8 y 22

Como vemos en la tabla 1.1., sólo un año más tarde, en otoño de 1.983, un segundo estudio mostraba daños en más de 2'5 millones de ha., es decir en el 34% de los bosques de la nación. Parte de este aumento se debía a que la investigación fue más detallada en la segunda ocasión, pero en todo caso los daños se habían extendido de forma alarmante.

En general se puede concluir que la vegetación se ve afectada tanto por la deposición sólida como por la deposición húmeda. Pese a que los nitratos, sulfatos y otros compuestos solubles pueden ser asimilados a través de las hojas, se asume, en general, que la concentración de iones libres de hidrógeno es el elemento que parece causar los efectos nocivos directos sobre las plantas²¹.

En un amplio estudio efectuado sobre vegetales comestibles, los efectos de un aumento de la acidez no siempre fueron negativos. Algunos experimentaron niveles de crecimiento superiores a los normales aunque en general la productividad de las cosechas disminuía según aumentaba la acidez. Otros cultivos experimentaron daños en las hojas y raíces, pese a que la parte comestible de las plantas no experimentaba menoscabo o incluso mejoraba. Así, la conclusión alcanzada fue que los efectos de la lluvia ácida eran el resultado neto de los efectos estimulantes e inhibitorios producidos por la acidificación del medio²².

Los investigadores afirman que la deposición ácida afecta a la vegetación alterando las condiciones nutritivas del ecosistema. La productividad de las cosechas puede en tal caso aumentar, disminuir o permanecer constante

²¹ Aparecen lesiones en su superficie, especialmente en los nuevos brotes y hojas.

²² BUBENICK, D.V. (1.984). Op. Cit. Págs. 283-287.

dependiendo de las características del lugar de cultivo, de los niveles de nutrientes, y de la duración e intensidad del proceso de acidificación.

Un efecto adicional que no podemos olvidar son los daños que se producen en los edificios y monumentos, daños que, si bien no se deben exclusivamente a las precipitaciones ácidas, encuentran en éstas un factor de refuerzo. De manera que el llamado *mal de la piedra*, puede ser explicado con ayuda del conocimiento científico relativo a las lluvias ácidas. No obstante, otros materiales, en principio más resistentes, como aceros y hierros se muestran también dañados por los efectos corrosivos de las deposiciones ácidas²³.

Por último, los investigadores destacan, cada vez con más frecuencia, la pérdida de visibilidad que se experimenta en las zonas donde se producen precipitaciones ácidas, así como efectos de tipo climático²⁴.

En cuanto a la valoración de los daños contamos con abundantes estudios, especialmente estadounidenses, que recogen, aunque de forma segmentada, algunos intentos de mostrar la importancia de los daños causados²⁵.

Así, en referencia a los daños sobre la agricultura en los EE.UU., se han cuantificado daños que van desde 20 millones de dólares anuales hasta los 150 millones anuales (en dólares de 1.984)²⁶ y, especialmente, se destaca que dichos costes recaen mayoritariamente sobre los consumidores de productos agrícolas. De hecho, en un estudio llevado a cabo a mediados de los 80 para el noreste del país se

²³ Vid. LLOYD, G.O. y BUTLIN, R.N. (1.992): "Corrosion" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 406-411.

²⁴ Vid. HORVATH, H. (1.992): "Effects on visibility, weather and climate" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 435-494.

²⁵ Vid. entre otros CALLAWAY, J.M. y ENGLIN, J.E. (1.990). Op. Cit.

²⁶ CALLAWAY, J.M. y ENGLIN, J.E. (1.990). Op. Cit. Págs. 63 y 64.

estimaron reducciones entre el 6 y el 12% en cuatro cosechas, heno, maíz, soja y trigo, con unas pérdidas aproximadas de 65 millones de dólares anuales²⁷.

Por lo que respecta a las explotaciones forestales un estudio llevado a cabo en 1.987 para los bosques del este de los EE.UU., pero considerando el conjunto del mercado de productos forestales primarios de los EE.UU., dió lugar a daños estimados que variaban entre 342 millones anuales y 510 millones anuales (en dólares de 1.984), daños que de nuevo recaían mayoritariamente sobre los consumidores finales de productos forestales, dándose la paradoja de que los propietarios de la madera se veían incluso beneficiados por el fenómeno a causa de la gran rigidez de la demanda de madera²⁸.

En el trabajo de Postel²⁹ se reflejan también unas estimaciones para los daños observados en los bosques de Alemania Occidental. Así, para el verano de 1.983, cuando los daños se seguían fijando en un 8% de la superficie, se estimó su importe en 1.200 millones de dólares. Repartidos por igual a lo largo de un período de 10 años las pérdidas se pueden aproximar a un 5% de reducción en la producción anual de madera, es decir unos 200 millones de dólares al año. Obviamente estas cifras se dispararían con las estimaciones de otoño de 1.983.

También en referencia a Alemania, Kuik³⁰ recoge un trabajo muy completo. En él se han elaborado tres escenarios de calidad del aire y de desarrollo forestal para la República Federal Alemana hasta el año 2.060. En el escenario denominado 'status quo' las emisiones de SO₂ y de NO_x se mantienen constantes al nivel de 1.983 (3'2 y 3'3 millones de toneladas respectivamente). El escenario

²⁷ Vid. HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.986). Op. Cit. Pág. 368.

²⁸ Vid. CALLAWAY, J.M. y ENGLIN, J.E. (1.990). Op. Cit. Págs. 62 y 63.

²⁹ POSTEL, S. (1.984). Op. Cit. Pág. 22.

³⁰ KUIK, O.J. et al. (1.992). Op. Cit. Págs. 40-41.

‘tendencia’ supone una reducción de emisiones (e inmisiones) del 40% para SO₂ y del 30% para NO_x, seguidas de posteriores reducciones hasta que en el año 2.060 las emisiones sólo representen un 25% (SO₂) y un 35% (NO_x) de los niveles de 1.983. Por último, el escenario ‘referencia’ recoge las mismas pautas de emisiones y de inmisiones de los años 30, que se asume no causaban daño a los bosques. Los escenarios se han traducido en distintos desarrollos de los bosques, para algunos árboles mediante simulación y para otros mediante la opinión de los expertos.

Incluso en el escenario ‘tendencia’ se han estimado notables daños sobre los bosques. Mucho peor es la situación en el caso ‘status quo’ en el cual sólo un 15% del total de bosques se mantendría indemne para el año 2.060. Los cálculos de daños se han llevado a cabo teniendo en consideración las siguientes categorías:

- Daños sobre el crecimiento y sobre el fondo forestal existente.
- Recreación.
- Daños sobre el agua y sobre el suelo.

Tomando un tipo de descuento del 2% se obtienen los resultados que muestra la tabla 1.2.:

Tabla 1.2. Daños sobre los bosques, en millones de marcos alemanes.

	Anuales		Acumulados	
	Tendencia	Status Quo	Tendencia	Status Quo
Bosques	2.320	2.938	85.912	114.928
Recreación.	2.926	5.418	114.445	211.934
Agua y suelo.	282	446	11.042	17.414
TOTAL	5.528	8.802	211.399	344.276

Fuente: KUIK, O.J. et al., 1.992.

La tabla refleja tanto los daños anuales como los daños totales acumulados desde 1.986 hasta el año 2060.

En opinión de los autores la diferencia justifica una inversión de 133.000 millones de marcos alemanes para alcanzar los niveles de inmisión del escenario 'tendencia' en lugar de los derivados del escenario 'status quo', o lo que es lo mismo unos 10 billones y medio de pesetas.

En un estudio llevado a cabo a principios de los 80 para el estado de Nueva York, se estimó una reducción entre el 1 y el 10% en el crecimiento de los árboles con maderas comercializables. Sólo con el porcentaje del 1% ya se aproximaron unas pérdidas de 23'1 millones de dólares anuales, los cuales correspondían en un 66% a la industria del papel y productos anexos, el 19% a la industria del mueble y el resto a otros productos derivados de la madera³¹.

Por último el World Resources 92-93³² presenta un completo estudio referido a multitud de países europeos, los datos se reproducen en la tabla 1.3., que muestra tanto las pérdidas en unidades físicas como su valor de mercado.

³¹ HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.986). Op. Cit. Pág. 368.

³² WORLD RESOURCES INSTITUTE (1.992): **World Resources 92-93**. Oxford U.P., Oxford. Pág. 199.

Tabla 1.3. Pérdidas estimadas de productos forestales atribuibles a la contaminación atmosférica (en unidades físicas y en dólares de 1.987).

Región/País	Pérdida de Cosecha Potencial Atribuible a la Contaminación Atmosf. (millones de m ³ /año).	Valor de la Reducción de las Cosechas {a} En millones de \$ de 1.987 por año
Europa	82,3	23.022,90
Países Nórdicos	11,1	2.925,10
Finlandia	4,5	1.187,60
Noruega	0,8	210,40
Suecia	5,8	1.527,10
C. Europea	28,6	9.389,10
Alemania (O)	11,9	3.614,00
Alemania (E)	4,9	1.160,80
Bélgica y Luxemburgo	0,7	252,60
Dinamarca	0,4	117,10
Francia	3,5	1.173,60
Holanda	0,2	67,40
Italia	3,1	1.830,50
Reino Unido e Irlanda	3,7	1.173,10
Países Alpinos	5,8	1.573,60
Austria	3,4	913,40
Suiza	2,4	660,20
Europa del Sur{c}	7,2	1.797,50
España {b}	5,16	1.444,25
Grecia	0,1	23,40
Portugal	1,5	334,10
Turquía	2,8	671,40
Yugoslavia	2,8	768,60
Europa Central	29,6	7.337,60
Bulgaria	2,2	520,90
Checoslovaquia	9,5	2.371,20
Hungría	3	789,90
Polonia	11,1	2.658,50
Rumania	3,8	997,10

a. Datos preliminares; incluye leña y similares y otros productos industriales

b. Sin datos. Estimación propia.

c. Estos valores no incluyen la estimación efectuada para España.

Fuente: World Resources Institute, 1.992

Como podemos observar los bosques alemanes son, con diferencia, los más perjudicados por la contaminación atmosférica, con unas pérdidas de 4.771 millones de dólares anuales. Es decir, más del 50% de los daños estimados para el conjunto

de la Comunidad Europea (9.389 millones de dólares anuales). En segundo lugar tendríamos a Italia, con aproximadamente un 20% de los daños y, posteriormente, Francia con el 12'5%. Obviamente, estos daños tienen que ver con la contaminación soportada, pero también con la superficie de bosques que cada país tiene, en ese sentido es importante advertir que no se conocen estimaciones para nuestro país, pero es fácil aproximar que los daños serán también cuantiosos. En primer lugar porque nuestro país tiene una de las superficies boscosas más grandes del conjunto de la Comunidad Europea, y en segundo lugar, porque los expertos del Ministerio de Industria³³ aproximaron que el 30% de los bosques españoles estaban dañados.

Según el World Resources Institute³⁴ España poseía en el período 1.991-93 una superficie de bosques y de explotaciones forestales de 15.970.000 hectáreas, la cuarta mayor superficie de Europa, por ejemplo en comparación con Dinamarca (445.000 ha.), Alemania (10.700.000 ha.) o incluso Francia (14.884.000), pero superada por Suecia (28.000.000 ha.), por Finlandia (23.198.000) y por la Federación Rusa (778.512.000 ha.).

De la tabla 1.3. se deriva un valor por metro cúbico que oscila entre 279'74\$ (media europea que se refleja en la tabla) y 284,86 (media obtenida de los países que se reproducen en ella). Podemos hacer una burda aproximación a los daños sufridos en España mediante el siguiente mecanismo. Sabemos que en 1.983 aproximadamente un 34% de los bosques alemanes estaba dañado y supondremos que la situación se mantuvo y no empeoró. Dado que su superficie forestal era de 10.700.000 ello implica que aproximadamente 3.638.000 ha. estaban dañadas. Si las

³³ EFE (1.992): "La lluvia ácida afecta al 30 por ciento de los bosques españoles" en **Las Provincias**, 23 de febrero. Posteriormente las estimaciones, basándose en el Programa CORINE AIR fueron mucho más modestas, aproximando que los daños afectaban sólo a un 7% de nuestros árboles. Vid. M.R.E. (1.993): "El 7% de los árboles españoles está dañado por la lluvia ácida" en **El País**, miércoles 3 de febrero.

³⁴ W.R.I (1.996). Op. Cit. Págs. 166-167.

pérdidas derivadas de dicha superficie dañada se han estimado en 16'8 millones de m³ de madera, podemos establecer una regla de tres. Para ello aceptaremos las estimaciones de daños más pequeñas (7% de los bosques españoles) y siendo la superficie forestal de 15.970.000 ha. dicho porcentaje representa una superficie dañada de aproximadamente 1.118.000 ha. y unos 5'16 millones de m³ de producción forestal perdidos. Si tomamos como valor indicativo por m³ 279'74\$, que es el más pequeño de los aproximados, obtendríamos unas pérdidas de 1.444 millones de dólares anuales.

La estimación efectuada sólo recoge una aproximación al valor de la producción forestal perdida, y desprecia aspectos tan importantes como el valor recreativo de los bosques, su papel como estabilizador del clima y soporte vital de otras especies animales y vegetales, las posibles pérdidas de biodiversidad, ... pero pese a todo se obtiene un valor para las pérdidas digno de ser tenido en consideración.

En cuanto a los daños sobre materiales se estimaron para los EE.UU. unos daños de 2.280 millones (dólares de 1.984), de los cuales la mayoría corresponden a edificios *modernos* y sólo unos 20 a monumentos y edificios históricos.

De nuevo en Kuik³⁵ podemos encontrar otra estimación referida a materiales. Procede de un estudio llevado a cabo en 1.986 para la R.F. de Alemania, en él se valoran los daños causados sobre metales, edificios y el coste de limpieza de ventanas de una serie de contaminantes, especialmente del anhídrido sulfuroso. El importe estimado es de 23.000 millones de marcos (en DM de 1.983).

³⁵ Op. Cit. Pág. 44.

También Newbery³⁶ reproduce algún estudio más sobre los daños de la lluvia ácida sobre los materiales. Concretamente cita un estudio de la UNECE, de 1.982, que establece unos costes de dichos daños de entre 4 y 17 dólares por persona, y eso que dicha estimación no incluye los costes de restaurar los daños de los edificios históricos.

1.3.4. VALORACIÓN GLOBAL.

El análisis de los beneficios derivados del control de la lluvia ácida es uno de los temas que exige mayor esfuerzo e imaginación. Hasta ahora no existe una metodología armonizada y por lo tanto en los distintos países se llevan a cabo esfuerzos descoordinados y segmentados de valoración de beneficios. De hecho los estudios más ambiciosos, como el recogido por Kuik et al.³⁷, y llevado a cabo para el conjunto de la Comunidad Europea sobre los daños causados por la lluvia ácida y los costes de controlar las emisiones de SO₂, proceden bien de la literatura existente a nivel europeo o bien de extrapolaciones de otros casos y estudios, y constituyen, por lo tanto, un agregado poco homogéneo. También se aportan datos de los EE.UU. para que sirvan de referencia.

En este trabajo los datos están expresados en términos de ECU por tonelada de deposición de azufre. Los costes del control de la contaminación se estiman entre 940 y 1.600 ECU por tonelada de azufre eliminada, es decir, entre 155.000 y 265.000 ptas. Ello hace que, desde el punto de vista económico, el

³⁶ NEWBERY, D. (1.990). Op. Cit. Pág. 313.

³⁷ Op. Cit. Págs. 48 y 49.

control de la lluvia ácida tenga sentido, aunque dicha afirmación depende fundamentalmente del importe asignado a los daños en la salud humana que son los más cuestionados. La tabla 1.4., que reproducimos a continuación, muestra la siguiente información en ECU por tonelada de azufre:

Tabla 1.4. Valoración de los daños de la lluvia ácida en ECU por ton. de azufre.

Daños en:	EE.UU	O.C.D.E	C.E.	Alemania	Francia	R.Unido	Italia	Holanda
Nuevos edificios	200	300	300	370	137	283	237	296
Estructuras metálicas	260	291	300	272	109	333	334	267
Sist. de suministro de agua	2	2	2	2	2	2	2	2
Monumentos	---	200	200	275	110	160	395	72
Agricultura	112	60	61	50	44	46	142	138
Bosques	33	10	10	100	---	---	---	---
Vida acuática	5	---	5	10	-	50	5	---
Vida Humana	3.150	2.689	1.970	2.450	1.293	2.509	1.333	2.306
Total	3.762	3.552	2.848	3.529	1.695	3.383	2.448	3.084

Fuente: KUIK, O.J. et al., 1.992.

Como hemos podido ver en general las estimaciones obtenidas parecen mostrar con claridad la necesidad de intervenir en el control de la lluvia ácida, siendo, en algunos casos, los beneficios estimados muy cuantiosos. De hecho, como plantean Hedges y Reeb, la opinión pública está dispuesta a pagar más allá de lo necesario para un control substancial de las emisiones y “la disposición de la gente a pagar más de lo requerido para reducir las deposiciones ácidas es una fuerte evidencia de su aversión al riesgo, no de irracionalidad. De hecho los retrasos motivados por el deseo de recopilar información adicional ignoran los propios costes del retraso en la acción”³⁸.

³⁸ HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.86). Op. Cit. Pág. 374.

Pero ¿qué sucede cuando apenas hay estimaciones de beneficios o éstas son parciales, como sucede en nuestro país?³⁹ Desde el punto de vista del análisis económico dos son las respuestas que nos parecen más adecuadas, en primer lugar establecer que sin estimación de beneficios las medidas no se pueden llevar a cabo, puesto que estos representan un parámetro central en la toma de decisiones políticas. Esta decisión puede tener unos costes terribles si como consecuencia de la inacción los daños llegan a ser irreversibles, pero ha sido propugnada por determinados sectores económicos.

Pero, por otra parte, y asumiendo el carácter de bien público del medio ambiente, también se puede asumir que la sociedad ha mostrado una valoración por los beneficios ambientales que excede claramente de los costes. ¿Cómo? Sencillamente mediante los procesos de votación que llevan a cabo en las elecciones, es decir votando un programa electoral que incluye medidas ambientales.

Lo cierto es que en dicho proceso de votación los aspectos concretos, como puedan ser un programa de protección ambiental o una desgravación fiscal no pueden ser elegidos separadamente. El elector se queda con todo el paquete con lo cual puede estar eligiendo una provisión pública de determinados bienes que realmente le es indiferente o peor, indeseable.

³⁹ En el ANEXO I se resumen los resultados de un estudio sobre los daños causados por la contaminación atmosférica en el Principado de Asturias. Se trata del único estudio encontrado para el caso español que analiza los efectos sobre *algunos* de los elementos de los ecosistemas. Vid. AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid. Págs. 253-273.

En todo caso asumiremos que la mayoría de la gente está conforme con los niveles de protección ambiental que el gobierno decide⁴⁰, bien internamente, bien a través de la firma de protocolos internacionales. Así, asumiremos que los niveles de protección ambiental fijados por el estado responden, o al menos no están demasiado en discordia con las preferencias ambientales del votante medio.

Esto nos deja en circunstancias de cerrar el otro lado del problema. Si está claro que los beneficios de los programas de lucha contra la contaminación son muy importantes, también está claro que existen multitud de caminos para alcanzar los objetivos y que, en principio, se deberá elegir aquel camino más eficiente, es decir el que nos permita alcanzar el objetivo ambiental fijado con el menor empleo posible de recursos.

⁴⁰ Vid. DE MIGUEL, A. (1.996): "La conservación de la naturaleza" en *ABC*, domingo, 28 de Agosto. Se reproduce y comenta una encuesta de Tábula V sobre el estado del medio ambiente. En referencia a la cuestión que nos ocupa se afirma que cuestionados los individuos sobre si estarían de acuerdo en que el Estado gastara más en materia de conservación del medio aunque ello implicara más impuestos, un 69% respondió que sí, un 23% que no, un 7% se mostró indiferente y un 1% dieron respuestas no válidas o clasificables (no sabe/no contesta).

1.4. LOS MECANISMOS TÉCNICOS DE CONTROL.

En esta última década las emisiones de precursores de lluvia ácida procedentes de fuentes estáticas se han reducido, fundamentalmente, a través de la instalación de modernas tecnologías de reducción de emisiones. En Europa las más empleadas son: el filtrado húmedo⁴¹ y los procesos selectivos de reducción con catalizadores⁴², aunque se dispone de una gama más amplia de opciones.

De hecho su uso no ha hecho más que comenzar y, para algunos países, se ha estimado que el potencial de reducciones de anhídrido sulfuroso puede alcanzar hasta un 90% de las emisiones corrientes⁴³.

Así, desde 1.972, año en que comenzó la instalación de este tipo de tecnologías en los EE.UU., la capacidad de tratamiento ha crecido hasta niveles muy importantes, más concretamente hay capacidad para tratar la producción de más de 350.000 MW para anhídrido sulfuroso y de 130.000 MW para óxidos de nitrógeno en todo el mundo⁴⁴.

En los países europeos de la O.C.D.E. más del 90% de las instalaciones de desulfurización operan mediante procesos de filtrado húmedo, mientras que más



⁴¹ *Wet scrubbing.*

⁴² *Selective catalytic reduction processes.*

⁴³ RENTZ, O. et al. (1.993): *Advanced emission controls for power plants.* O.C.D.E. París. Pág. 3.

⁴⁴ Op. Cit. Pág. 13.

del 94% de las instalaciones de tratamiento de óxidos de nitrógeno se basan en procesos selectivos de reducción con catalizadores. Las restantes instalaciones de desulfurización emplean métodos de filtrado con pulverización en seco⁴⁵, el denominado procedimiento de Walther, el procedimiento de Wellman-Lord y procedimientos de inyección en seco de absorbentes⁴⁶.

En el caso de los óxidos de nitrógeno se utilizan mecanismos de reducción selectiva sin catalizadores⁴⁷. Mientras que el procedimiento con carbón activado⁴⁸ y el método DESONOX se emplean para eliminar simultáneamente a los óxidos de nitrógeno y al anhídrido sulfuroso.

Además de estos procedimientos, a los que Rentz califica de *secundarios*⁴⁹ existe la posibilidad de aplicar medidas alternativas como el cambio de combustible, o la combustión en lecho fluidizado⁵⁰ (FBC).

En el cuadro 1.2. se establece una posible clasificación de métodos técnicos. Según ella los procesos o procedimientos a aplicar pueden ser de dos tipos, primarios o secundarios. Los procesos primarios consisten en actuaciones del tipo, cambio de insumos, adición/eliminación de elementos en los procesos productivos y mejora en los sistemas de gestión de insumos. Mientras que los secundarios pueden consistir en actuaciones al final del proceso productivo contaminante, o simplemente restauración de los daños causados.

⁴⁵ *Spray-dryer absorption.*

⁴⁶ *Dry-sorbent injection.*

⁴⁷ *Selective non-catalytic reduction.*

⁴⁸ *Activated-coke.*

⁴⁹ Op. Cit. Pág. 13.

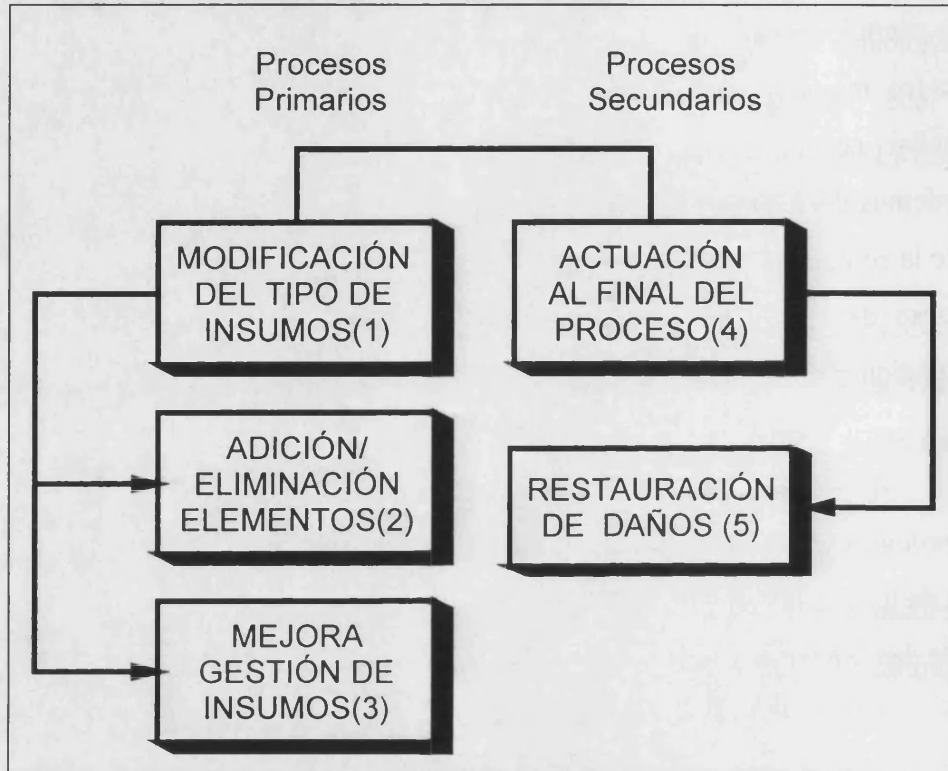
⁵⁰ *Fluidised bed combustion.*

En cualquier caso profundizaremos en este tipo de cuestiones taxonómicas en capítulos posteriores. De momento, aunque no abordemos los detalles técnicos de los métodos citados, sí conviene introducirlos en el esquema a la luz del análisis económico que se llevará a cabo posteriormente. Desde esa perspectiva podemos decir que el cambio de carbón, consistiría en un mecanismo del tipo 1, que la combustión en lecho fluidizado sería una medida del tipo 3, mientras que el grueso de las medias empleadas entrarían en la categoría 5, es decir, serían actuaciones al final del proceso.

A estos procedimientos, a los que la literatura económica suele denominar *tecnologías de final de cañería*, en el sentido de que actúan al final del proceso que da lugar a la generación de la contaminación, mientras que técnicamente se les suele denominar *procesos de desulfurización de los gases de las chimeneas*⁵¹.

⁵¹ *Flue-gas desulphuration processes.*

Cuadro 1.2. Clasificación de métodos técnicos.



Fuente: Elaboración propia.

Los criterios empleados para la aplicación de los distintos métodos no son excesivamente transparentes, de forma que, en general, parecen responder a las condiciones socioeconómicas de cada país, es decir, a su situación económica, a las condiciones geográficas y climáticas, a la opinión pública, en cuanto a los compromisos de reducción de emisiones, y un largo etcétera de condiciones.

1.4.1. LAS FUENTES ESTÁTICAS.

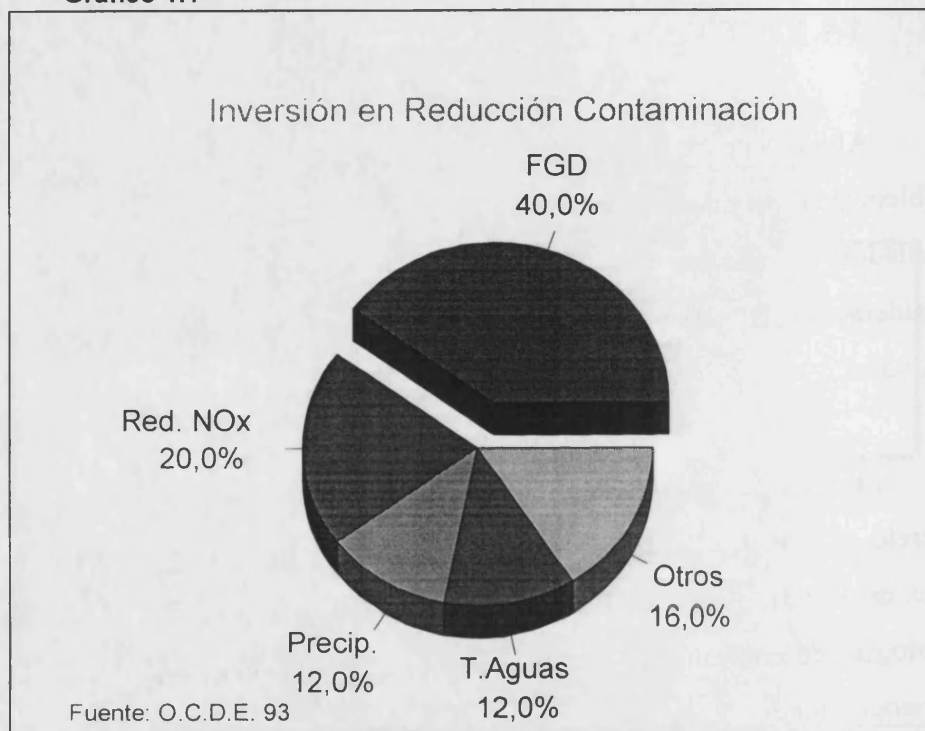
Algunos de los métodos aplicados llevaron consigo la aparición de nuevos problemas. El olvido de las leyes de la termodinámica en la evaluación de los resultados de algunas de estas tecnologías llevó a que no se tuvieran en consideración la generación de nuevos residuos, tanto sólidos como aguas residuales, y que, por tanto, se generaran costes adicionales para su tratamiento.

El coste económico de las tecnologías disponibles es importante, en concreto exigen una inversión entre 30 y 500 marcos alemanes por kilowatio (datos de 1.993), de tal manera que en las plantas más modernas la inversión en tecnologías de reducción de emisiones viene a representar sobre un 30% de las inversiones totales, ese importe se distribuye, a su vez, un 40% en unidades de desulfurización de los gases de las chimeneas (FGD), un 20% en unidades de reducción de óxidos de nitrógeno, un 12% en precipitadores de polvo, un 12% en tratamiento de aguas residuales y un 16% en otras tecnologías, por ejemplo, para reducir el ruido causado⁵². Como se puede examinar en el gráfico 1.1., los métodos de desulfurización de los gases de las chimeneas parecen ser la opción preferida, aunque, como veremos, no la menos costosa⁵³.

⁵² Op. Cit. Pág. 15.

⁵³ STAUFFER, C.H. Jr. (1.988): "Cost and Coal Market Effects of Alternative Approaches for Reducing Electric Utility Sulfur Dioxide Emissions" en MANDELBAUM, P. *Acid Rain. Economic assessment*. Plenum Press, New York. (1ª. ed. (1.985)). Pág. 38. Afirma que la instalación de *filtros* no es coste-efectiva, en general, y que cambiar a combustibles con menos azufre es la opción menos costosa, hasta que la reducción exigida de emisiones excede los 12 millones de toneladas de SO₂. (Datos referidos a los Estados Unidos).

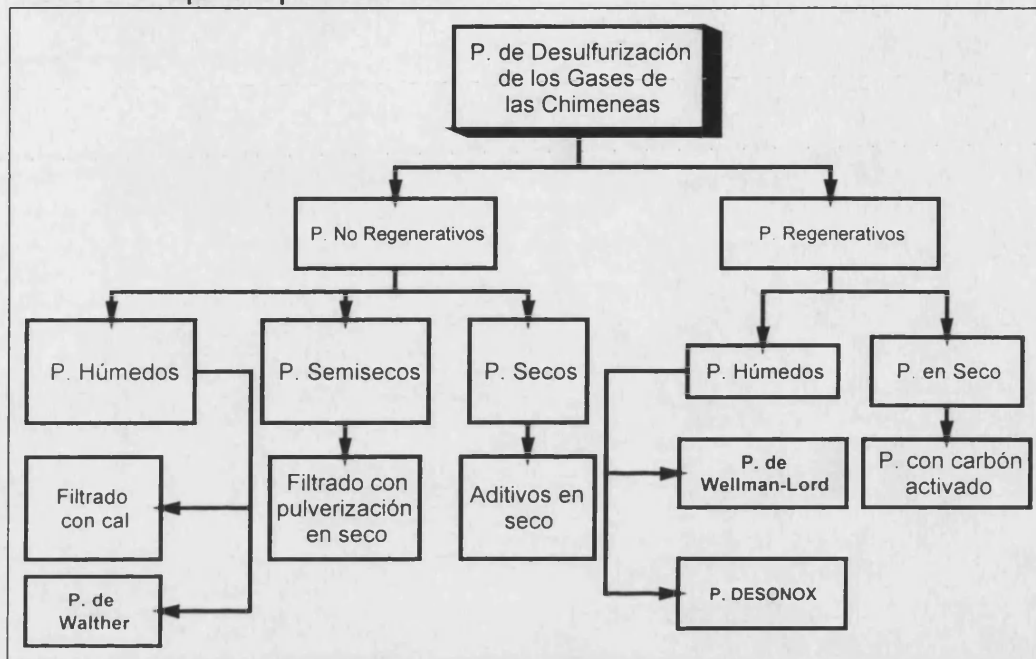
Gráfico 1.1



Tal y como se comentará más tarde en la práctica el coste económico de las medidas no es el elemento definitivo a la hora de elegir la tecnología de reducción de las emisiones⁵⁴. Pero, al menos, los métodos de desulfurización de los gases de las chimeneas (FGD) han probado ser los métodos más efectivos. Como veremos a continuación en el cuadro 1.3, existen multitud de métodos de este tipo. No obstante los más empleados son los de *filtrado húmedo*, aproximadamente el 90% de la tecnología FGD instalada en Europa, aunque, pese a ello, no hay demasiados países que la empleen. La mayoría de las instalaciones están en Alemania mientras que el resto está diseminado entre los Países Escandinavos, Austria y Holanda.

⁵⁴ Vid. MEYER, R. y YANDLE, B. (1.987): "The political economy of Acid Rain" en *Cato Journal*, nº2(VII) de otoño. Págs.527-545.

Cuadro 1.3. Tipos de procesos FGD.



Fuente: RENTZ, O. et al., 1.993.

Regens y Rycroft⁵⁵ efectuaron un completo estudio, referido a los Estados Unidos, de los costes asociados con los distintos métodos de reducción de emisiones de anhídrido sulfuroso, cuyos datos se muestran a continuación en la tabla 1.5. Los autores afirman que la alternativa más coste-efectiva es el cambio de combustible, no obstante los costes de carácter social asociados con esta alternativa han hecho que haya sido eludida en la gran mayoría de programas y propuestas de control de la lluvia ácida.

⁵⁵ REGENS, J.L. y RYCROFT, R.W. (1.986): "Options for financing Acid Rain controls" en *Natural Resources Journal*, nº3(XXVI) de Verano. Págs. 518-549.

Tabla 1.5. Costes de las Estrategias de Reducción de Emisiones de SO₂
ESTRATEGIA **Costes (\$/ton. de SO₂)**

ESTRATEGIA	Costes (\$/ton. de SO₂)
LAVADO DE CARBÓN	
Carbón. de Apalaches N. y Medio Oeste	50-600\$
Carbón Apalaches S.	700-1.000\$
ESTRATEGIA DE PLANTAS^a	
<i>Cambio de combustible^b</i>	
De Alto contenido a Bajo	250-300\$
De Alto contenido a Medio	350-400\$
De Medio contenido a Bajo	400-500\$
De Alto cont. a petróleo residual de Bajo	300-400\$
<i>FGD</i>	
Con carbón de Alto contenido.	400-600\$
Con carbón de contenido Medio.	600-1.500\$
Con carbón de Bajo contenido.	1800-3000\$
<i>DSI (Inyección de cal)^c</i>	
Con carbón de Alto contenido.	200-500 y 200-350\$
Con carbón de contenido Medio.	300-1.100 y 250-700\$
Con carbón de Bajo contenido.	600-2.000 y 500-1.200\$
ESTRATEGIA	Costes (\$/ton. de SO₂)
ESTRATEGIA INDUSTRIAL^d	
<i>Cambio de combustible</i>	
De Alto contenido a Bajo	250-350\$
De Alto contenido a Medio	350-400\$
De Medio contenido a Bajo	400-500\$
De Alto cont. a petróleo residual de Bajo	300-400\$
<i>FGD</i>	
Con carbón de Alto contenido.	400-600\$
Con carbón de contenido Medio.	600-1.500\$
Con carbón de Bajo contenido.	1.800-3.000\$

^a Costes representativos para una central térmica de 500 MW. Variarán por zona y año.

^b En función de su contenido en azufre.

^c Reducción prevista en las emisiones entre un 50 y un 60%.

^d Costes representativos para una fundición industrial de 170.000 millones de Btu/hora. Los costes variarán por zona y año. Btu: British thermal unit.

Fte: REGENS, J.L. y RYCROFT, R.W., 1.986.

Desde una perspectiva más abstracta Torrens⁵⁶ afirma que la instalación de equipos capaces de reducir las emisiones, procedentes de centrales térmicas, de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno en un 90% y de partículas sólidas en más de un 99% aumentarían los costes de generación de electricidad entre un 15 y un 25%, en comparación con la ausencia de medidas. Ello incluyendo procedimientos de desnitrificación de los gases de las chimeneas, que hasta la fecha no suelen ser muy habituales. De hecho, por lo que hace referencia a la eliminación de los óxidos de nitrógeno, la tecnología más empleada consiste en modificar los procesos de combustión, aunque no siempre basta para cumplir los estándares, como ha sucedido con Austria y Alemania.

Uno de los principales problemas que tiene la lucha contra la contaminación, tal y como planteamos anteriormente, consiste en que, en general, se suele asumir que las posibilidades de estimar sus costes son superiores a las de estimación de los beneficios⁵⁷. Esto resulta especialmente problemático cuando en el programa de reducción de las emisiones se expresa de forma explícita el objetivo de aproximar costes y beneficios sociales.

Una de las causas más destacables de las grandes divergencias en las estimaciones de costes es que en ellas se asumen muy distintos niveles de reducciones, y los costes de éstas no se comportan linealmente sino que crecen de forma notable según lo hacen las reducciones de emisiones. Así Stauffer muestra las siguientes estimaciones (para reducciones de emisiones de SO₂ en millones de toneladas):

⁵⁶ TORRENS, I.M. (1.988): "Acid Rain: An international perspective" en MANDELBAUM, P. Pág. 10.

⁵⁷ Vid. entre otros STAUFFER, C.H. Jr. (1.988). Op. Cit. Págs. 37-73 o PARKER, L.B. (1.988): "Response to C.H. Stauffer" en MANDELBAUM, P. Pág. 49.

Tabla 1.6. Coste marginal de la reducción de emisiones.

CMg Reducción	Reducción
300\$/ton	6
500\$/ton	8
900\$/ton	10
1.400\$/ton	12

Fte.: STAUFFER, C.H., 1.988.

Pero incluso si aceptamos unas reducciones en las emisiones estables y claramente establecidas, seguirían existiendo problemas de incertidumbre, concretamente en relación con aspectos tales como la estimación de la demanda futura de electricidad, la tasa a la cual la nueva capacidad de generación reemplaza a las plantas antiguas y la dificultad de conocer cuando nuevas tecnologías van a aparecer y van a estar disponibles para las plantas en el mercado.

Por ello nos parece un eufemismo que se afirme, como argumento en contra de la acción, que mientras los beneficios de la reducción de la lluvia ácida son prácticamente indeterminables y de magnitud desconocida, los costes del control son ciertos y muy importantes. Como vemos la indeterminación viene tanto por un lado como por otro. En la Tabla 1.7. reproducimos unas cuantas estimaciones de costes efectuadas para países europeos y para los Estados Unidos. Dichas estimaciones incluyen los costes de instalación de mecanismos para la reducción de emisiones tanto en centrales eléctricas nuevas como en las preexistentes y en instalaciones industriales.

Tabla 1.7. Costes del control de la contaminación. En miles de millones de ECU

País	Contaminante Atmosférico	Fuente (Estática)	Reducción	Para el año	Coste anual
Comunidad Europea	SO ₂	Todas	10-13 M.Ton. (53-77%)	2.000	3'4-5'0 ECU ^{ab}
	NO _x	Todas	50%	2.000	0'3 ECU ^a
R.F.Alemania	SO ₂	Todas	1'6 M.Ton. (50%)	1.993	1'7 ECU
Reino Unido	SO ₂	C. Térmicas	1'5 M.Ton. (50%)	1.995+	0'21 ECU ^c
EE.UU.	SO ₂	C. Térmicas	10 M.Ton. (50%)	1.995+	3'1-3'9 ECU ^a
EE.UU.	SO ₂	C. Térmicas	10 M.Ton. (50%)	1.995+	3'9-7'0 ECU ^a

^a A precios de 1.982.

^b Incluye instalación de FGD en el 75% de las fundiciones de más de 25 MW que usan carbón y lignito.

^c A precios de 1.993. Incluye los costes de reemplazar la capacidad productiva derivada de la instalación de FGD

Fuente: Elaboración propia en base a TORRENS, I.M., 1.988.

Aunque las estimaciones de costes son significativas, los efectos no tendrían porqué ser dramáticos, así la estimación para Alemania representaría un aumento aproximado del 6% en el precio del KW hora para los consumidores, mientras que en el caso del Reino Unido los efectos serían un aumento entre el 5 y el 6% en los costes de generación de electricidad y un aumento algo inferior en el recibo de la luz⁵⁸.

⁵⁸ TORRENS, I.M. (1.988). Op. Cit. Pág. 10.

1.4.2. LAS FUENTES MÓVILES.

Las fuentes móviles de contaminación constituyen a su vez un problema específico a la hora del control de la lluvia ácida. Como se ha comentado anteriormente los automóviles son la fuente primordial de emisiones de óxidos de nitrógeno, y hasta ahora y “de forma contraria a la lógica de los economistas, los recursos para controlar los (...) contaminantes se han asignado en base a los costes de control y sin tener en cuenta los beneficios potenciales.”⁵⁹

En palabras de Smith⁶⁰ los vehículos a motor son la primera causa de contaminación en el planeta. No obstante, su tecnología ha avanzado de forma impresionante, única explicación de que mientras entre 1.970 y 1.986 el número de vehículos privados aumentó en un 51% la contaminación generada sólo lo hizo moderadamente.

Los estándares de comportamiento ambiental de los vehículos fueron introducidos tardíamente. Además, hasta hace bien poco los vehículos sólo eran verificados al salir de fábrica y no existía un seguimiento posterior de su cumplimiento. Hoy, las Inspecciones Técnicas de Vehículos, periódicas y obligatorias en un buen número de países, se pueden encargar de controlar el mantenimiento de los estándares de emisiones por parte de los vehículos.

⁵⁹ FREEMAN, A.M. III^o et al. (1.973): *The Economics of Environmental Policy*. John Wiley and son, New York. Pág. 132.

⁶⁰ SMITH, Z.A. (1.992): *The environmental policy paradox*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.). Pág. 74. Vid. también WORLD RESOURCES INSTITUTE (1.992). Op. Cit. Pág. 203.

Ello es especialmente importante porque existen abundantes estudios que demuestran que los vehículos con el uso y el mero transcurso del tiempo tienden a empeorar su comportamiento ambiental.

Entre las técnicas existentes para el control de las emisiones se debe destacar el papel de los catalizadores (convertidores catalíticos). Dado que, básicamente, el grueso de las emisiones se debe a problemas en la combustión el catalizador actúa completando la combustión. De hecho la combustión completa daría lugar sólo a dióxido de carbono y vapor de agua. La combustión incompleta produce además monóxido de carbono, hidrocarburos y otros compuestos orgánicos. Por su parte el nitrógeno contenido en el aire al ser propulsado en los cilindros genera óxidos de nitrógeno. También el plomo, usado como antidetonante, es emitido. Los motores diesel generan, además, óxidos de azufre y partículas.

Los catalizadores reducen las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV) y de monóxido de carbono aproximadamente en un 85% y las de óxidos de nitrógeno en alrededor de un 60%. De hecho, la normativa europea exige desde 1.993 que los vehículos aptos salgan al mercado equipados con catalizadores⁶¹.

Dos problemas debemos destacar. En primer lugar la gasolina con plomo mina poco a poco los efectos de los catalizadores hasta dejarlos inoperantes. En ese sentido se espera una generalización del uso de las gasolinas sin plomo en Europa, suponemos que al nivel de países como los Estados Unidos, Suecia, Finlandia o Austria donde ya no se venden gasolinas con plomo. En segundo lugar los catalizadores normales tampoco son válidos para los vehículos diesel y estos

⁶¹ Vid. W.R.I. (1.992). Op. Cit. Pág. 203.

emiten entre 30 y 70 veces más partículas que los motores de gasolina equipados con catalizadores. Además, son responsables de la mayoría de emisiones de anhídrido sulfuroso, en ese sentido el desarrollo de modificaciones en los motores de los vehículos diesel y la aplicación de trampas para partículas en los tubos de escape puede mejorar notablemente su comportamiento ambiental.

La segunda de las opciones que se baraja hace referencia a los combustibles alternativos. La opción más sencilla consiste en reformular las actuales mezclas de derivados del petróleo para hacerlas menos volátiles (reduciendo así las emisiones de compuestos orgánicos volátiles) y reduciendo también los compuestos tóxicos añadidos (como el benceno). La adición de alcoholes y éteres para crear combustibles *oxigenados* puede facilitar la quema más completa de los mismos. En cuanto a los diesel, se puede mejorar mucho su comportamiento reduciendo el azufre que contiene este tipo de combustibles.

Desafortunadamente los nuevos combustibles reformulados producen reducciones en las emisiones inferiores al 30%. Por ello, parecen tener más futuro las alternativas a los derivados habituales del petróleo, como el metanol, etanol, gas natural licuado, gas de petróleo licuado, hidrógeno o baterías eléctricas, con los que se pueden obtener reducciones en las emisiones de hasta un 90% en algunos casos⁶².

Existen otras medidas obvias, tales como la mejora de las redes de transporte público, carriles bici, carriles específicos para los vehículos de transporte urbano, que permiten reducir la congestión de forma notable y con ello el consumo de combustible y las emisiones de contaminantes.

⁶² Op. Cit. Pág. 203.

No por menos habituales podemos dejar de recoger otras opciones planteadas. Una de las principales es la reducción de la congestión del tráfico urbano por métodos distintos. Desde “tarifas por congestión”, es decir, incentivos económicos cargados sobre los conductores que utilicen sus vehículos privados durante las horas punta, a la peatonalización de determinadas áreas urbanas, o a la limitación de los días que se puede coger el vehículo privado en función de la matrícula⁶³. Por último, y dado que los vehículos más antiguos son los más contaminantes en término medio, puede jugar un papel importante el establecimiento de mecanismos para renovar el parque, tal y como se hizo en España con el Plan Renove.

Torrens⁶⁴ reproduce las conclusiones de un estudio elaborado por el Departamento de Comercio de los Estados Unidos en 1.981 según el cual todos los controles necesarios para reducir las emisiones de óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y otros hidrocarburos, así como de partículas sólidas representarían un coste de 16.500 millones de dólares (de 1.981). Esos costes harían referencia a los aproximadamente 136 millones de vehículos, entre pesados y ligeros, que existían por entonces en los Estados Unidos, lo cual representaba un coste medio de 121 dólares por vehículo y año.

Por su parte Hahn⁶⁵ examina las distintas opciones de reducción de emisiones de las fuentes móviles a la luz de las Enmiendas de 1.990 a la Ley de Aire Limpio de los EE.UU. En este trabajo se destaca la importancia de los

⁶³ Esta opción que ya se ha llevado a la práctica en Roma y en México, D.F., obliga a que determinados días de la semana sólo se puedan usar en la ciudad los vehículos privados con número de matrícula par y determinados otros, los de número de matrícula impar.

⁶⁴ Op. Cit. Pág. 12.

⁶⁵ HAHN, R.W. (1.995): “Choosing among fuels and technologies for cleaning up the air” en *Journal of Policy Analysis and Management*, nº 4(XIV) de Otoño. Págs. 532-554.

enfoques descentralizados, como permisos negociables o impuestos sobre las emisiones en la interiorización de los efectos externos de tipo ambiental, especialmente en presencia de gran incertidumbre, como es el caso objeto de estudio. De hecho el ahorro que estima para doce estados del este de los EE.UU., de un enfoque de este tipo en lugar de regulaciones directas, está entre 7.000 y 29.000 millones de dólares de 1.993⁶⁶.

De manera que aunque la cifra de costes es importante, no debería representar una barrera insalvable a la luz de las estimaciones sobre los daños causados por las emisiones procedentes de las fuentes móviles, especialmente cuando las prospecciones examinadas establecen que este tipo de fuentes van a seguir creciendo y generando contaminación, mientras que los contaminantes procedentes de las fuentes estáticas se espera que se estabilicen o que tengan un crecimiento muy moderado.

Los límites a las emisiones de vehículos a motor están concretadas en la Directiva 91/441/CEE, y además de en esta norma, dado que los vehículos emiten aproximadamente un 40% de las emisiones de dióxido de carbono de la O.C.D.E., el 74% de las de monóxido de carbono y el 48% de las de óxidos de nitrógeno, y dado que las perspectivas son de aumento de la contaminación generada, se plantearon medidas adicionales, tales como mejoras en los combustibles de manera que se redujera el contenido en azufre, plomo y benceno⁶⁷.

⁶⁶ Datos agregados para la citada zona referidos al período entre 1.995 y el año 2.010.

⁶⁷ Vid. M.O.P.T.M.A. (1.994): *El medio ambiente en España. 1.993*. M.O.P.T.M.A., Madrid. Págs. 249-260.

En España estos aspectos siguen estando regulados por la ya obsoleta Ley 38/1.972, de 22 de diciembre, de protección del medio ambiente atmosférico y sus desarrollos reglamentarios⁶⁸.

1.5. LA SITUACIÓN A NIVEL INTERNACIONAL.

Aunque, tal y como hemos visto, el fenómeno de la lluvia ácida se conoce desde el siglo pasado, no hubo consciencia de su enorme gravedad hasta bien entrados los años sesenta. Buena prueba de esta falta de preocupación nos la da el hecho de que el Programa Europeo de Cooperación para la Verificación y Evaluación del Transporte a Larga Distancia de Contaminantes Atmosféricos (EMEP⁶⁹) no fue puesto en marcha hasta 1.978. El objetivo principal del Programa era seguir los movimientos de contaminantes y determinar donde se producían las deposiciones para todas las fuentes existentes. Inicialmente el único precursor controlado fue el anhídrido sulfuroso, aunque desde 1.987 también se vigilan las emisiones de óxidos de nitrógeno.

Para el seguimiento de los contaminantes se dividió el mapa de Europa en cuadrados de ciento cincuenta kilómetros de lado, y en ellos hay unas cien

⁶⁸ Vid. Decreto 3205/1.974, de 9 de agosto, sobre limitación de la contaminación atmosférica producida por vehículos automóviles (modificado por los R.D. 2482/1.985, de 25 de setiembre y 1.485/1.987, de 4 de diciembre.). Decreto 833/1.975, de 6 de febrero, por el que se desarrolla la Ley 38/72 (modificado por el R.D. 717/1.987, de 27 de mayo). y Decreto 2204/1975, de 23 de agosto, que tipifica las características, calidades y condiciones de empleo de los combustibles y carburantes.

⁶⁹ European Monitoring and Evaluation Programme.

estaciones de control, *denominadas puntos de llegada*. Utilizando una detallada información meteorológica de los vientos que llegan a cada estación, se determinan sus pautas de comportamiento hasta 96 horas antes de la medición. Como el proceso de control se efectúa para una misma parcela atmosférica en las distintas estaciones de llegada, se puede determinar con notable precisión las cargas y descargas de contaminantes efectuadas a lo largo de su movimiento. También permite mejorar el conocimiento de la contaminación producida en cada uno de los países dentro de la red de vigilancia.

En la Tabla 1.8. de la página 49 podemos examinar, de forma agregada para algunos países, los orígenes de las deposiciones sulfúricas producidas en Europa a lo largo de 1.987.

Para poder interpretarlo con mayor facilidad, examinaremos, por ejemplo, la situación de España. En las filas observamos la situación de cada país como receptor de emisiones, así, España ha recibido un total de 674.000 toneladas de azufre (aproximadamente 1.290.000 toneladas de anhídrido sulfuroso), mientras que en las columnas se indica la posición como emisor, así España ha emitido unas 856.000 toneladas (cerca de 1.635.000 toneladas de anhídrido sulfuroso).

De las emisiones recibidas 523.000 toneladas de azufre procedieron de fuentes domésticas⁷⁰, mientras que de Francia se recibieron 11.000 toneladas (unas 21.000 toneladas de anhídrido sulfuroso) y del Reino Unido 6.000 toneladas (unas 11.500 toneladas de anhídrido sulfuroso).

⁷⁰ Para cada país las emisiones de origen doméstico soportadas se recogen en la diagonal sombreada, como podemos ver en la tabla en todos los países, con excepción de los escandinavos, el propio país es el origen del grueso de las emisiones soportadas.

En cuanto a la contaminación exportada, siguiendo ahora la correspondiente columna, podemos ver como cayeron sobre Francia 65.000 toneladas de azufre (unas 125.000 toneladas de anhídrido sulfuroso) y 10.000 sobre Italia (unas 20.000 toneladas de anhídrido sulfuroso).

Para resaltar la naturaleza interjurisdiccional del problema podemos destacar que se recibieron 2.000 toneladas de azufre de Checoslovaquia o 2.000 de Hungría, y que la antigua Unión Soviética recibió 1.000 toneladas de nuestras emisiones, las mismas que recibió Polonia. Es decir un desplazamiento de contaminantes cubriendo distancias más que considerables.

En la tabla 1.8. se puede ver cada país en su condición de emisor y de receptor de contaminantes. Si nos situamos en la perspectiva de los países receptores podemos ver como, de forma general, las emisiones recibidas en cada país se corresponden fundamentalmente con emisiones de origen doméstico, éstas, a su vez, se encuentran en la diagonal de la tabla y aparecen sombreadas. Así sucede en Checoslovaquia, la antigua R.D. Alemana, Hungría, Italia, Polonia, España, la parte europea de la antigua Unión Soviética y Gran Bretaña. Destacando los casos de Gran Bretaña, donde el total de deposiciones recibidas se corresponde con el 81'34% de las emisiones locales (recepción total: 702 y emisiones domésticas: 571) y el de España con el 77'60% (recepción total: 674 y emisiones domésticas: 523). En el extremo opuesto encontraríamos a los Países Escandinavos, con un ratio del 11'78% (recepción total: 501 y emisiones domésticas: 59).

También sería importante obtener un ratio⁷¹ que nos mostrara la autonomía de nuestro país a la hora de luchar contra la lluvia ácida, para ello deberíamos considerar la relación entre las emisiones totales y la parte de las emisiones totales de origen doméstico⁷², dicho ratio y otros que se elaborarán posteriormente están recogidos en la tabla 1.9. de la página 51. Examinando los distintos ratios se aprecian algunas cuestiones relevantes que se abordarán a continuación. Así, podemos ver examinando el primero de ellos que en casi todos los países predomina la dependencia (ratio inferior al 50%) y sólo unas pocas excepciones muestran claras posibilidades para una política autónoma de lucha contra la lluvia ácida (ratio superior al 50%). Así el ratio más bajo se corresponde con el Benelux, donde de las 322 toneladas/año emitidas sólo se queda con 102. Mientras, en el extremo opuesto tendríamos a la parte europea de la antigua Unión Soviética, este territorio emite 2.558 toneladas/año, de las cuales 2.204 se quedan en la propia jurisdicción, es decir un 86'16%.

Un caso especial a reseñar sería el de los Países Escandinavos. Como hemos visto del ratio anterior se caracterizan porque del total de las deposiciones recibidas sólo un 11'77% se corresponde con emisiones de origen local, es decir, soportan un buen número de emisiones procedentes de otras jurisdicciones, pero, si además examinamos este ratio, vemos que su importe es del 55'14%, es decir, no sólo son contaminados desde el exterior, sino que además ellos soportan la mayoría de sus propias emisiones (de unas emisiones totales de 107 toneladas año, 59 se quedan en el área), por lo tanto se trata de unos países que pueden aplicar con éxito, como de hecho así es, una política nacional de lucha contra la lluvia ácida.

⁷¹ Los cuatro ratios que se van a desarrollar a continuación se recogen en

⁷² La autonomía será mayor cuando una mayor parte de las emisiones generadas por el país se queden en su propio territorio.

Dos son los aspectos más reseñables del análisis efectuado, por un lado hemos examinado la importancia que tienen las emisiones propias en relación con las recibidas de otros países, y por otro lado, hemos analizado la importancia que tienen las emisiones que se quedan en cada jurisdicción en relación con sus emisiones totales.

En cualquier caso se deben matizar los anteriores comentarios, puesto que las grandes diferencias en emisiones en términos absolutos llevan a que los porcentajes puedan ser mal interpretados. El hecho de que la parte europea de la antigua Unión Soviética se quede con la mayoría de sus emisiones (86'16%), no debe oscurecer el hecho de que pese a ello emite fuera de su territorio unas 354 toneladas/año, cifra muy superior a la de un buen número de países a los que podríamos calificar como de escasa autonomía, según el ratio definido, (Francia, con un ratio del 46'05%, envía a otras jurisdicciones 332 toneladas anuales, o el Benelux, con un ratio que lo sitúa como el país con menor autonomía, sólo emite fuera de sus fronteras 220 toneladas anuales).

No obstante, no hay que confundir el significado de este ratio. Un país con gran autonomía pero que reciba grandes volúmenes de emisiones externas podrá tener éxito en sus políticas locales pero tendrá dificultad en frenar la lluvia ácida. Por ello será importante establecer qué países son exportadores netos de lluvia ácida, para ello vamos a definir un ratio que nos muestre, del total de emisiones producidas qué parte no se quedan en el país. Mientras que veremos qué países son importadores netos examinando del total de deposiciones recibidas, cuáles tuvieron su origen en otras jurisdicciones.

El ratio de exportaciones nos muestra como principales exportadores de lluvia ácida al Benelux, Hungría, la antigua R.D. Alemana y Checoslovaquia, por este orden. Mientras que en términos absolutos tendríamos a la ex-R.D.A., Polonia, Gran Bretaña y Checoslovaquia. Este ratio es complementario con el ratio de autonomía, en consecuencia los países con mayor ratio de exportaciones netas presentan un menor nivel de autonomía.

Por su parte el ratio de importaciones nos muestra como países más afectados por las emisiones externas a los Países Escandinavos, curiosamente, también al Benelux⁷³, y en tercer lugar a la antigua R.F. Alemana. Por lo que hace referencia a las importaciones en valores absolutos, el principal importador es la antigua Unión Soviética (1.380 toneladas anuales), seguido de Polonia (700 toneladas anuales), y a una distancia mucho más notable, la ex-R.F. Alemana (491 toneladas anuales). Como es fácil de observar, el ratio de importaciones netas es complementario con el primero de los ratios definidos.

⁷³ El Benelux es un área que cumple tanto nuestra caracterización de exportador neto (emisiones totales 322, emisiones exportadas 220), como el de importador neto (emisiones recibidas 267 de las cuales de origen local sólo 102).

Tabla 1.8. Orígenes de las deposiciones sulfúricas en Europa (miles de toneladas/año).

RECEPTORES	EMISORES															Suma
	CS	FR	RDA	RFA	BL	HU	IT	PL	ES	SC	US	GB	RE	UI**		
CHECOSLOVAQUIA (CS)	385	11	128	28	5	45	10	95	1	0	2	7	13	28	765	
FRANCIA (FR)	19	332	41	40	28	5	21	15	65	0	0	43	8	140	760	
R.D. ALEMANA (RDA)	84	14	725	61	11	2	2	32	1	0	1	15	3	24	979	
R.F. ALEMANA (RFA)	47	69	163	330	44	3	13	23	6	0	1	45	6	64	821	
BENELUX (BL)	4	32	15	51	102	0	0	4	2	0	0	31	0	19	267	
HUNGRÍA (HU)	31	3	16	6	1	190	12	25	0	0	1	1	28	18	337	
ITALIA (IT)	13	21	15	8	2	11	353	14	10	0	1	4	19	86	562	
POLONIA (PL)	145	15	310	47	10	40	10	790	1	1	18	15	21	64	1.492	
ESPAÑA (ES)	2	11	5	3	1	2	2	3	523	0	0	6	16	98	674	
P. ESCANDINAVOS (SC)	17	5	48	18	6	4	2	44	0	59	33	32	30	194	501	
URSS* (US)	107	10	167	36	8	84	13	337	1	8	2.204	16	97	491	3.584	
GRAN BRETAÑA (GB)	5	14	15	11	8	0	1	3	2	0	1	571	6	60	702	
RESTO DE EUROPA (RE)	95	40	97	49	8	141	136	101	29	3	95	70	825	435	2.163	
NORTE DE ÁFRICA (NA)	105	136	253	131	71	64	182	194	210	28	196	437	254	821	3.087	
SUMA	1.064	721	2.005	823	322	594	759	1.685	856	107	2.558	1.271	1.377	2.553	16.695	
ERROR	5	8	7	4	17	3	2	5	5	8	5	-22	51	11	1	

* Parte europea de la ex-URSS

** UI= No atribuible a ningún país, más una pequeña parte del Norte de África.

Fuente: Datos del EMEP, 1.987.

Los mayores valores en la tabla 1.8., fuera de la diagonal, muestran donde se dan los mayores impactos de un país sobre otro. Es fácil detectar que dichos impactos nocivos provienen fundamentalmente de los países del Este, confirmándose la hipótesis, generalmente extendida, de que las economías de planificación central han cometido auténticos desmanes ambientales. Sirvan como ejemplo las 145.000 toneladas de azufre que enviaban los checos a sus colegas polacos, las 310.000 toneladas que enviaba la antigua República Democrática Alemana a Polonia o las 337.000 toneladas que estos últimos enviaban a la antigua Unión Soviética.

Por otra parte, no resultará extraño ver cómo algunos de los países más activos en la lucha a nivel nacional e internacional contra la lluvia ácida apenas emiten azufre, como sucede con los Países Escandinavos, y son receptores netos de deposiciones ácidas. Concretamente reciben sólo de tres países (Polonia, R.D. Alemana y URSS) más del doble de lo que sufren como consecuencia de sus fuentes domésticas (125.000 toneladas de azufre frente a 59.000 toneladas).

Consecuentemente con lo anterior, no será difícil entender que Gran Bretaña sea uno de los países de la Comunidad Europea que más trabas ha interpuesto al desarrollo de una política común en materia de contaminación atmosférica transfronteriza. No sólo es uno de los principales emisores de la Comunidad Europea, sino que es, además, un exportador neto de precursores de lluvia ácida, como bien saben los Países Escandinavos (reciben 32.000 toneladas de azufre) o la República Federal Alemana (recibe 45.000 toneladas).

Tabla 1.9. Ratios sobre emisiones y deposiciones.

País o Área	E_L/D_R % (a)	Auton. % (b)	X.Net. % (c)	M.Net. % (c)	X.	M.	X-M
CHECOSLOVAQUIA (CS)	50,33	36,18	63,82	49,67	679	380	299
FRANCIA (FR)	43,68	46,05	53,95	56,32	389	428	-39
R.D. ALEMANA (DD)	74,06	36,16	63,84	25,94	1.280	254	1026
R.F. ALEMANA (DE)	40,19	40,10	59,90	59,81	493	491	2
BENELUX (BL)	38,20	31,68	68,32	61,80	220	165	55
HUNGRÍA (HU)	56,38	31,99	68,01	43,62	404	147	257
ITALIA (IT)	62,81	46,51	53,49	37,19	406	209	197
POLONIA (PL)	52,95	46,88	53,12	47,05	895	702	193
ESPAÑA (ES)	77,60	61,10	38,90	22,40	333	151	182
P. ESCANDINAVOS (SC)	11,78	55,14	44,86	88,22	48	442	-394
URSS* (US)	61,50	86,16	13,84	38,50	354	1380	-1026
GRAN BRETAÑA (GB)	81,34	44,93	55,07	18,66	700	131	569
RESTO DE EUROPA (RE)	38,14	59,91	40,09	61,86	552	1338	-786

X: Exportaciones. M: Importaciones

(a) Emisiones locales/Deposiciones recibidas.

(b) Parte de Emisiones Totales (E_T) que queda en el territorio nacional/ E_T .

(c) Parte de E_T que no queda en territorio nacional/ E_T .

(d) Deposiciones recibidas del exterior / Deposiciones totales en el país.

Fuente: Elaboración propia en base a la tabla 1.8.

Todas estas tendencias comentadas son corroboradas por la tabla 1.10. de la página 53 que nos muestra no sólo la evolución de las emisiones y deposiciones entre 1.980 y 1.987, sino también unos ratios muy significativos que luego comentaremos.

Como vemos en dicha tabla, España ha subido en la clasificación de los principales contaminadores, de la séptima posición que ocupaba en 1.980 a la quinta que ocupa en 1.987, con una escasísima reducción en sus emisiones del 3%. Si ello lo comparamos con el comportamiento de los Países Escandinavos, aun destaca más la modestia de los resultados. Así, por ejemplo, Suecia alcanzó

una reducción del 50% en sus emisiones, lo cual tiene el mérito añadido de su bajo punto de partida⁷⁴.

Casos especialmente destacables son el de Francia, que logró reducir sus emisiones en un 48%, lo cual puede deberse a los efectos del Plan de Energía Nuclear abordado por dicho país, y el de Austria que alcanzó una reducción del 58%.

Evidentemente las pautas de reducción muestran también el nivel de desarrollo tecnológico de los distintos países. Aquellos que no habían completado su proceso de industrialización tuvieron serios problemas para frenar las emisiones, cuando no experimentaron incluso aumentos en las mismas.

⁷⁴ Como ya se comentó en su momento, las reducciones son más costosas cuanto menores son las emisiones que restan por reducir.

Tabla 1.10. Evol. de Emisiones y Deposiciones (1980-87). Países ordenados por emisiones en 1987

	EMISIONES		CAMBIO %	DEPOSICIONES		CONTRIB. PAIS TOTAL DEPOS. (a)	EXPORTACION IMPORT.
	1.980	1.987		1.980	1.987		
URSS*	6.400	5.100	-20%	5.101	3.584	0,61	2,1
R.D.Alemana	2.500	2.500	0%	963	979	0,74	7,0
Polonia	2.050	2.270	11%	1.443	1.492	0,53	2,1
Gran Bretaña	2.335	1.840	-21%	803	702	0,81	9,7
España	1.625	1.581	-3%	670	674	0,78	7,0
Checoslovaquia	1.550	1.450	-6%	818	765	0,50	2,8
Italia	1.900	1.252	-34%	916	562	0,63	4,3
R.F.Alemana	1.600	1.022	-36%	1.083	821	0,40	1,4
Francia	1.779	923	-48%	1.160	760	0,44	1,4
Hungría	817	710	-13%	416	337	0,56	3,5
Yugoslavia	588	588	0%	662	497	0,39	5,0
Bulgaria	517	570	10%	293	235	0,65	5,0
Bélgica	400	244	-39%	162	121	0,41	2,7
Grecia	200	180	-10%	150	119	0,38	1,8
Turquía	138	177	28%	209	210	0,29	2,7
Finlandia	292	162	-45%	273	210	0,23	0,7
Dinamarca	219	155	-29%	110	83	0,37	2,4
Holanda	244	141	-42%	175	139	0,23	1,0
Portugal	133	116	-13%	83	83	0,42	1,7
Suecia	232	116	-50%	333	307	0,12	0,3
Rumania	100	100	0%	405	330	0,10	0,2
Irlanda	110	84	-24%	66	68	0,31	1,3
Austria	177	75	-58%	282	207	0,09	0,3
Noruega	70	50	-29%	199	194	0,07	0,2
Suiza	63	31	-51%	121	70	0,11	0,4
TOTAL**	26.078	21.471	-18%	20.484	16.695	0,52	

* Parte europea de la ex-URSS. ** Los totales muestran una pequeña desviación.

Los datos de anhídrido sulfuroso serán aproximadamente el doble de los mostrados.

Fuente: EMEP 1.989.

En cuanto a la evolución de las deposiciones, podemos observar que éstas han evolucionado de forma pareja a las emisiones, es decir, se han reducido moderadamente, así, para el caso de España las emisiones se han reducido en un 3%, mientras que las deposiciones se han mantenido prácticamente estancadas. Ello se puede explicar tanto en función del comportamiento de los países que generan la contaminación que viene a depositarse en nuestro país como por las características acumulativas del fenómeno, que no responde automáticamente a una reducción de las emisiones en origen.

Con datos de esta tabla y las diagonales de la tabla 1.8. se ha elaborado el primero de los dos ratios reproducidos en la tabla 1.10.⁷⁵ En concreto, con los datos de las deposiciones de origen doméstico y los datos de las deposiciones en 1.987 se ha calculado el ratio que muestra la contribución del país al conjunto de deposiciones experimentadas en el mismo. Este análisis confirma cómo para algunos países el problema de la lluvia ácida es básicamente doméstico, como sucede con Gran Bretaña (81%), con la antigua R.D. Alemana (74%) o con la misma España (78%)⁷⁶. Estos países sufren daños mayoritariamente derivados de sus propias emisiones, lo cual no implica que no causen daños a terceros.

Lógicamente, los países que tiene este ratio bastante elevado se aprovechan de la mayoría de los beneficios derivados del control del fenómeno. Para ellos la presión internacional puede ser un acicate para el control de sus emisiones, pero en todo caso reciben ellos mismos la mayor parte de los beneficios de sus acciones.

⁷⁵ Se reproduce también en la tabla 1.9. (columna (a)).

⁷⁶ Vid. MÄLER, K.G. (1.989): "The Acid Rain Game" en FOLMER, H. y IERLAND, E. van (Eds.).(1.989): *Valuation methods and policy making in environmental economics*. Elsevier. Studies in Environmental Economics 36, Amsterdam. Págs. 242-243. En su análisis, efectuado desde la perspectiva de la teoría de juegos, llega a una conclusión similar a la nuestra. Países como el Reino Unido, Italia o España tienen no llegarían a un acuerdo serio de reducción de emisiones sin ser compensados.

Este ratio también nos muestra porqué algunos países son especialmente beligerantes en el marco de las instituciones internacionales, es el caso, por ejemplo, de Finlandia, Noruega o Suecia que apenas generan una ínfima parte de las deposiciones que soportan. Un caso extremo es el de Noruega, que tiene un ratio del 7%. Es decir, del total de deposiciones sufridas, sólo un 7% se originó en el propio país.

Para concluir, en la última columna de la tabla 1.10., disponemos de datos referentes al ratio de exportaciones frente a importaciones de lluvia ácida. El ratio se ha calculado según la siguiente fórmula:

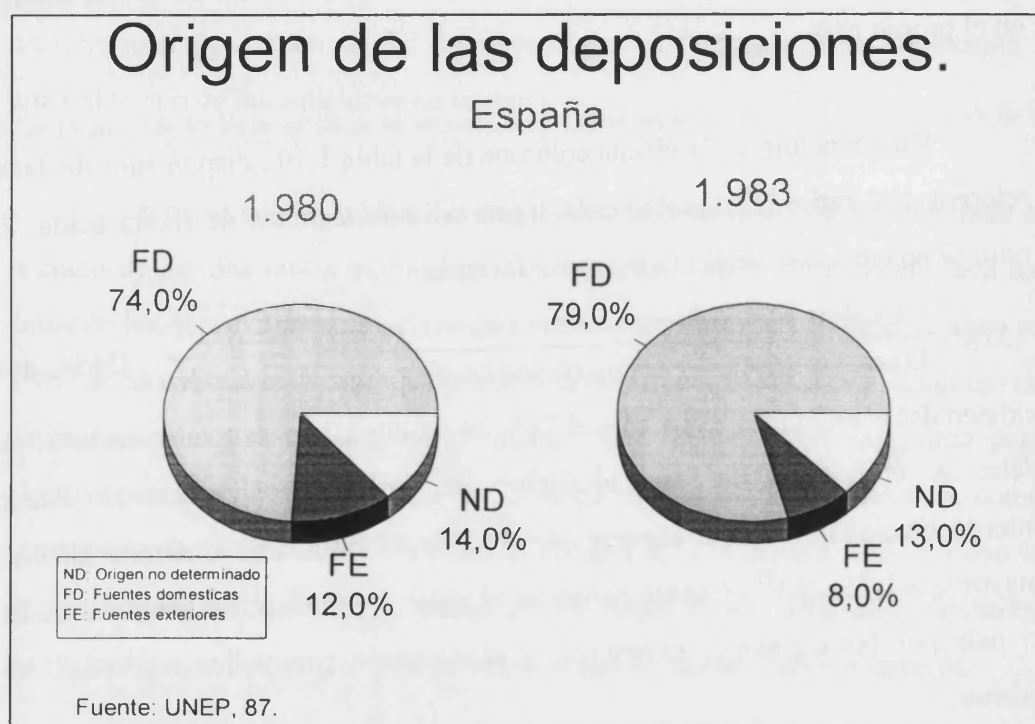
$$X/M = \frac{\text{Emisiones} - \text{Deposiciones de origen doméstico}}{\text{Deposiciones} - \text{Deposiciones de orig. doméstico}}$$
 Dado que existen datos referentes a que sólo el 78% de las deposiciones totales de 1.987 se debe a emisiones de ese ejercicio, de nuevo recordemos el factor intergeneracional, se puede esperar que el valor del ratio sea, en término medio, mayor que la unidad⁷⁷. Cuanto menor es el valor del mismo más perjudicado es el país por las emisiones exteriores, y al contrario para valores grandes del mismo.

De nuevo los datos ponen en evidencia algunos aspectos clave. Como, por ejemplo, porqué hay países más reacios a la resolución del problema (Gran Bretaña, España o la antigua R.D. Alemana). Se trata de países que están obteniendo unos importantes beneficios derivados de ciertas actividades productivas, mientras que una parte substancial de los costes de dichas actividades son soportados por los habitantes de otras jurisdicciones.

⁷⁷ Obviamente, puesto que el numerador será, en general, mayor que el denominador.

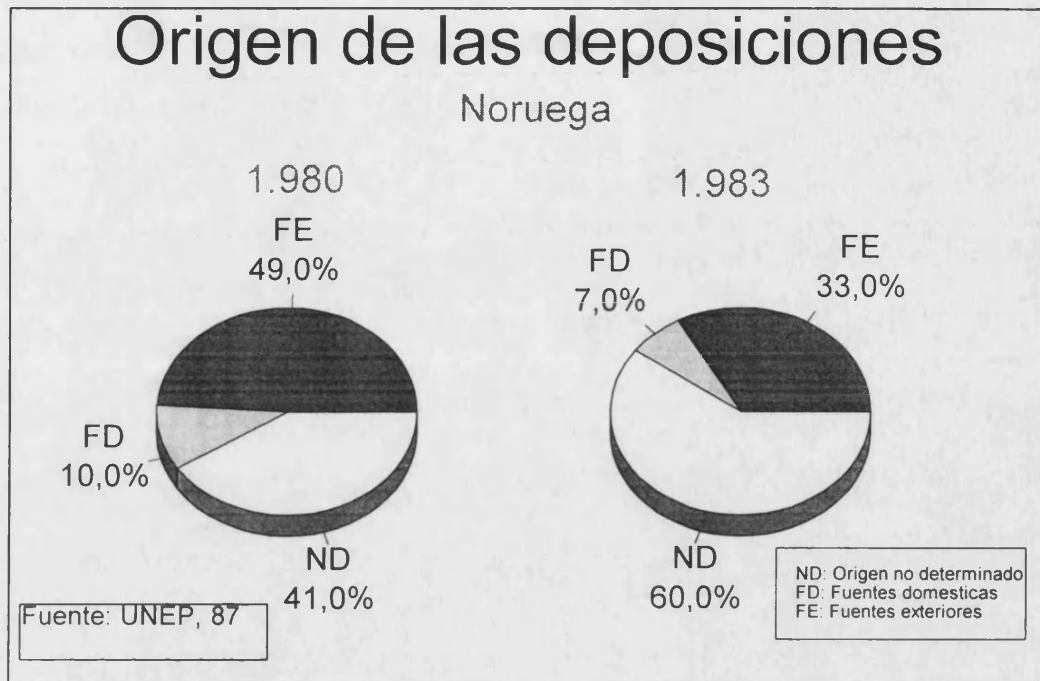
También podemos observar gráficamente la situación de algunos de los países relatados. Por ejemplo, vamos a ver a continuación, con datos de Naciones Unidas⁷⁸, lo distintos que son los escenarios de actuación para dos países como el nuestro, gráfico 1.2. y Noruega, gráfico 1.3.

Gráfico 1.2.



⁷⁸ UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (1.987): *Environmental Data Report*. Basil Blackwell, Oxford. Pág. 28.

Gráfico 1.3.



Parece bastante directo que Noruega será un país muy activo en los foros internacionales de lucha contra la contaminación, mientras que España posee serios alicientes para no intervenir.

Y realmente, la presión de los Países Escandinavos en Europa y de Canadá en Norteamérica fue definitiva para que en noviembre de 1.979 treinta y cuatro países y la Comunidad Económica Europea firmaran la Convención sobre Contaminación Atmosférica a Larga Distancia. Treinta y uno de los países firmantes ratificaron el tratado que entró en vigor en marzo de 1.983. El primer paso estaba dado y siguieron otros no menos significativos. Así, en septiembre de 1.984 veintiún países acordaron la puesta en marcha del Programa EMEP, que había sido pactado en 1.978, tal y como ya se ha comentado al inicio de este epígrafe.

No mucho después, en julio de 1.985, veintiún países acordaron reducir sus emisiones de anhídrido sulfuroso en un 30% para 1.993, tomando como referencia los niveles de emisión de 1.980. A dicho grupo de países se le bautizó como *el Club del 30%*, porque este era su presupuesto inicial de reducciones .

A continuación podemos ver, en la tabla 1.11., como la Comunidad Europea planteó incluso reducciones más ambiciosas, en su normativa interna relativa a fuentes estáticas. Así, en la *Directiva 88/609/CEE, sobre limitación de emisiones a la atmósfera de determinados agentes contaminadores procedentes de grandes instalaciones de combustión*, se plantearon los citados objetivos, teniendo en cuenta, eso sí, que a determinados países con serios problemas en su industrialización, España, Grecia, Irlanda y Portugal se les permitía tomar el calendario de reducción de emisiones de forma laxa, para que consolidaran sus procesos de desarrollo.

Tabla 1.11. Objetivos de reducción de emisiones de anhídrido sulfuroso procedentes de grandes plantas de combustión.

PAÍS	Emis. SO ₂ (1.980)	% SO ₂ (a)	Reduc. en relación con 1980 (%)		
			1.993	1.998	2.003
Bélgica	530	62	-40	-60	-70
Dinamarca	323	73	-34	-56	-67
R.F.Alemana*	2.255	70	-40	-60	-70
Grecia	303	55	6	6	6
España	2.290	90	0	-24	-37
Francia	1.910	52	-40	-60	-70
Irlanda	99	46	25	25	25
Italia	2.450	76	-27	-39	-63
Luxemburgo	3	13	-40	-50	-60
Holanda	299	65	-40	-60	-70
Portugal	115	43	102	135	79
Reino Unido	3.883	80	-20	-40	-60

Emisiones en miles de toneladas.

(a) Porcentaje total de reducción de emisiones.

* Sólo algunos Länder

Fuente: O.C.D.E., 1.993.

De igual manera, en Noviembre de 1.988, los EE.UU. y otros veinticuatro estados firmaron en Sofía el Protocolo sobre Emisiones de Óxidos de Nitrógeno y sus Flujos Transfronterizos. Con su firma, doce países de la Europa Occidental adoptaron una declaración en la que se comprometían a una reducción del 30% en sus emisiones para 1.998. Países como Francia, Italia y el Reino Unido se negaron inicialmente a firmar el compromiso, argumentando que la medida podría afectar muy negativamente a la industria del automóvil situada en sus países. Ésta, dedicada fundamentalmente a la producción de vehículos pequeños, debería equiparlos con convertidores catalíticos, lo cual iría en detrimento de su potencia y de su eficiencia energética⁷⁹.

Lo cierto es que, con la aprobación en ese mismo mes de la Directiva 88/609, la mayoría de los países comunitarios ya se había comprometido a medidas de similar dureza, tal y como podemos ver a continuación en la tabla 1.12.

⁷⁹ HAAS, P. (1.990): *Saving the Mediterranean*. Columbia University Press, New York. Págs. 239-242.

Tabla. 1.12. Objetivos de reducción de emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de grandes plantas de combustión.

PAÍS	Emis. NOx (1.980)	% NOx (a)	Reduc. en relación con 1980 (%)	
			1.993	1.998
Bélgica	110	35	-20	-40
Dinamarca	124	51	-3	-35
R.F.Alemana*	870	30	-20	-40
Grecia	36	17	+94	+94
España	366	40	+1	-24
Francia	400	21	-20	-40
Irlanda	28	40	+79	+79
Italia	580	37	-2	-26
Luxemburgo	3	13	-20	-40
Holanda	122	22	-20	-40
Portugal	23	14	+157	+178
Reino Unido	1016	45	-15	-30

Emisiones en miles de toneladas.

(a) Porcentaje total de reducción de emisiones.

* Sólo algunos Länder

Fuente: O.C.D.E., 1.993.

Como vemos, y de forma similar a lo que sucedía con el anhídrido sulfuroso, las restricciones son importantes, excepto para aquellos países con problemas de industrialización, a los que se les permite un margen de tiempo para fortalecer su tejido industrial. Por lo que se refiere al conocimiento del papel de los óxidos de nitrógeno en el fenómeno de la lluvia ácida, estos se están controlando desde hace un período de tiempo mucho más pequeño, por ello la información disponible es menos significativa. En todo caso, los distintos estudios recalcan que siguen unas tendencias similares a las del anhídrido sulfuroso, si bien es cierto que así como las emisiones de este último tienden a reducirse claramente, no está tan claro qué va a suceder en un futuro cercano con las emisiones de óxidos de nitrógeno.

En cualquier caso, y casi sin limitación, existen en la mayoría de países estándares referentes a los niveles máximos de emisión permitidos, tanto para

instalaciones nuevas, como en algunos casos para instalaciones antiguas. En el cuadro 1.4., que se reproduce a continuación, podemos ver una agregación de algunos de estos límites de emisiones, tanto para óxidos de nitrógeno como para anhídrido sulfuroso. En algunos casos la normativa no sólo establece las concentraciones máximas permisibles sino que además obliga a los contaminadores a tomar medidas concretas.

Cuadro 1.4. Límites de emisión para SO₂ y NO_x en los países de la OCDE para plantas existentes y nuevas.

NUEVAS PLANTAS

País	Lím. SO ₂ mg/m ³ (STP)			Lím. NO _x mg/m ³ (STP)		
	sólido	líquido	gaseoso	sólido	líquido	gaseoso
Alemania	2000-400: (650)a e	1700-400: a e	800/35/5 d	400-200	300-150	200-100
Australia	2000	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Austria	2000-200: a e	1700-200: a e	ninguno	500-150 a	200-100	150
Bélgica	2000-400: a	1700-400: a	800/35/5 d	800-200 c	450-150 c	350-100 c
Canadá	615	700	860	615	350	287
Dinamarca	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	650-200 c	450-225 c	350-225 c
España	2000-400: (800)d a	1700-400: a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
EE.UU.	1240 a c	920 e	1135	620-475 a d	570-350	285
Finlandia	2000-400	1700/4600 b	Ninguno	500-140 d	410-170 a	180-70 c d
Francia	860-430 d	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Grecia	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Holanda	700-400/200: a c	700-400/200: a c	800/35/5 d	650-110 a c	450-110 a c	350-60 a c
Irlanda	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Italia	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	650-200 c	450-200 a	350-200 a
Japón	223 b	223 b	223 b	411 b	267 b	123 b
Luxemburgo	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Noruega	MTD	MTD	36	MTD	MTD	630
N. Zelanda	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Portugal	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Reino Unido	2000-400 a	1700-400 a	800/35/5 d	1300-650 d	450	350
Suecia	290-170: a c	1080-290: a c	1080-290 a c	140-85 a c	560-140 a d	560-140 a d
Suiza	400	400	400	200	200	200
Turquía	1000	800	60	1800-800 d	900	ninguno

SIGUE ⇒

PLANTAS EXISTENTES

País	Lím. SO ₂ mg/m ³ (STP)			Lím. NO _x mg/m ³ (STP)		
	sólido	líquido	gaseoso	sólido	líquido	gaseoso
Alemania	2500-400: a e f	2500-400: a e f	ninguno	650/200: f	450-150: a f	350-100: a f
Austria	2000-200: a	1700-200: a	ninguno	650-150: a d	350-150: a	150
Bélgica	2000	5000-2000	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Dinamarca	cuota nacional	cuota nac.	cuota nacional	ninguno	ninguno	ninguno
España	2400	3000	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Finlandia	2300-660: a	2300	ninguno	640-370: a d	410	280-120: c d
Francia	860-430: d	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Holanda	1600-400: a c	1700-400: a c	ninguno	1000-200: a c	700-300: a c	500-100: a c
Italia	1700/400: a	ninguno	800 d	650/200: a	ninguno	ninguno
Japón	644	644	644	400-200	180-130	130-60
Noruega	MTD	MTD	MTD	MTD	MTD	MTD
Suecia	970-290: a	970-290: a	970-290: a	560-140: a c	560-40: a c	560-140: a c
Turquía	3200: f	3200: f	ninguno	1000	1000	500

MTD: Mejor Tecnología Disponible.

a- Dependiendo de la capacidad térmica de la instalación.

b- Dependiendo de su situación.

c- Límites de emisión dependientes de la fecha de la licencia de operación.

d- Dependiendo del tipo de combustible.

e- Desulfurización mínima exigida: Alemania 85%, Austria 90%.

f- Límites especiales para instalaciones con vida útil restringida.

Fuente: O.C.D.E., 1.993.

Hasta ahora la información de la que disponemos nos ha dejado constancia de una serie de cuestiones fundamentales. En primer lugar, los datos nos han confirmado la interjurisdiccionalidad del fenómeno, en segundo lugar hemos podido verificar su vertiente acumulativa⁸⁰, es decir, hemos comprobado que se trata de un fenómeno intergeneracional.

De cara a su interiorización nos falta conocer algo más en relación con los contaminadores, es decir, con el origen del fenómeno. Buscando cubrir este

⁸⁰ NEWBERY, D. (1.990). Op. Cit. Pág. 310.

aspecto pasaremos, a continuación, a examinar la participación de las distintas fuentes en las emisiones totales de precursores.

En la tabla 1.13., tomada de Pearce y Turner⁸¹, podemos ver cómo se reparten las emisiones en función de los distintos tipos de fuentes.

Tabla 1.13. Origen de las emisiones de precursores por fuentes de emisión.

FUENTES	EE.UU	CANADÁ	ALEMANIA	G. BRETAÑA
<i>Anhídrido sulfuroso</i>				
CENTR. ELÉCTRICAS	66	16	56	66
INDUSTRIAS	22	32	28	24
FUNDICIONES	6	45	N.D.	ND
HOGARES Y COMERCIOS	3	4	13	9
TRANSPORTE	3	3	3	1
TOTAL	100	100	100	100
<i>Óxidos de nitrógeno.</i>				
TRANSPORTES	44	61	45	32
CENTR. ELÉCTRICAS	29	13	31	46
INDUSTRIAS	22	20	19	19
HOGARES Y COMERCIOS	44	5	5	3
OTROS	1	1	N.D.	N.D.
TOTAL	100	100	100	100

N.D.: Datos no disponibles.

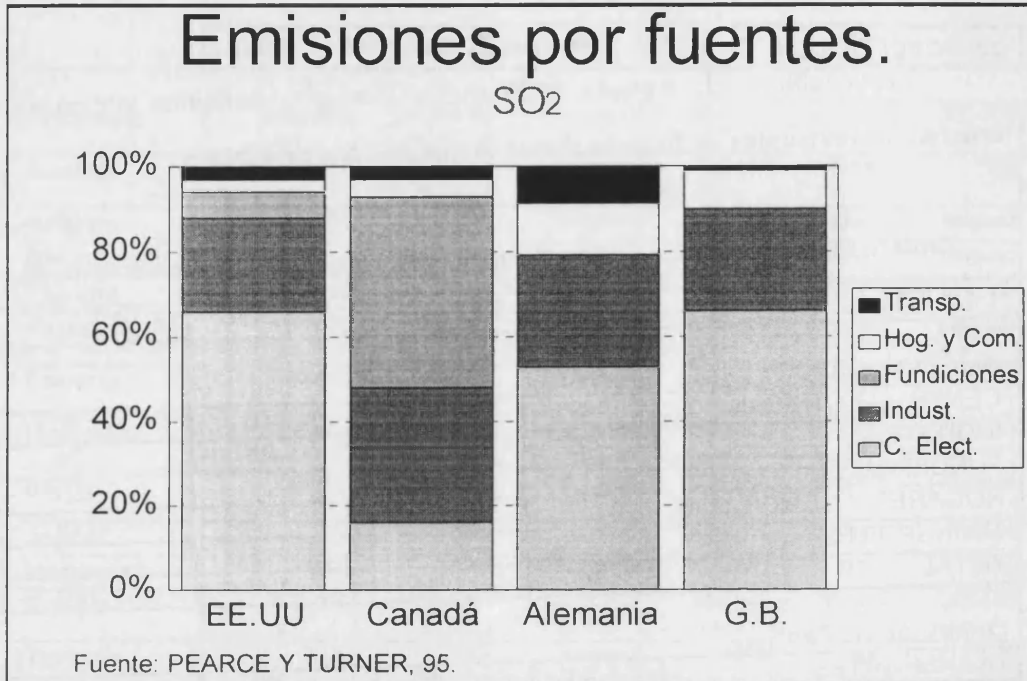
Datos para EE.UU, Canadá y Alemania (1.984), datos de G.B. (1.988).

Fuente: PEARCE, D. y TURNER, R.K., 1.995.

Podemos ver en los gráficos reproducidos a continuación que, con la excepción de Canadá, las pautas de emisiones por fuentes son relativamente homogéneas. Concretamente, las centrales eléctricas son las principales emisoras de anhídrido sulfuroso, con un promedio del 51% de las emisiones totales, mientras que el sector transporte es el principal responsable de las emisiones de óxidos de nitrógeno, con un 45'5% de promedio. En este caso la excepción la marca Gran Bretaña, donde la mayoría de las emisiones proviene también de las centrales eléctricas.

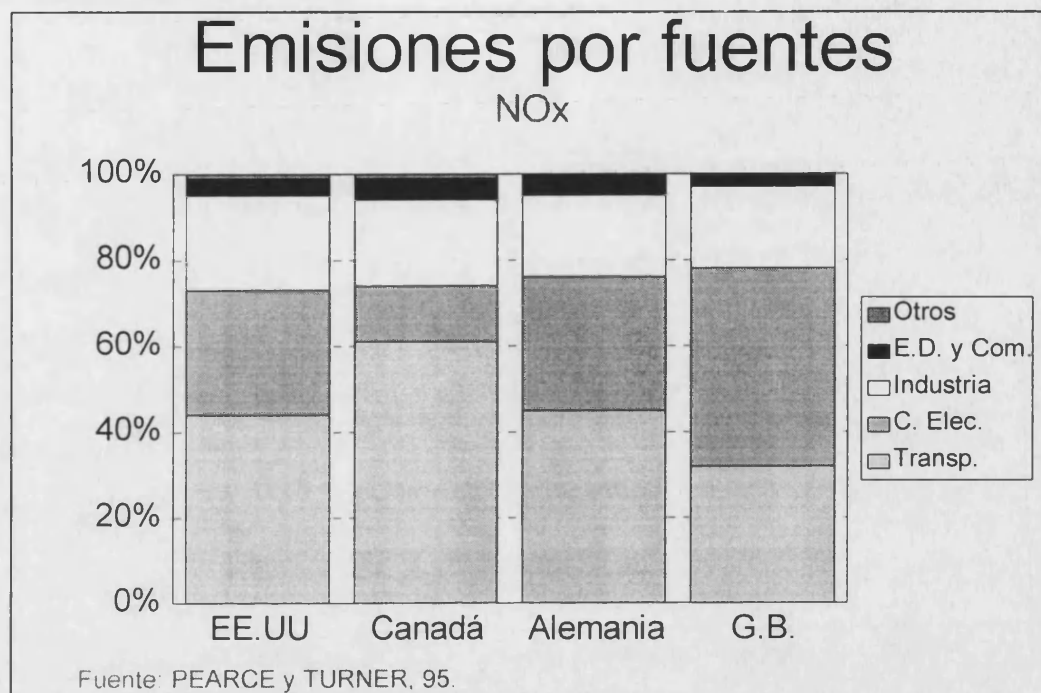
⁸¹ Op. Cit. Págs. 244-246.

Gráfico 1.4.



Como se suele destacar, el peso de las grandes fuentes estáticas es notable dentro del conjunto de emisiones de precursores de lluvia ácida, alcanzando, en promedio, el 90% de las emisiones totales de anhídrido sulfuroso y no menos del 70% de las de óxidos de nitrógeno. Ello, junto con las dificultades inherentes al control de las fuentes móviles, ha llevado a que se propugne, como regla de control de la lluvia ácida, que las restricciones se limiten a dichas fuentes.

Gráfico 1.5.



En cualquier caso, tanto el peso de las emisiones provenientes de fuentes móviles, siempre por encima del 30% del total de emisiones de óxidos de nitrógeno, como el hecho de que las proyecciones⁸² muestren que el nudo gordiano del control de la lluvia ácida en lo que queda de siglo estará en el control de dichas fuentes, cuyo número se espera que siga creciendo a una velocidad importante, nos hace considerar imprescindible el control de dichas emisiones.

⁸² Vid., por ejemplo, AYRES, E. (1.992): "Baja la producción de Automóviles" en BROWN, L.R., FLAVIN, C. y KANE, H. *Signos vitales. Las tendencias que guiarán nuestro futuro*. Apóstrofe Divulgación, Madrid. Págs. 110-113. (Es una obra del Worldwatch Institute), o W.R.I. (1.996). Cap. 4.

Vamos a examinar a continuación con detenimiento las pautas de comportamiento de los vehículos automóviles y sus emisiones de agentes contaminantes.

En 1.991 el número de turismos fabricados bajó en más de un millón de unidades. La producción bajó un 10'5% en los Estados Unidos, en un 5% en Europa y ligeramente por debajo del 2% en Japón. Aunque la situación económica influyó, esta situación parece enmarcarse más bien en una tendencia clara de estancamiento a largo plazo del mercado mundial de vehículos. Desde la crisis del petróleo (1.972), la producción mundial de vehículos ha crecido en promedio el 1'7%. Mientras que la de coches ha crecido en término medio por debajo del 1%⁸³.

Ello no implica que, en algunos países, primordialmente Países en Desarrollo, la producción no haya aumentado. Así, la producción aumentó en 1.991 en Corea del Sur, que produjo un millón de coches (un 23% más que en 1.990), en México, país en que aumentó en un 20%, y en España y Brasil en un 5%. China tuvo el mayor incremento porcentual (33%), pero sobre un parque muy reducido, de 24.000 coches en 1.990 pasó a 32.000 en 1.991.

No obstante, estos incrementos fueron más que neutralizados por las pronunciadas bajadas en los países industrializados. De hecho, sin el efecto de la demanda que se disparó en la antigua R.D. Alemana la bajada en la producción europea habría sido notable. En el Reino Unido bajaron las ventas de coches en un 21%, un 18% en Suecia, un 14% en Noruega, un 12% en Francia y un 10% en España.

⁸³ AYRES, E. (1.992). Op. Cit. Págs. 110-113.

En los EE.UU., el marcado declive refleja no sólo los efectos de la crisis económica (las ventas de coches y camiones ligeros bajaron en un 11'2%) sino también la clara tendencia a la ralentización de esta industria en el largo plazo. Sirva como ejemplo un hecho, la aportación de los Estados Unidos a la fabricación mundial de coches se ha reducido desde un 81% en 1.950 a sólo un 16% en 1.991.

Veamos la tabla 1.14. que muestra como ha evolucionado la producción de coches desde mediados de siglo hasta comienzos de la década de los 90.

Tabla 1.14. Producción de automóviles.

AÑO	PRODUCC. (millones)	% Variación
1950	8	—
1951	7	-12,5%
1952	6	-14,3%
1953	8	33,3%
1954	8	0,0%
1955	11	37,5%
1956	9	-18,2%
1957	10	11,1%
1958	9	-10,0%
1959	11	22,2%
1960	13	18,2%
1961	11	-15,4%
1962	14	27,3%
1963	16	14,3%
1964	17	6,3%
1965	19	11,8%
1966	19	0,0%
1967	19	0,0%
1968	22	15,8%
1969	23	4,5%
1970	22	-4,3%
1971	26	18,2%
1972	28	7,7%
1973	30	7,1%
1974	26	-13,3%

SIGUE→

AÑO	PRODUCC. (millones)	% Variación
1975	25	-3,8%
1976	29	16,0%
1977	30	3,4%
1978	31	3,3%
1979	31	0,0%
1980	29	-6,5%
1981	28	-3,4%
1982	27	-3,6%
1983	30	11,1%
1984	30	0,0%
1985	32	6,7%
1986	33	3,1%
1987	33	0,0%
1988	34	3,0%
1989	36	5,9%
1990	36	0,0%
1991	35	-2,8%
Media 1.974/91		1,7%

Fuente: Worldwatch Institute, 1.992.

Todo ello no debe ocultar un hecho evidente, el número de vehículos en circulación sigue en aumento y las proyecciones⁸⁴ mostraban que el parque mundial de coches iba a superar los 450 millones en 1.992⁸⁵. En cualquier caso el ratio de personas por vehículo ha descendido ligeramente y desde 1.982 ha bajado de 13'5 a 12 coches por persona. En Estado Unidos se ha mantenido en un coche por cada dos personas desde principios de los setenta. De hecho, en 1.993, en el 50% de los hogares estadounidenses había dos o más vehículos y en el 20% tres o más, siendo el promedio de ese año de 561 coches por cada 1000

⁸⁴ Proyección del Worldwatch Institute en AYRES, E. (1.992). Op. Cit. Págs. 110-113.

⁸⁵ Aunque el trabajo de AYRES es muy confuso al respecto entendemos que se refiere exclusivamente a coches. Por ello no es de extrañar que en otras fuentes los números presentados sean notablemente superiores. En VV.AA. (1.996): **World Resources 1.996-97**. World Resources Institute, Washington. Capítulo 4 [<http://www.wri.org>], se habla de que el número total de vehículos motorizados de cuatro ruedas pudo ser superior a 580 millones de unidades en 1.990 y alcanzar los 816 millones para el 2.010.

residentes. La media de la O.C.D.E. en ese año fue de 366 coches por 1000 residentes⁸⁶.

Aunque el aumento de la renta en algunos países pueda aumentar de forma notable su producción y compra de vehículos, es probable que la tendencia a su reducción se acentúe en los países más desarrollados como consecuencia de la falta de suelo para construir infraestructuras viarias, el coste de construir y mantener dichas infraestructuras, los problemas de congestión del tráfico y las medidas de control de la contaminación, principalmente en las ciudades.

Recordemos que en 1.993 los países miembros de la O.C.D.E. tenían el 70% del total mundial de automóviles y que aunque la producción se ha frenado, e incluso muestra signos de recesión, la posesión de coches sigue creciendo.

Muy distinta es la situación de los países en desarrollo. Estos muestran datos mucho más moderados que van desde los 61 coches por 1.000 residentes de Latinoamérica y Caribe a los 14 por 1.000 residentes en África. Aunque el mayor crecimiento se espera en el Sudeste Asiático y el Pacífico.




En el mundo en desarrollo la mayoría de la flota de coches se concentra y se concentrará en las ciudades. En Irán, la Rep. de Corea, Kenia, México y Tailandia aproximadamente el 50% de los automóviles están en el área de sus respectivas capitales. Santiago de Chile tenía en 1.991 unos 90 coches por 1.000 residentes, aproximadamente un 70% por encima de la media nacional.

Veamos con más detenimiento cual es el estado de las cosas en la Europa comunitaria⁸⁷. En Europa la industria de servicios de transporte representó en el

⁸⁶ VV.AA. (1.996). Op. Cit. Cap. 4.

período 80-90 un 4% del PIB de la Comunidad Europea, ocupando, aproximadamente a un 4'5% de la mano de obra. En cualquier caso este sector es responsable también de un nivel de costes sociales muy preocupante que vamos a tratar de mostrar a continuación. Veamos en el cuadro 1.5., que se reproduce a continuación, algunas de las principales tendencias de los indicadores de presión sobre el medio causada por el transporte por carretera.

Cuadro 1.5.

EVOLUCIÓN DE LOS INDICADORES DE PRESIÓN SOBRE EL MEDIO. (Sector: Transporte por Carretera).		
 Descienden	 Se mantienen	 Aumentan
Emisiones:	Emisiones:	Emisiones:
<ul style="list-style-type: none"> • De plomo • De monóxido de carbono • De óxidos de nitrógeno • De C.O.V.^a 	<ul style="list-style-type: none"> • De óxidos de azufre 	<ul style="list-style-type: none"> • De dióxido carbónico. • De partículas Consumo de carburantes Longitud redes viarias N° de vehículos N° de vehículos diesel Tráfico Proporción de mercancías transportadas por carretera.

^a C.O.V.: Compuestos orgánicos volátiles.

Fuente: Eurostat, 1.995.

Si olvidamos otros impactos (efectos de las infraestructuras viarias sobre el medio, ruido, costes de la congestión del tráfico) y nos centramos en las emisiones de contaminantes, podemos establecer como factores determinantes de éstas la *edad* y la *tasa de renovación* del parque de vehículos, el tipo y el volumen del motor. En este sentido parece interesante constatar que el número de vehículos diesel ha aumentado en algunos países (Bélgica, Francia, Reino Unido), pero se ha estabilizado en otros como Alemania. Esto es importante porque debemos recordar que los vehículos diesel generan la mayoría de

⁸⁷ Vid. EUROSTAT (1.995): *Les Transports Routiers et l'Environnement dans l'Union Européenne*. Statistiques en bref, Eurostat, Luxembourg.

emisiones de partículas y de anhídrido sulfuroso que proceden del sector transporte.

Durante el período 1.970-1.980 prácticamente se ha doblado la utilización de vehículos particulares (medida en vehículos-Km.), como podemos ver en la tabla 1.15., mientras que la de autobuses y autocares sólo ha aumentado en un 60% y la de los vehículos para transporte de mercancías en un 80%.

Tabla 1.15. Evolución de la utilización de vehículos particulares (en vehículos-millones de Km.).

País	Utilización en 1.970 (aprox.)	Utilización en 1.990 (aprox.)
Alemania	200.000	390.000
España	25.000	100.000
Francia	170.000	320.000
Italia	120.000	270.000
Reino Unido	150.000	345.000
Suecia	30.000	50.000

Fuente: Eurostat, 1.995.

En términos de pasajeros-Km. las cifras prácticamente se han doblado para el mismo período tanto para vehículos particulares como para autobuses y vehículos para el transporte de mercancías.

Curiosamente ello no ha venido acompañado más que de un moderado aumento del consumo de combustibles fósiles. A principios de los 90 el transporte absorbía el 30% del consumo final de energía, y mientras el consumo industrial entraba en regresión el uso de energía seguía aumentando en el sector transporte por carretera, hasta llegar a representar más allá del 83% del total de energía consumida en el sector transporte. Y es que pese a la espectacular caída

en el consumo por vehículo, el número de estos ha seguido creciendo y también su utilización.

Tal y como hemos visto, la Comunidad Europea ha tomado medidas en relación con reducir el contenido de plomo, los bencenos y el azufre de los combustibles y con mejorar el comportamiento de los motores en términos de emisiones de contaminantes, pero el aumento de la circulación y la congestión han atenuado los resultados esperados.

Veamos a continuación en las tablas 1.16. y 1.17., datos de emisiones de precursores de lluvia ácida debida a vehículos automóviles.

Tabla 1.16. Estimación de las emisiones anuales de NOx de vehículos de carretera (miles de ton.)

	1970	1975	1980	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Dinamarca	-	77	91	108	115	115	115	117	122	-	-	-
Alemania (a)	800	1.060	1.364	1.485	1.547	1.557	1.551	1.525	1.509	1.476	-	-
España	-	-	407	454	484	521	577	-	-	-	-	-
Francia	-	-	-	-	-	-	-	-	1.038	1.088	2.088	-
Italia	-	-	-	859	919	943	1.010	1.090	946	-	-	-
Holanda	147	194	269	262	269	274	286	283	273	264	262	252
Austria	-	-	141	149	-	149	148	-	145	-	-	-
Portugal	-	-	75	-	-	-	-	-	107	-	-	-
Finlandia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	149	148	-
Suecia	-	-	154	190	194	195	180	178	172	165	159	-
Reino Unido	608	694	839	1.015	1.080	1.025	1.311	1.428	1.434	1.450	1.398	-
Islandia	-	-	2	2	2	3	3	3	4	4	4	4
Noruega	-	-	59	76	84	88	88	87	84	80	80	81

Fuente: Eurostat, 1.995

Tabla 1.17. Estimación de las emisiones anuales de SO₂ de vehículos de carretera (miles de ton.)

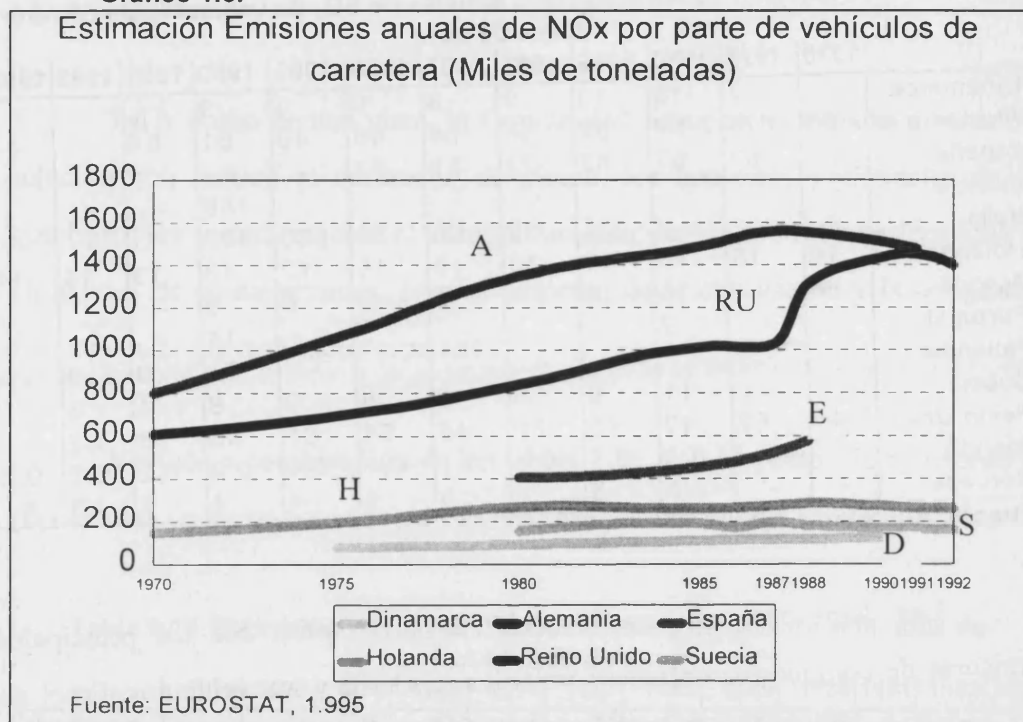
	1970	1975	1980	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Dinamarca	-	7	10	13	9	9	9	9	9	-	-	-
Alemania (a)	65	74	67	52	56	56	46	48	51	54	-	-
España	-	57	57	67	73	52	61	-	-	-	-	-
Francia	-	-	-	-	-	-	-	-	145	-	-	-
Italia	-	-	-	75	83	86	93	100	103	-	-	-
Holanda	16	15	15	11	13	15	15	12	13	13	14	14
Austria	-	-	15	10	-	5	5	6	6	-	-	-
Portugal	-	-	7	-	-	-	-	-	14	-	-	-
Finlandia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	-
Suecia	-	-	11	8	9	8	8	8	8	4	3	-
Reino Unido	44	52	42	45	50	46	54	61	63	58	62	-
Islandia	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Noruega	-	-	5	5	5	5	4	4	4	3	3	4

Fuente: Eurostat, 1.995.

Los datos muestran que los vehículos a gasolina son los principales emisores de compuestos orgánicos volátiles (C.O.V.) y los vehículos diesel de las emisiones de óxidos de azufre. Ambos tipos de vehículos contribuyen casi por igual a las emisiones de óxidos de azufre.

De hecho, dada su presencia masiva en las carreteras no debería extrañar que aproximadamente el 77% de las emisiones de C.O.V. procedan de automóviles particulares y camionetas. Tal vez resulte más sorprendente que más allá del 10% de emisiones proceda de motos y ciclomotores, pese a su número limitado, y que sólo el resto proceda de vehículos de transporte de mercancías y autobuses.

Gráfico 1.6.



Por lo que se refiere a las emisiones de óxidos de nitrógeno aproximadamente un 55% procede de vehículos particulares y el resto de transporte de personas y mercancías, mientras que, en cuanto al anhídrido sulfuroso, se reparte aproximadamente al 50%, con una marginal participación de motos y motocicletas⁸⁸. En el gráfico 1.6. se puede examinar la evolución de dichas emisiones en algunos países de la Comunidad Europea.

⁸⁸ Vid. EUROSTAT (1.995). Op. Cit. Págs. 5 y 6.

1.5.1. EL CASO ESPAÑOL.

Hasta el momento hemos visto el estado de la cuestión a nivel internacional. Hemos conocido algunos datos referentes a nuestro país, pero será conveniente profundizar en la situación nacional de cara al diseño de nuestra propuesta de solución de la lluvia ácida.

Un primer paso lo puede constituir el examen de la tabla 1.18. de la página siguiente, que recoge los datos de emisiones de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno en nuestro país, tal y como constan en el Inventario Corine-Aire⁸⁹ de 1.993. Tal y como vemos, la información está expresada en función de las aportaciones de distintos sectores, recogiendo no sólo los valores absolutos de las emisiones sino también su importancia relativa.

⁸⁹ El Programa Corine es una de las múltiples iniciativas tomadas por la Comunidad Europea para la vigilancia y el control de la contaminación en Europa.

Tabla 1.18. Emisiones a la atmósfera. Inventario Corine-Aire 1.993

	SO ₂		NO _x	
	Toneladas	%	Toneladas	%
01 Generación de electricidad vía térmica convencional y cogeneración. (1)	1.461.432	66,37%	244.356	20,07%
02 Plantas de combustión comercial, institucional y residencial	97.916	4,45%	21.250	1,75%
03 Plantas de combustión industrial y procesos de combustión	476.366	21,63%	169.222	13,90%
04 Procesos industriales sin combustión	38.041	1,73%	14.548	1,19%
05 Tratamiento y distribución de combustibles fósiles	*	*	*	*
06 Uso de solventes	---	---	---	---
07 Transporte en carretera	69.359	3,15%	511.865	42,04%
08 Otros transportes	16.992	0,77%	211.393	17,36%
09 Tratamiento y eliminación de residuos.	41.760	1,90%	34.179	2,81%
10 Agricultura	---	---	983	0,08%
11 Naturaleza	---	---	9.705	0,80%
Total Sectores	2.201.866	100,00%	1.217.501	100,00%

(1) Las autoproductoras de electricidad se incluyen en 03

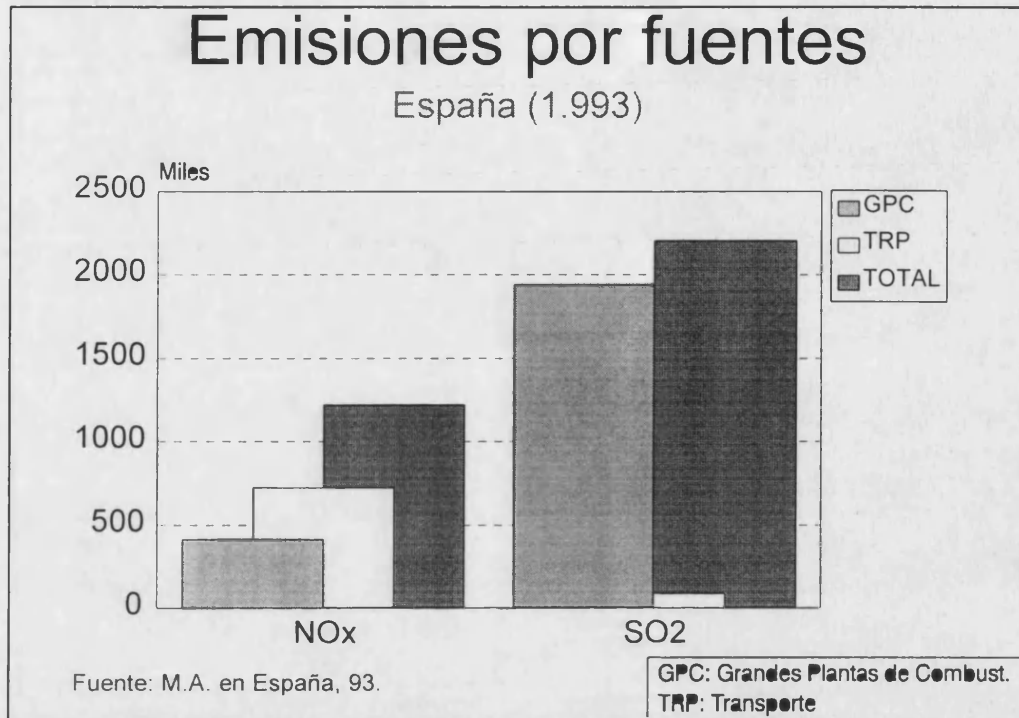
--- Datos no estimados y supuestamente despreciables.

* Incluido en grupo 03.

Fuente: Medio Ambiente en España, 1.993.

Una primera observación a destacar es que el peso de los distintos sectores en las emisiones sigue las pautas internacionales, así, las fuentes estáticas son responsables de la mayoría de las emisiones de anhídrido sulfuroso, cerca del 90% del total, y de una parte importante de las emisiones de óxidos de nitrógeno, cerca del 35% de las emisiones totales. Por su parte el sector transporte es el principal causante de las emisiones de óxidos de nitrógeno, sobre el 60% de las emisiones, y participa en un escaso 4% en las emisiones de anhídrido sulfuroso. El gráfico 1.7., reproducido a continuación, muestra con claridad el peso de las distintas fuentes en el conjunto de emisiones. Para su elaboración se han agrupado dentro de una categoría denominada Grandes Plantas de Combustión (GPC) a las categorías 01 y 03 de la tabla (anterior), y dentro de la categoría Transporte (TRP) a las categorías 07 y 08. Las emisiones totales se han reproducido bajo la categoría Total Sectores.

Gráfico 1.7.



La información reproducida hasta el momento nos ha mostrado cual es la situación de nuestro país dentro del contexto internacional, tanto en referencia al peso de sus emisiones como desde la perspectiva que tienen las distintas fuentes en las emisiones producidas. A continuación vamos a proceder a desagregar algo más la información, mostrando datos por Comunidades Autónomas que nos permitan evaluar cuán homogéneamente se distribuyen los contaminadores dentro del territorio nacional.

En la tabla 1.19., que se reproduce a continuación, podemos examinar la participación de cada una de las Comunidades Autónomas en la contaminación generada en el estado español.

Tabla 1.19. Emisión anual total de contaminantes en miles de tons.

CC.AA.	EMISIONES		% SOBRE TOT. NACIONAL	
	SO2	NOx	SO2	NOx
ESPAÑA	2.190	839	100,00%	100,00%
Andalucía	156	105	7,12%	12,51%
Aragón	430	57	19,63%	6,79%
Asturias	142	61	6,48%	7,27%
Baleares	40	17	1,83%	2,03%
Canarias	48	31	2,19%	3,69%
Cantabria	14	9	0,64%	1,07%
Castilla-León	206	121	9,41%	14,42%
Castilla-La Mancha	58	44	2,65%	5,24%
Cataluña	127	107	5,80%	12,75%
Comunidad Valenciana	49	63	2,24%	7,51%
Extremadura	3	10	0,14%	1,19%
Galicia	738	83	33,70%	9,89%
Madrid	51	55	2,33%	6,56%
Murcia	26	16	1,19%	1,91%
Navarra	9	11	0,41%	1,31%
País Vasco	87	42	3,97%	5,01%
Rioja	2	4	0,09%	0,48%

Fuente: El Medio Ambiente en España, 1.990.

Del estudio de esta tabla podemos adelantar unos cuantos resultados muy interesantes. En primer lugar las dos regiones que emiten más anhídrido sulfuroso, por este orden, son Galicia y Aragón. Ambas sumaban unas emisiones de 1.168.000 toneladas de anhídrido sulfuroso, ni más ni menos que el 53% de las emisiones totales del estado español. En ellas están situadas las dos plantas que son, en opinión de los grupos ecologistas y de muchos expertos, las principales fuentes contaminadoras del país, la central térmica de As Pontes (Galicia) y la central térmica de Andorra (Aragón), ambas pertenecientes al grupo ENDESA.

Por lo que se refiere a las emisiones de óxidos de nitrógeno, el peso de las emisiones se traslada a Castilla-León, Cataluña y Andalucía, entre las tres comunidades autónomas suman 333.000 toneladas emitidas de óxidos de nitrógeno, ni más ni menos que el 40% de las emisiones nacionales totales.

La Comunidad Autónoma de Valencia ocupa el décimo lugar en cuanto a emisiones de anhídrido sulfuroso (2'2% de las emisiones totales nacionales), y el quinto en cuanto a emisiones de óxidos de nitrógeno (7'51% de las emisiones nacionales).

En todo caso la información presentada sólo nos ha servido, momentáneamente, para especular al respecto de quienes son las fuentes contaminadoras. Las hemos localizado geográficamente, y hemos supuesto, en el caso del anhídrido sulfuroso, cuál es su naturaleza. En la tablas 1.20. y 1.21. y en los gráficos que las siguen, reproducidos todos ellos a continuación, podremos observar el panorama de emisiones desglosado por sectores y por Comunidades Autónomas. Los datos están en miles de toneladas (kt) y están referidos a 1.985.

Tabla 1.20. Distribución de emisiones según grupo de actividad y CC.AA. (miles t/año) 1.985

	SO ₂ Kt /año					
	Grupo1	Grupo2	Grupo3	Grupo4	Grupo6	TOTAL
ESPAÑA	1699,2	96,9	263,3	63,2	67,3	2189,9
Andalucía	97,1	(*)	34,9	14,6	8,9	155,5
Aragón	416,7	---	8,6	1,4	3,0	429,7
Asturias	114,4	---	17,2	8,3	1,7	141,6
Baleares	37,8	---	1,0	0,4	1,1	40,3
Canarias	43,8	(*)	0,5	0,7	3,5	48,5
Cantabria	1,8	---	10,3	0,9	1,0	14
Castilla-León	173,2	---	23,0	3,7	6,4	206,3
Castilla-La Mancha	45,6	(*)	5,1	2,7	4,6	58
Cataluña	63,3	(*)	43,0	10,1	10,9	127,3
Comunidad Valenciana	8,7	(*)	30,4	3,7	6,6	49,4
Extremadura	0,4	---	1,4	---	1,4	3,2
Galicia	716,5	(*)	17,1	0,4	4,3	738,3
Madrid	24,6	---	18,9	1,6	6,2	51,3
Murcia	15,9	(*)	4,1	3,8	1,9	25,7
Navarra	2,0	---	5,6	0,5	1,3	9,4
País Vasco	31,5	(*)	41,2	10,4	3,4	86,5
Rioja	0,8	---	1,0	---	0,6	2,4
Ceuta y Melilla	1,7	---	0,1	---	0,5	2,3

Fuente: El Medio Ambiente en España, 1.990.

Tabla 1.21. Distribución de emisiones según grupo de actividad y CC.AA. (miles t/año) 1.985

	NOx Kt /año					TOTAL
	Grupo1	Grupo2	Grupo3	Grupo4	Grupo6	
ESPAÑA	267,5	13,0	39,5	65,5	453,5	839,0
Andalucía	30,3	(*)	3,1	11,5	59,7	104,6
Aragón	35,9	---	1,1	1,5	18,9	57,4
Asturias	36,6	---	4,9	8,0	11,4	60,9
Baleares	7,2	---	0,1	0,4	9,0	16,7
Canarias	8,0	(*)	0,1	1,2	22,1	31,4
Cantabria	0,3	---	1,6	0,9	6,3	9,1
Castilla-León	72,1	---	2,8	5,7	40,4	121,0
Castilla-La Mancha	10,1	(*)	0,7	5,2	28,1	44,1
Cataluña	11,8	(*)	7,6	11,4	76,2	107,0
Comunidad Valenciana	2,1	(*)	5,4	9,2	46,1	62,8
Extremadura	0,1	---	0,2	0,0	9,6	9,9
Galicia	50,8	(*)	1,2	1,4	29,1	82,5
Madrid	4,0	---	2,6	2,5	45,8	54,9
Murcia	1,9	(*)	0,6	1,6	12,2	16,3
Navarra	0,4	---	0,7	1,2	8,4	10,7
País Vasco	6,8	(*)	6,5	5,8	22,8	41,9
Rioja	0,2	---	0,1	0,0	3,7	4,0
Ceuta y Melilla	0,2	---	0,0	0,0	3,5	3,7

(*) Emisiones agregadas en grupo 1. Grupos de actividad empleados:

G1: Combustión no industrial.

G2: Refino de petróleo.

G3: Combustión industrial.

G4: Procesos de producción.

G5: Evaporación de disolventes.

G6: Transporte rodado.

G7: Emisiones biogénicas.

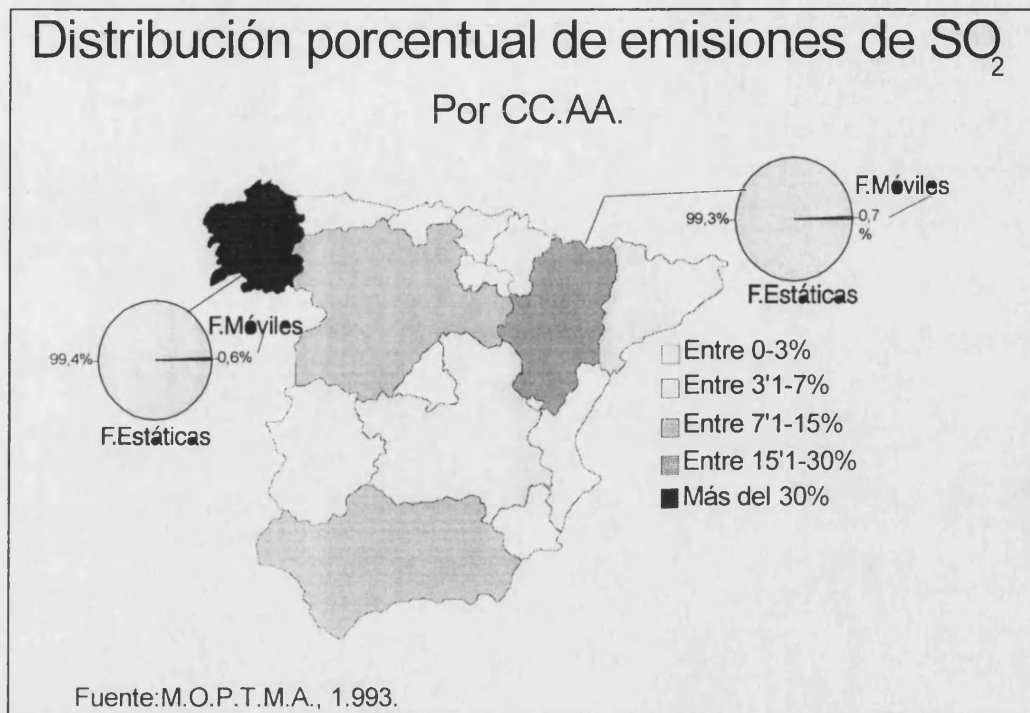
G8: Misceláneo (minería, vertederos,...).

Los grupos 5, 7 y 8 se han anulado por no disponerse de registros.

Fuente: El Medio Ambiente en España, 1.990.

Veamos en los gráficos 1.8., 1.9. y 1.11. como está la situación, para confirmar que el examen de los datos corrobora nuestras expectativas, del total de las emisiones de anhídrido sulfuroso efectuadas en Galicia el 97% proceden de actividades situadas en G1, que incluye, obviamente, las centrales eléctricas de combustión. De forma similar sucede con Aragón, donde estas actividades son responsables del 97% de las emisiones de anhídrido sulfuroso producidas en dicha comunidad.

Gráfico. 1.8. Emisiones de SO₂



En el mapa que se reproduce a continuación podemos ver la situación de las centrales térmicas alimentadas con lignito, que se encuentran entre las más contaminantes de todas las existentes en el territorio nacional.

Gráfico 1.9. Centrales térmicas alimentadas con lignitos.

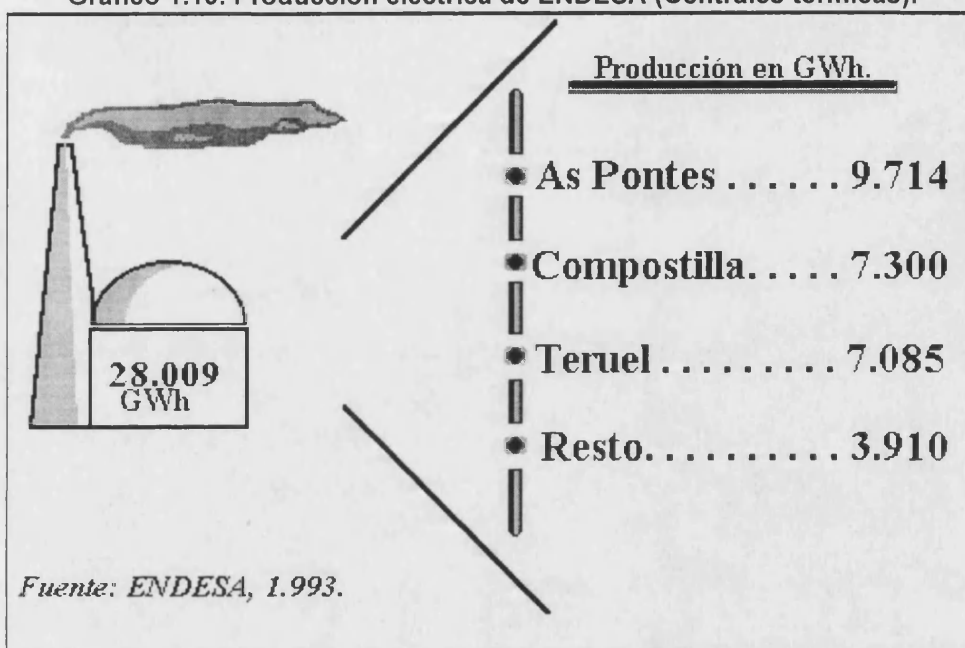


Como vemos entre ellas están las citadas de As Pontes y Andorra. Esta última, cuyo funcionamiento comenzó en 1.979, ha moderado con el paso del tiempo sus emisiones, pero dado que su instalación buscaba aprovechar las explotaciones que la compañía minera ENDESA tenía en la zona, se utilizaron, sin demasiados miramientos, lignitos con un muy elevado contenido en azufre. Así, en sus inicios, se emitían no menos de 70.000 kg. de anhídrido sulfuroso por hora y 3.000 Kg. de óxidos de nitrógeno desde su chimenea de 343 metros.

Esta central, consta de tres grupos con una potencia total instalada de más de un gigawatio (1'05 GW) y una producción aproximada de 7.500 gigawatios-hora anuales. Para hacernos una idea de su importancia diremos que en 1.992 la potencia total instalada en le grupo ENDESA era de 11'97 GW, mientras que la

producción de las centrales térmicas de ENDESA fue de 28.009 Gwh. En el gráfico 1.10. vemos el peso de la central de Andorra (Teruel) y de las de As Pontes dentro de la producción de electricidad térmica convencional de Endesa.

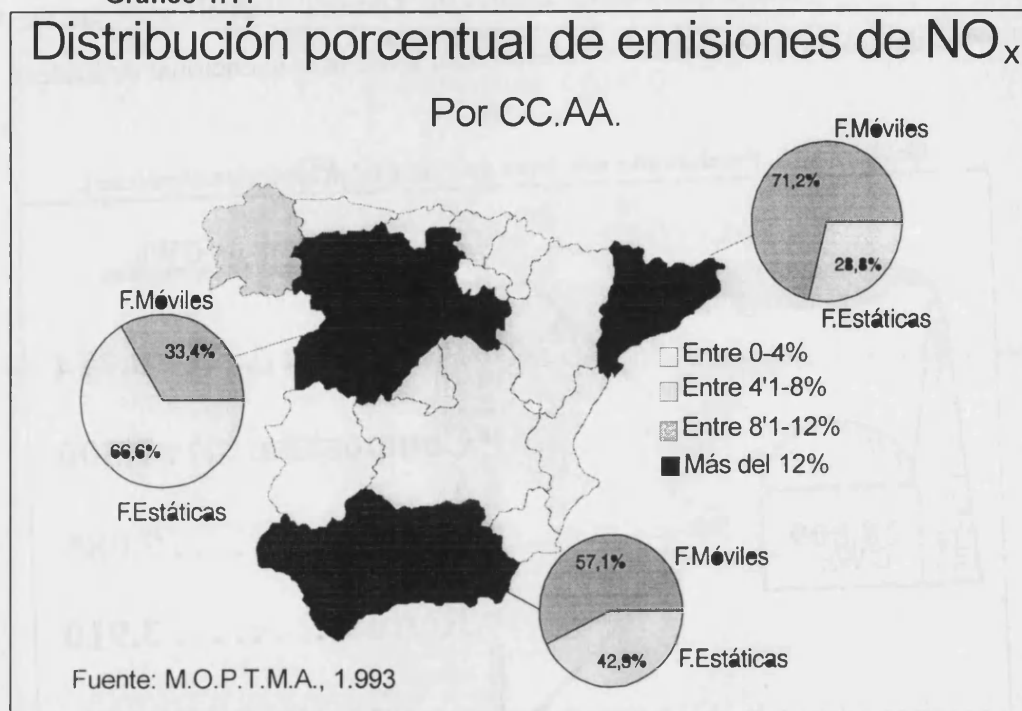
Gráfico 1.10. Producción eléctrica de ENDESA (Centrales térmicas).



Aunque el comportamiento ambiental de la central de Andorra (Teruel), ha mejorado notablemente, desde algunos sectores se le culpa del declive experimentado por los bosques de la zonas limítrofe de la comarcas de *Els Ports* y *el Maestrat* (Castellón)⁹⁰.

⁹⁰ Vid. la muy polémica obra de Toharia. TOHARIA, M. (1.992): *Estudio medioambiental. El Maestrat y els Ports*. Endesa, Madrid.

Gráfico 1.11



Por lo que se refiere a los datos de óxidos de nitrógeno, antes de examinarlos podríamos presuponer que tal y como hemos venido insistiendo son las fuentes móviles, y más concretamente las actividades de transporte, las principales causantes de las emisiones. Procedamos pues a examinar los datos para verificar la hipótesis de partida.

El resultado es más que evidente en el caso de Cataluña, donde el 71'2% de las emisiones proceden del transporte rodado, y en Andalucía, donde el 57'1% de las emisiones tiene este origen, aunque el resultado es más confuso para el principal contaminador, Castilla-León, donde el transporte rodado es responsable del 33'4% de las emisiones, pero es G1 el responsable de la mayoría de las emisiones de óxidos de nitrógeno con 60% de las emisiones totales de la comunidad, es decir en esta comunidad son las fuentes estáticas las principales

responsables de las emisiones tanto de anhídrido sulfuroso como de óxidos de nitrógeno, lo cual se puede deber tanto a un nivel moderado de motorización, como a un uso moderado de los vehículos automóviles. En la tabla 1.22., que se reproduce a continuación podemos ver el nivel de motorización (datos de 1.987) en términos de número de coches por mil habitantes.

Tabla 1.22. Datos CC.AA. sobre coches por mil hab.

CC.AA.	Coches x 1000 hab.
GALICIA	205
ASTURIAS	229
CANTABRIA	223
PAIS VASCO	232
NAVARRA	256
RIOJA	218
ARAGON	222
MADRID	272
CASTILLA-LEÓN	204
CAST.-LA MANCHA	179
EXTREMADURA	157
CATALUÑA	277
COM. VALENCIANA	259
BALEARES	403
ANDALUCIA	175
MURCIA	230
CANARIAS	229
ESPAÑA (Media)	234

Fuente: CABRER BORRAS, B., 1.991.

Veamos, para concluir, la situación en referencia tanto a los kilómetros recorridos como en relación a los consumos de los distintos tipos de vehículos de transporte por carretera a motor. Las tablas 1.23. y 1.24. nos los muestran desagregados por categorías y confirman algunas de las tendencias que eran de esperar. Los datos, proceden del programa Corine Aire, corresponden al

inventario de 1.990 y se han extraído de la publicación periódica del Ministerio denominada El Medio Ambiente en España.

Tabla 1.23. Estimación de Aforos en Millones de Km. anuales.

Tipo de Vehículo	Urbana	Rural	Interurbana	Total
Turismos gasolina < 1'41 l.	22316	23806	30302	76424
Turismos gasolina < 1'41-2 l.	8628	9202	11714	29544
Turismos gasolina > 2 l.	995	1061	1352	3408
TOTAL TURISMOS DE GASOLINA	30944	33008	42016	105968
Turismos diesel < 2l.	18019	2702	3439	24160
Turismos diesel > 2l.	7722	1158	1474	10354
TOTAL TURISMOS DIESEL	25741	3860	4913	34514
TURISMOS GLP	892	0	0	892
Ligeros gasolina 2,5 a 3 t.	2218	1666	1992	5876
Ligeros diesel 2,5 a 3 t.	24480	2585	2982	30047
TOTAL LIGEROS	26698	4251	4974	35923
Pesados gasolina 3'5-16t.	287	1718	2925	4930
Pesados diesel 3'5-16t.	4198	3536	6020	13754
Pesados > 16 t.	1436	1209	2059	4704
TOTAL PESADOS	5921	6463	11004	23388
Motos Gasolina < 50cc	5335	0	0	5335
Motos Gasolina > 50 cc. 2t.	2062	379	406	2847
Motos Gasolina > 50 cc. 2t.	1110	204	219	1533
TOTAL MOTOCICLETAS	8507	583	625	9715

GLP: Gases licuados del petróleo.

Fuente: El Medio Ambiente en España, 1.992.

La tabla muestra unos desplazamientos anuales totales de 210.400 millones de kilómetros. De ellos, el 67'2% fueron recorridos por coches que supondremos que, con algunas excepciones (taxis, determinados trabajadores autónomos, etc.) se destinaron a proveer servicios privados de transporte y disfrute del automóvil.

Debemos destacar, además, que del total de dichos desplazamientos el 40'73% fueron dentro de las ciudades⁹¹, o lo que es lo mismo, sin hacer uso del

⁹¹ De nuevo reiteramos que sería de gran interés poder descontar el efecto de los taxis y de los coches de determinados autónomos empleados en sus actividades (representantes, comerciales,

transporte público, en el caso de ciudades grandes y medianas, o sin desplazarse a pie o en bicicleta, medio que sirve para todo tipo de ciudades y pueblos. El resto de desplazamientos de coches se reparte de forma más equilibrada entre rurales e interurbanos (20'08% y 33'14% respectivamente).

Otro elemento chocante sería que los vehículos de transporte sólo fueron responsables del 28'2% del total de kilómetros recorridos, así, aunque el impacto del sector transporte sobre el medio ambiente no deja de ser relevante (como veremos al examinar los consumos) hay que destacar que parece claro que es el uso privado del vehículo propio el principal elemento a controlar, en especial dentro de las ciudades.

Por último, las motocicletas ocupan realmente un papel marginal, cubriendo sólo el 4'6% de los kilómetros recorridos anualmente y, de hecho, el 87'57% de sus desplazamientos se producen en las ciudades donde, dadas sus características de facilidad de desplazamiento y aparcamiento y también por su consumo moderado, se usan de forma creciente.

De entre los coches deberíamos destacar la predominancia en el uso de los vehículos a gasolina, 75% de los km. anuales recorridos por coches, mientras que los diesel sólo recorrieron un 24'41% de dichos kilómetros. Dicha diferencia está en consonancia con el número de coches a gasolina (85'8% del parque en 1.995) frente al número de diesel (14'2% en dicho ejercicio)⁹².

...). De hecho la categoría GLP, referida a la utilización de gases licuados del petróleo, combustible habitual de algunos taxis, tiene unos valores ínfimos que no merecen comentario alguno, todo lo más destacar su escasez a la vista de que se trata de combustibles menos contaminantes.

⁹² Vid GONZALEZ, J. (1.996): "La Unión Europea quiere que no se utilice gasolina con plomo en el 2000" en *ABC*, domingo, 25 de agosto de 1.996.

Tabla 1.24. Estimación consumo de combustibles en Miles de toneladas.

Tipo de Vehículo	Urbana	Rural	Interurbana	Total
Turismos gasolina < 1'41 l.	1868	1109	1389	4366
Turismos gasolina < 1'41-2 l.	852	472	593	1917
Turismos gasolina > 2 l.	131	67	90	288
TOTAL TURISMOS DE GASOLINA	2720	1581	1982	6283
Turismos diesel < 2l.	1578	118	144	1840
Turismos diesel > 2l.	676	51	62	789
TOTAL TURISMOS DIESEL	2254	169	206	2629
TURISMOS GLP	58	0	0	58
Ligeros gasolina 2,5 a 3 t.	291	112	123	526
Ligeros diesel 2,5 a 3 t.	2763	176	190	3129
TOTAL LIGEROS	3054	288	313	3655
Pesados gasolina 3'5-16t.	65	258	483	805
Pesados diesel 3'5-16t.	953	668	927	2548
Pesados > 16 t.	525	355	675	1556
TOTAL PESADOS	1543	1281	2085	4909
Motos Gasolina < 50cc	96	0	0	96
Motos Gasolina > 50 cc. 2t.	62	11	12	85
Motos Gasolina > 50 cc. 2t.	42	8	8	58
TOTAL MOTOCICLETAS	200	19	20	239

Fuente: El Medio Ambiente en España, 1.992.

Debemos contrastar los datos de desplazamientos con los de consumos, para ver si las conclusiones son coherentes con los planteamientos establecidos. Recordemos que nos servirá mejor de indicador de comportamiento ambiental el consumo de combustible que los kilómetros recorridos.

De la tabla 1.24. se desprende un consumo anual de 24.056.000 toneladas de combustible. De nuevo el consumo se debe mayoritariamente a los coches (63'4%), que se corresponde razonablemente con su peso dentro de los kilómetros recorridos (67'2%).

Por su parte los vehículos de transporte consumieron el 35'6% del combustible empleado, frente a un 28'2% de los kilómetros recorridos, siendo

despreciable el consumo de las motos que fue del 1%, frente a un 4'6% de los desplazamientos totales.

En cuanto a los coches destacar que los de gasolina consumieron el 82'4% del combustible usado por coches (con sólo el 75% de los recorridos efectuados por coches) frente a los diesel que consumieron el 17'24% (recorriendo el 24'41% de los desplazamientos totales de coches).

Los datos corroboran que, efectivamente, el sector transporte resulta un importante contaminador, pero también destacan, y ello nos debe resultar familiar, que es el uso privado del coche la principal actividad a controlar. Los coches con motores diesel siguen siendo minoría y, aunque su consumo es notablemente inferior al de los vehículos de gasolina, sabemos que estos últimos son más limpios (especialmente en términos de emisiones de óxidos de azufre y de partículas) por lo cual se debe controlar la evolución de los vehículos con motores diesel y fomentar el desarrollo de medidas que reduzcan sus emisiones.

Con todo lo visto, los datos han resultado lo bastante concluyentes para confirmar que la situación española no es radicalmente diferente a la de otros países de nuestro entorno⁹³ y, en consecuencia, es imprescindible controlar las emisiones de precursores de lluvia ácida. Este control ha de llevarse a cabo, principalmente, en base a actuaciones sobre las fuentes estáticas, principales *productoras* de anhídrido sulfuroso y causantes de una notable emisión de óxidos de nitrógeno. Por su parte, el peso de las fuentes móviles en cuanto a las emisiones de óxidos de nitrógeno, también se ha revelado suficientemente importante como para considerar arriesgado dejarlas sin tratamiento. No

⁹³ CARRASCO, R. (1.996): "Lluvia ácida: España tiene problemas como Centroeuropa, pero no se toman medidas" en *Las Provincias*, 14 de Abril.

obstante, las dificultades manifiestas en la verificación del cumplimiento de la normativa y el hecho de que este tipo de fuentes siga aumentando exigirá un gran esfuerzo de imaginación en el diseño de los programas de lucha contra la contaminación.

1.6. PLAN DE TRABAJO

Como hemos podido vislumbrar con la información examinada un fenómeno de contaminación como la lluvia ácida incorpora en su definición, producción y efectos tal cantidad de variables que su plena comprensión resulta sumamente compleja.

Por ello hasta hace bien poco los gobiernos se veían impotentes para luchar contra este fenómeno, el desconocimiento científico era muy preocupante y no siempre era posible ligar las causas con los efectos observados.

Por si ello parece poco, tengamos además en cuenta que a la falta de conclusiones por parte de las ciencias *duras* se le unía la falta de desarrollos teóricos y experiencias prácticas dentro del campo de la gestión ambiental.

De hecho, los economistas habían efectuado sólo esporádicas incursiones en el campo del análisis de los factores medioambientales y sus análisis eran poco profundos y estaban carentes de una adecuada fundamentación. Así, hasta prácticamente la década de los setenta las investigaciones llevadas a cabo en

materia de análisis económico del medio ambiente eran más bien anecdóticas. No obstante, a partir de esa época comenzó a consolidarse un cuerpo teórico que, básicamente, tenía como *modus operandi* la aplicación del análisis neoclásico a los problemas ambientales. Desde dicha perspectiva se desarrolló la denominada *economía ambiental* y sus dos subesferas, la economía de los recursos naturales y la economía de la contaminación.

También esos años marcaron el resurgimiento de otra visión de la economía que hundía sus raíces en los comienzos de esta ciencia social. Se trataba de la *economía ecológica*, un planteamiento alternativo al paradigma dominante y mucho más ligado al entorno físico. La economía ecológica tuvo importantes precedentes a finales del siglo XIX y principios del XX pero sólo comenzó a desarrollarse de forma continua y estable hacia finales de los años sesenta.

Este trabajo pretende constituir una nueva incursión en el campo del análisis económico del medio ambiente y quiere aprovechar los avances que se han experimentado en las últimas décadas tanto desde las ciencias *duras* como desde las *sociales*.

¿Cuál es nuestro objetivo último? Buscamos sentar las bases para el diseño de un impuesto que facilite el control de la lluvia ácida, planteando aquellos aspectos que el estado de las artes nos permita clarificar o resolver, pero también mostrando aquellas cuestiones que exigirán en el futuro el desarrollo de nuevas líneas de investigación.

Es importante destacar que la elección de este instrumento se basa en la multitud de análisis teóricos que prueban que este instrumento puede resultar

especialmente adecuado para la corrección de problemas de contaminación. Dichos análisis no han podido ser corroborados empíricamente a causa de la escasez de experiencias prácticas en el campo de la llamada *fiscalidad ecológica* por ello seremos especialmente cautos en el desarrollo de algunos de los elementos definitorios del impuesto. Además, la decisión en favor del impuesto no implica que se renuncie a reconocer el papel complementario que podrán jugar otros instrumentos tales como los acuerdos internacionales, la regulación directa o la concienciación de los ciudadanos.

El impuesto debería reportar ahorro de costes, incentivos a la innovación tecnológica, agilidad y flexibilidad ante cambios en los objetivos ambientales, financiación presupuestaria poco distorsionante⁹⁴ y muchos otros aspectos deseables. No obstante, también es nuestro objetivo prevenir sobre las posibles divergencias que pueden resultar como consecuencia de aspectos reales no contemplados en los análisis teóricos.

Por todo lo expuesto abordaremos a continuación los siguientes aspectos:

* Analizaremos de forma sintética la evolución de las relaciones entre la economía y el medio ambiente (Capítulo 2) en tanto en cuanto no se pueden comprender los modos de gestión ambiental sin examinar la evolución del pensamiento en referencia a esta cuestión.

* Examinaremos aquel instrumental económico y analítico que nos permita avanzar en la solución de los problemas ambientales (Capítulo 3). Gran

⁹⁴ Vid. posteriormente la polémica sobre el *doble dividendo*.

parte de este bagaje se empleará posteriormente en el diseño del instrumento de lucha contra la lluvia ácida.

* Plantearemos en base a la información proporcionada en este capítulo (Capítulo 1) y nueva información introducida en el Capítulo 4 y a la luz de algunos de los elementos y métodos de análisis observados en el Capítulo 3, algunos de los principales aspectos a considerar de cara al diseño de un impuesto para luchar contra la lluvia ácida, centrándonos en la definición del hecho imponible.

ANEXO 1

ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN ASTURIAS.

Los principales responsables de la contaminación son:

- Producción de energía eléctrica.
- Minería.
- Industria del metal.
- Industria química.
- Papel y pulpa.

También contribuyen al fenómeno:

- Transporte.
- Calefacción.

TABLA A.1.1. Emisiones de precursores por sectores.

	SO ₂		NO _x	
	Tm/año	%	Tm/año	%
Transporte	919	0'8	2.787	7'8
Calefacción	3.873	3'3	500	1,4
Industria	111.962	95'9	32.303	90,8
Pequeña	6.005	5,1	697	1,9
Grande	105.957	90,8	31.606	88,1
TOTAL	116.754	100'0	35.590	100'0

En el estudio quedaron excluidos:

- Los posibles impactos irreversibles.
- Los efectos sobre el uso recreativo de los bienes afectados (P/E. pérdida de visibilidad).

Los datos corresponden 1.985, y los resultados se podrían resumir tal y como se ven en la tabla A.1.2.:

TABLA A.1.2. Costes económicos de la contaminación atmosférica en el Principado de Asturias (en millones de pesetas).

CATEGORÍA	VALOR	%
Salud Humana	2.900	47'4
Mortalidad	450,0	
Morbilidad	2.479'0	
Costes de hospitalización	24'5	
Otros costes médicos	13'7	
Días de actividad perdidos	2.440'8	
Ganadería	50	0'8
Agricultura y expl. forestales	90	1'5
Causado por ftes. fijas	57'2	
Imputable al SO ₂	30'5	
Imputable a fluoruros	26'7	
Causado por ftes. móviles	33'3	
Materiales	3.080	50'3
Edificios urbanos	2.258,8	
Naves e inst. industriales	163'9	
Vehículos	649,8	
Depreciación del fondo	550'2	
Costes de mantenimiento	99'6	
Mobiliario urbano	6'2	
TOTAL	6.120	100'0

2. ECONOMÍA Y MEDIO AMBIENTE.

2.1. INTRODUCCIÓN

La consideración de los economistas hacia el papel del medio ambiente en los procesos económicos ha venido tradicionalmente marcada por el desconocimiento y el silencio. Si bien en un principio los economistas fueron conscientes de los límites físicos que imponía el medio a la mayoría de los comportamientos de los agentes económicos, pronto la ciencia económica se encargó de diluir los temores y de crear un instrumental que mostraba a los seres humanos prácticamente como seres omnipotentes, capaces de salvar todo obstáculo que apareciese en su camino.

De esta manera, y “Una vez establecida por los fisiócratas la idea de la *producción* como base de la ciencia económica, serían, entre otros, Smith, Ricardo, Say y Malthus quienes dieron el primer paso hacia el actual orden de ideas ocupándose de cortar el cordón umbilical que unía originariamente la noción de producción al mundo físico, permitiéndole cobrar vuelos propios, libre ya de

las precisiones incómodas que fueron introduciendo al respecto las elaboraciones de las ciencias de la naturaleza.”⁹⁵

Así, la ciencia económica, según fue consolidándose, rompió las ligazones con la ética precapitalista, notablemente vinculada al medio, y estableció un orden de ideas que, además de garantizar el desarrollo capitalista y la acumulación de capital, hipotecaba, inconscientemente, el futuro de la humanidad.

Obviamente, no fueron los economistas los únicos que actuaron negligentemente. Ellos simplemente explicaron y justificaron los hechos que estaban aconteciendo y cegados por la irrupción del mecanicismo en las distintas ramas de la ciencia⁹⁶, aplicaron sus métodos de análisis para crear un aparato instrumental capaz de dar respuestas a todas las cuestiones que el proceso socioeconómico estaba experimentando, o, al menos, para intentarlo.

Al respecto de esta cuestión Kapp, explica como “las ciencias sociales (y las ciencias políticas) se inspiraron en su desarrollo en el complejo de nuevas concepciones científicas sobre la naturaleza del Universo y en un credo político que se opone a muchas, aunque no a todas, de las formas de intervención

⁹⁵ NAREDO, J.M. (1.987): *La economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI de España, Madrid. Pág. 89.

⁹⁶ “... las clasificaciones de Buffon y de Linneo se oponen. La de Buffon se refiere a un equilibrio natural, y su modelo está próximo al de Adam Smith para quien los precios fluctúan alrededor de un equilibrio autorregulado que es mantenido por una “mano invisible” omnisciente. Desde la visión cristiana que subyace en la ciencia de la época el Dios de Linneo es el del Antiguo Testamento, dispuesto a castigar las faltas contra el equilibrio de la naturaleza, el de Buffon es el Dios de los filósofos de la ilustración, concebido a imagen de la razón humana.” Vid. DELÉAGE, J. P. (1.992): *Histoire de l'écologie. Une science de l'homme et de la nature*. La Découverte, París. Existe traducción al español con el título: *Historia de la ecología*. Icaria, Barcelona. 1.993. Pág. 41.

gubernamental. Los científicos, filósofos y pensadores políticos, estaban convencidos de la existencia de un orden natural del Universo.”⁹⁷

Podemos decir que este proceso de secesión entre los ámbitos económico y natural del ser humano tiene lugar con la consolidación de la ciencia económica como tal. Existe un adecuado consenso al respecto de cuando se produjo el nacimiento de la economía como ciencia. Frecuentemente se dice que ello aconteció a lo largo del siglo XVIII, más concretamente con los trabajos de Adam Smith, y en especial con la publicación de su célebre obra *An inquiry into the nature and the causes of the wealth of nations*⁹⁸, cuya primera edición data de 1.776.

Lo cierto es que el desarrollo de la economía se venía fraguando desde hacía ya bastante tiempo, y no es difícil encontrar autores que citan su punto de partida en la Grecia clásica, y más concretamente en las obras de Aristóteles.

Consideramos de gran interés proseguir este trabajo repasando las líneas generales de las relaciones entre la economía y el medio ambiente a lo largo de los pocos más de doscientos años de historia de la economía. Con ello se pretende mostrar tanto la naturaleza cambiante de las relaciones entre economía y medio ambiente, como rescatar determinadas consideraciones analíticas que se están empleando hoy como si fueran novedosas, pese a basarse en el trabajo de economistas pretéritos.

⁹⁷ KAPP, K.W. (1.963): *Social Cost of Bussiness Enterprise*. Asia Publishing House, Londres. (El título de la 1ª ed. fue *The Social Costs of Private Enterprise*. Existe traducción al español con el título: *Los costes sociales de la empresa privada*. Oikos-Tau, Barcelona, 1.966. Pág. 19.

⁹⁸ SMITH, A. (1.876): *An inquiry into the nature and the causes of the wealth of nations*. Existen múltiples traducciones al español, se ha utilizado la titulada *Investigación sobre la naturaleza y causas de la riqueza de las naciones*. Oikos-Tau, Barcelona, 1.988. Traducción de la edición conmemorativa del bicentenario de la obra a cargo de CAMPBELL, R.H. y SKINNER, A.S. (Eds.). Oxford University Press, Oxford, 1.976.

Se obviarán los autores preeconómicos para comenzar el repaso en el momento en que la ciencia económica se considera claramente definida como tal. Dicho repaso terminará en la actualidad, comentándose algunas de las aportaciones más relevantes efectuadas por los economistas a lo largo de dicho período.

No se recogerán todas y cada una de las ramificaciones que durante este período surgieron de la ciencia económica, limitándonos a comentar algunos de los logros obtenidos por los autores enmarcados en el paradigma dominante, así como algunas de las contribuciones más sugestivas de autores que enmarcaremos dentro de la economía ecológica.

De esta forma, repasaremos someramente las investigaciones de los economistas «clásicos» y «neoclásicos», y veremos como desde la economía convencional se generó la “economía ambiental”, para dar cuenta, asimismo, de la aparición de una de las ramas que con más robustez ha crecido en los últimos treinta años, la «economía ecológica». Esta última, se puede encontrar en la literatura bajo muy diversos encabezamientos, tales como⁹⁹: “economía de estado estacionario (Daly, 1984)¹⁰⁰, físico-economía (Faber et. al., 1987)¹⁰¹, desarrollo co-evolucionario (Norgaard, 1984)¹⁰², economía de la nave espacial tierra

⁹⁹ KLAASSEN, G.A.J. y J.B. OPSCHOOR. (1991): “Economics of sustainability or the sustainability of economics: different paradigms” en *Ecological Economics*, nº 4. Pág. 104. Algunas de las citas que se incluyen a continuación proceden también de este artículo.

¹⁰⁰ DALY, H.E. (1980): *Economics, Ecology, Ethics. Essays Toward a Steady-State Economy*. W.H. Freeman & Co. Nueva York. Existe traducción al español con el título: *Economía, ecología, ética. Ensayos hacia una economía de estado estacionario*. Fondo de Cultura Económica, México. 1.989a.

¹⁰¹ FABER, M. et al. (1.987): *Entropy environment and resources*. Springer, Berlin.

¹⁰² NORGAARD, R.B. (1.984): “Coevolutionary development potential ” en *Land Economics*, nº 60. Págs. 160-173.

(Boulding, 1.966)¹⁰³, economía neo-institucional del medio ambiente (Swaney, 1.987)¹⁰⁴ o simplemente economía ecológica (Christensen, (1989); Costanza, (1.989); Proops, (1.989))¹⁰⁵”. No obstante, y pese a la existencia de importantes divergencias entre los autores que encabezan dichas denominaciones, todas ellas tienen en común la crítica a algunos de los postulados principales del paradigma neoclásico, así como la necesidad de modificar el esquema del análisis económico de forma que se quiebre la disociación existente entre el medio físico y los procesos económicos que en él se dan.

Comenzaremos considerando como, tras concluir el período «clásico», el pensamiento económico eliminó totalmente a los bienes ambientales de su campo problemático. No obstante la preocupación de los economistas por el medio ambiente resurgió a finales del s. XIX y principios del s. XX por parte de algunos autores que, eso sí, tuvieron un peso marginal en el desarrollo del cuerpo central del pensamiento económico. Lo cierto es que desde los albores de la ciencia económica hasta bien entrado el siglo XX no hubo ninguna corriente mayoritaria que se centrara en la problemática ambiental.

De hecho, la eliminación del factor medioambiental de los tratados sobre economía se vino fraguando desde el mismo momento en que nació la ciencia económica, para culminar con el paradigma neoclásico. Desgraciadamente

¹⁰³ BOULDING, K. E. (1.966): “The Economics of the coming spaceship earth” en JARRET, H. *Environmental quality in a growing economy*. Resources for the Future & Johns Hopkins, Washington. Págs. 3-14. Existe traducción al español con el título: “La economía futura de la Tierra como un navío espacial” en DALY, H.E. (1.989). Op. Cit. Págs. 262-272.

¹⁰⁴ SWANEY, J. (1.987): “Elements of neo-institutional environmental economics” en *Journal of Economic Issues*, nº 21. Págs. 1739-1779.

¹⁰⁵ CHRISTENSEN, P. P. (1.989): “Historical roots for ecological economics - Biophysical versus allocative approaches” en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 17-36. COSTANZA, R. (1.989): “What is ecological economics?” en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 1-7. PROOPS, J. (1.989): “Ecological economics: rationale and problem areas” en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 59-70.

algunos de los postulados básicos del paradigma dominante chocan frontalmente con la reintroducción del medio físico en el análisis económico. Entre otras cuestiones podemos destacar como la problemática del valor¹⁰⁶ o el desarrollo de la teoría de la producción¹⁰⁷ llevaron a la economía a un callejón sin salida, en el cual los problemas ambientales no tenían cabida.

Hay que constatar, no obstante, que en los últimos treinta años los economistas han pasado de un inexcusable olvido del papel de los bienes ambientales en los procesos económicos a situarlos en un primer plano en la toma de decisiones económicas. Durante más de doscientos años el medio ambiente ha sido, todo lo más, una fuente de insumos para llevar a cabo los procesos económicos, hoy, se valora el medio ambiente por su capacidad de proveernos al menos tres tipos de servicios distintos.

En primer lugar, y siguiendo la tradición más antigua, como insumo fundamental de los procesos económicos, en segundo lugar, como receptáculo del sinfín de residuos que se derivan de la actividad económica, y, en tercer lugar, pero no menos importante, como fuente de servicios de disfrute. Incluso yendo más allá, se ha tomado en consideración dentro de algunos análisis el hecho de que el medio ambiente representa el marco en el que se desarrollan todos los procesos vitales y no sólo está condicionado por la actuación de los seres humanos, sino que también condiciona dichas actuaciones a través de ponerles distintos límites físicos.

¹⁰⁶ “... nos hemos alejado de la realidad e inclinado a pensar que todo aquello que no hemos hecho nosotros mismos es algo sin valor.” SCHUMACHER, E.F. (1.973): *Small is beautiful*. Abacus, Londres. Existe traducción al español con el título: *Lo pequeño es hermoso*. Hermann Blume, Madrid. 1.978 (1ª reimp. de la 9ª ed. de 1.990). Pág. 14.

¹⁰⁷ “Una de las principales razones por las que el sistema es malo, y pese a ello sobrevive, es esta opinión errónea de que «el problema de la producción se ha solucionado.» ... El surgimiento de este error, ..., está estrechamente vinculado a los cambios filosóficos, por no decir religiosos, en la actitud del hombre hacia la naturaleza en los últimos tres o cuatro siglos.” Vid. SCHUMACHER, E.F. (1.990). Op. Cit. Págs. 13 y 14.

El *descubrimiento* de las importantísimas funciones que cubre el medio ambiente se ha debido a una serie de pasos fundamentales que se han dado, no sólo dentro de la ciencia económica, sino también en otros campos científicos. Así, el papel del medio ambiente como receptor de residuos se puso en evidencia cuando los economistas tuvieron noticias de las Leyes de la Termodinámica¹⁰⁸ y fueron conscientes de cómo estas afectaban a los procesos económicos. Mientras que el papel de los bienes ambientales como fuente de disfrute comenzó a ponerse de manifiesto con las críticas que desde el seno de la propia ortodoxia económica comenzaron a surgir en relación con los criterios de valoración económicos.

Siguiendo a Block¹⁰⁹ podemos decir que son tres las áreas de preocupación que han surgido; en primer lugar el indeseable crecimiento experimentado por la tecnología¹¹⁰, en segundo lugar la *insostenibilidad* del crecimiento económico, y, por último, los “dañinos efectos laterales derivados de la actividad industrial”. A todas ellas se les trata de dar respuesta desde las distintas escuelas económicas.

Se ha llegado a justificar la ignorancia de los economistas frente a los bienes ambientales, no sin algo de razón, argumentando que “el hecho de que los economistas no se hayan preocupado suficientemente hasta fecha reciente por los llamados problemas ecológicos deriva fundamentalmente de que la ecología, en sus pretensiones actuales (estudio de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas en el marco global de la biosfera) es una ciencia que no tiene más de

¹⁰⁸ Vid. ANEXO 2.

¹⁰⁹ BLOCK, W. (Ed.) (1.990): *Economics and the environment: a reconciliation*. Fraser Institute, Vancouver. Pág. 1.

¹¹⁰ Dice Schumacher al respecto (Vid. SCHUMACHER, E.F. (1.990). Op. Cit. Pág. 129.): “... la tecnología, a pesar de ser un producto del hombre, tiende a desarrollarse por sus propios principios y leyes, los cuales son muy distintos a los de la naturaleza humana o a los de la naturaleza viva en general.”

veinticinco años de existencia”.¹¹¹ O, también: “hasta hace poco, resultaba difícil tender puentes sólidos desde las ciencias de la naturaleza hacia la economía, cuando estaban por afianzarse todavía conexiones fundamentales entre las propias ciencias de la naturaleza.”¹¹²

Así, y siguiendo esta línea argumental vemos que fue en 1.945 cuando el físico E. Schrödinger publicó la obra en la cual se introducía la termodinámica en el análisis de los seres vivos. También los hermanos Odum adoptaron el lenguaje de la termodinámica para describir las características de los ecosistemas¹¹³. No obstante, todo ello no basta para justificar adecuadamente el olvido de la ortodoxia económica hacia los bienes ambientales.

Estos aspectos y otros de similar relevancia serán los que a continuación se examinarán, aunque considero imprescindible reiterar que la revisión que se va a llevar a cabo a continuación no pretende ser una revisión exhaustiva de la literatura económica sobre el medio ambiente, y que en ella se verán los sesgos que mi formación y mis lecturas han producido.

¹¹¹ GALLEGO GREDILLA, J.A. “Medio ambiente y ecología” en VV. AA. (1.979): *El sector público en las economías de mercado*. Espasa-Calpe, Madrid. Pág. 295.

¹¹² NAREDO, J.M. y PARRA, F. (1.993a): *Hacia una ciencia de los recursos naturales*. Siglo XXI de España, Madrid. Pág. xv.

¹¹³ ACOT, P. (1.988): *Histoire de l'ecologie*. Presses Universitaires de France, París. Existe traducción al español con el título: *Historia de la ecología*. Taurus, Madrid. 1.990. Págs. 114-115.

2.2. LA ECONOMÍA CLÁSICA Y EL MEDIO AMBIENTE.

Algunos de los primeros economistas se preocuparon de los posibles problemas que se podían dar en el futuro a consecuencia de la escasez de recursos, estos autores vivieron y trabajaron a mediados del siglo XVIII y principios del XIX, e incluso unos pocos comentaron de pasada la problemática de la contaminación que se comenzaba a vislumbrar como consecuencia de la revolución industrial. Estos autores, situados en lo que posteriormente se denominó el "paradigma clásico", contaban entre sus preocupaciones con la problemática del crecimiento económico a largo plazo, y en general coincidían en que los recursos naturales serían (o podrían serlo) el factor limitativo principal. En ello coincidieron los primeros economistas, como Smith y Ricardo, y otros autores coetáneos de los anteriores como Malthus o Stuart Mill. Así, Pearce y Turner¹¹⁴ destacan como una característica común a los economistas clásicos su escepticismo frente a las posibilidades de crecimiento ilimitado a largo plazo. No obstante, también fueron estos autores los que plantaron la semilla del desarraigo del contexto físico respecto del campo problemático de la economía. Christensen¹¹⁵ resalta la importancia que los clásicos dieron a esta cuestión al afirmar que "El punto de partida del enfoque clásico fue la teoría de la producción".

¹¹⁴ PEARCE, D. y TURNER, R.K. (1.990): *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, Nueva York. Existe traducción al español con el título: *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Celeste Eds., Madrid. 1.995. Págs. 32-36.

¹¹⁵ CHRISTENSEN, P.P. (1.989). Op. Cit. Pág. 20.

Podemos introducir algunos de los aspectos iniciales que dieron lugar a dicha disociación. En primer lugar, la introducción de la teoría del valor, la cual da poco pie a la consideración de los bienes ambientales como parte del objeto de estudio de la ciencia económica.

Un segundo elemento es la ruptura con la hasta entonces moral tradicional, de hecho “la separación de lo económico sólo puede acometerse elevando a una categoría moral el afán de acrecentar las riquezas.”¹¹⁶ Así, “La idea de la fuerza potencialmente creadora del provecho individual retrotrae a «los vicios privados, virtudes públicas», de la *Fable of the Bees*, de Mandeville, (...) médula sustancial dentro de la cáscara metafísica de la «mano invisible» de Adam Smith.”¹¹⁷

Al respecto de la cuestión anterior Keynes resalta la evidencia de la ruptura con la moral tradicional, dado que “la nueva ética, no siendo más que un estudio científico de las consecuencias del egoísmo racional, colocó al individuo en el centro. «El único esfuerzo que pide la virtud –dice Hume– es el del cálculo justo y una constante preferencia por la mayor felicidad.» Estas ideas estaban de acuerdo con las nociones prácticas de conservadores y letrados. Ellas proporcionaron un fundamento intelectual satisfactorio para los derechos de propiedad y la libertad del individuo para hacer lo que le plazca consigo mismo y con lo que le pertenece”.¹¹⁸

¹¹⁶ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 58.

¹¹⁷ DOBB, M. (1.973): *Theories of value and distribution since Adam Smith*. Cambridge University Press, Cambridge. Existe traducción al español con el título: *Teoría del valor y de la distribución desde Adam Smith. Ideología y teoría económica*. Siglo XXI de España, Barcelona. 1.975. Pág. 53.

¹¹⁸ KEYNES, J.M. (1.972): *Essays in persuasion*. The Macmillan Press, Londres. La primera edición de esta obra data de 1.931. Existe versión en español con el título: *Ensayos de persuasión*. Crítica, Barcelona. 1.988. Pág. 276.

Los economistas clásicos, en estas circunstancias, restringieron el papel del gobierno a aspectos muy concretos, por ello Keynes escribe¹¹⁹: “A la doctrina filosófica según la cual el gobierno no tiene derecho a interferir, y la doctrina divina según la cual no tiene necesidad de interferir, se añade una prueba *científica* de que su interferencia es inconveniente.”

La ya citada ruptura con la moral tradicional¹²⁰ fue preparando el terreno para el desarrollo de la ciencia económica, y aunque en lo que se refiere al vínculo con la naturaleza y el medio físico la obra de Smith aún tiene resabios fisiocráticos¹²¹, el primer paso para la ruptura estaba dado.

Por último, y en referencia a las perspectivas para el crecimiento ilimitado hay que advertir que “Smith no llegó a considerar los dos elementos básicos que después operarían a favor de las tesis más pesimistas, concretamente, la relación recursos/población planteada por Malthus, y la ley de rendimientos decrecientes de Ricardo...”¹²²

Frente a algunos de los más célebres filósofos de su época, como Condorcet o Godwin, Robert Malthus tuvo una visión pesimista del futuro que

¹¹⁹ KEYNES, J.M. (1.988). Op. Cit. Págs. 278. La cursiva es mía.

¹²⁰ “La idea de una armonía divina entre las ventajas privadas y el bien público era ya evidente en Paley. Pero fueron los economistas quienes dieron a la noción una buena base científica.” KEYNES, J.M. (1.988). Op. Cit. Pág. 277.

¹²¹ “En la agricultura, la naturaleza trabaja junto al hombre y, aunque su trabajo no cueste nada, su producto tiene un valor como si proviniese del trabajador más caro”. SMITH, A. (1.988). Op. Cit. pág. 418. Este texto se cita en RICARDO, D. (1.950): *The Works and Correspondence of David Ricardo. Vol. I: On the principles of political economy and taxation*. Ed. a cargo de Piero Sraffa. Cambridge University Press. La 1ª edición corresponde a 1.818. Existen varias traducciones al español, la utilizada ha sido: *Principios de economía política y tributación*. Fondo de Cultura Económica, México (2ª reimpr.) 1.973. Pág. 57, y en relación al mismo tema escribe Ricardo: “El trabajo de la naturaleza se paga, no porque hace mucho, sino porque hace poco. A medida que se vuelve más avara de sus dones, cobra un mayor precio de su trabajo. Cuando se muestra espléndida, siempre trabaja gratis”.

¹²² TAMAMES, R. (1.977): *Ecología y desarrollo. La polémica sobre los límites al crecimiento*. Alianza Universidad, Madrid (4ª ed. de 1.983). Pág. 21.

esperaba a la humanidad. Así se puede ver en su célebre libro *An essay on the principle of population, as it affects the future improvement of society with remarks on the speculations of Mr. Godwin, Mr. Condorcet, and other writers*, publicado por vez primera en 1798¹²³. En esta obra, y partiendo de la aplicación del concepto de rendimientos decrecientes a la agricultura, Malthus vaticinó un colapso para la civilización causado por la falta de recursos para alimentar a una población que aumentaba exponencialmente.

En palabras de Tietemberg (1992)¹²⁴: “La premisa de que las sociedades germinan las semillas de su propia destrucción ha fascinado desde hace mucho tiempo a los estudiosos. Thomas Malthus previó una época en la cual el instinto de reproducción podría llevar a una situación en la cual el crecimiento de la población superaría al crecimiento de los alimentos, llevando al hambre y a la muerte”.

David Ricardo coincidía con Malthus en su visión pesimista sobre las perspectivas de crecimiento a largo plazo. En concreto creía que en el futuro la humanidad sería abocada a una situación de «estado estacionario» en la que los hombres vivirían en situaciones muy precarias.

Siguió los pasos de Smith en lo que respecta a la separación de la ciencia económica de su medio físico, y, en especial, eliminó en su obra las maneras fisiocráticas que aún era posible encontrar en los trabajos de Smith. Entre otros aspectos Ricardo reflexiona y corrige a Smith en algunas cuestiones que había

¹²³ Existen múltiples traducciones al español. Podemos citar por ejemplo la titulada *Primer ensayo sobre la población*. Alianza, Madrid, 1.966 (6ª Ed. de 1.984), que consta de un curioso prólogo de J.M. KEYNES.

¹²⁴ TIETEMBERG, T. (1.992): *Environmental and natural resource economics*. Harper-Collins, (3ªEd.). Pág. 2.

quedado indefinidas o mal construidas, por ejemplo en la cuestión de la teoría del valor.

En ese punto aún era posible incluir el factor ambiental en el análisis, no se hizo, y en consecuencia hoy prevalece claramente el valor de cambio sobre el valor de uso en las sociedades capitalistas, porque con ello aquellos bienes que la naturaleza dota abundantemente le resultan *indiferentes* al conjunto de la sociedad al carecer de *valor* en sentido económico, como lamenta Deleague¹²⁵

John Stuart Mill, profundamente influido por las lecturas de Malthus y Ricardo, apuntó también hacia las dificultades que la humanidad tendría para llevar a cabo un proceso continuo de desarrollo. Como nos dice Kula¹²⁶, Mill refuta en sus *Principios de Economía Política* la idea del avance ilimitado que era fácil de encontrar en los trabajos de autores coetáneos. De hecho, "... en sus *Principios...*, y concretamente en su capítulo VI, fue quien de modo más amplio se ocupó del estado estacionario. ... Mill fue terminante, pues como punto de partida de toda su argumentación se fijó en el principio de que el crecimiento de la riqueza no puede carecer de límites."¹²⁷

Además, criticó el crecimiento sin límites de la población¹²⁸ y anticipó la congestión que unos cien años más tarde se ha dado en determinadas partes del planeta. Mill se mostró contrario a la lucha constante por aumentar el crecimiento y la acumulación de capital defendiendo la idea de que las disputas y esfuerzos

¹²⁵ DELÉAGUE, J.P. (1.993). Op. Cit. Pág. 295.

¹²⁶ KULA, E. (1.992): *Economics of natural resources and the environment*. Chapman & Hall, London. Págs. 7 y 8.

¹²⁷ TAMAMES, R. (1.983). Op. Cit. Págs. 29-30.

¹²⁸ "Mill reconoció a Malthus como el primero en advertir seriamente sobre el problema de la expansión sin freno de la población, que, con el tiempo, podría llegar a aventajar el propio crecimiento del capital ..." Vid. TAMAMES, R. (1.983). Op. Cit. Pág. 30.

por conseguir mayor progreso en términos de bienes materiales no era ni natural ni deseable para los seres humanos.

No obstante, Mill no fue una excepción en el distanciamiento entre la economía y el medio físico, así, en palabras de Naredo¹²⁹: “Este empeño de tratar el tema del medio ambiente desde el ángulo económico trasladándolo como fuera al terreno de los *valores de cambio*, ha encontrado como justificación más corriente la ya apuntada por J.S. Mill de presentar la contribución económica como «indefinida e inconmensurable».”

Podemos encontrar alguna otra referencia al papel del medio natural en los trabajos de los economistas de la época, como la recogida por Ricardo en referencia a una matización de Juan Bautista Say a la teorización del valor por parte de A. Smith. En concreto Say critica el hecho de atribuir exclusivamente al trabajo del hombre la capacidad de generar valor. Así afirma: “Un análisis más correcto nos muestra que el valor se debe a la acción del trabajo, o mejor dicho a la actividad del hombre, combinada con la acción de aquellos agentes que proporciona la naturaleza, ...”¹³⁰ Es interesante reflejar también la respuesta dada por Ricardo a esa puntualización de Say: “... aunque estos agentes naturales aumentan considerablemente el *valor en uso* de un bien, nunca le añaden valor en cambio,...”¹³¹

Como hemos podido constatar, en general los economistas clásicos trataron, aunque fuese de pasada, los problemas que la escasez de recursos podría implicar para el avance continuo de la humanidad. No obstante dichas

¹²⁹ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 265. La cita de Mill se dice que procede de la página 50 de sus *Principios ...*

¹³⁰ SAY, J.B. *Traité d'économie politique*. 2ª Ed. de 1.814. Citado en RICARDO, D. (1.973). Op. Cit. Pág. 213.

¹³¹ RICARDO, D. (1.973). Op. Cit. Pág. 214.

preocupaciones se verían definitivamente relegadas al olvido con la irrupción del que se ha denominado «paradigma neoclásico».¹³²

Mientras, la economía marxista planteaba en su desarrollo otro tipo de problemas y la cuestión de los recursos naturales no pasó de ocupar en ella un espacio marginal. Así nos dice Deléage¹³³ que aunque Marx introduce en el libro I de *El Capital* la siguiente definición de producción “Toda producción es una apropiación de la naturaleza por el individuo, dentro de una forma social determinada por aquella”, o, se plantea el deterioro ambiental previsible como consecuencia del modo de producción capitalista, realmente estos aspectos fueron relegados por el análisis que efectúa de otros dos factores productivos, trabajo y capital. En ese sentido compartió con la corriente mayoritaria del pensamiento económico la convicción, no razonada, de la eliminación de los límites naturales al crecimiento económico como consecuencia del efecto del progreso técnico y científico.

Aunque no coincidió con la ortodoxia en otros aspectos, como la entronización del egoísmo como motor del desarrollo. Al respecto escribe Schumacher¹³⁴: “La idea de conducir la economía entera sobre la base de la codicia privada, como Marx bien lo reconociera, ha mostrado una extraordinaria capacidad para transformar el mundo”.

De hecho algunos de los autores «clásicos» prepararon el campo, inconscientemente, a las semillas de la economía neoclásica. Así afirma

¹³² Vid. DIETZ, F.J. y J VAN DER STRAATEN. (1.993): “Economic theories and the necessary integration of ecological insights” en DOBSON, A. y P. LUCARDIE: *The politics of the nature. Explorations in green political theory*. Routledge, London. Pág. 121.

¹³³ DELÉAGE, J. P. (1.993). Op. Cit. Pág. 297.

¹³⁴ SCHUMACHER, E.F. (1.990). Op. Cit. Pág. 219. La cita de Marx que incluye procede del Manifiesto Comunista.

Aguilera¹³⁵: "... hasta Adam Smith es reconocido con claridad que la actividad humana, y por lo tanto la economía, dependían de un medio físico en el que ambas estaban insertas. Sin embargo Ricardo y Marx critican y eliminan del campo de la ciencia económica los resabios fisiocráticos que impregnan la obra de Smith, separan definitivamente la noción de producción de su contexto físico-natural originario ...".

2.3. LOS ECONOMISTAS NEOCLÁSICOS Y EL MEDIO AMBIENTE.

Hacia 1870 comenzó a consolidarse un paradigma *alternativo*, que se vino a llamar economía neoclásica, y que relegó a un último plano la problemática del crecimiento económico a largo plazo y por lo tanto, más aún la preocupación sobre los bienes ambientales. En palabras de Naredo¹³⁶: "... las elaboraciones de los economistas neoclásicos dieron al traste con estas últimas y ya reducidas preocupaciones sobre los límites del entorno físico que podían frenar el movimiento de la máquina económica", o también: "Los autores *neoclásicos* contribuyeron a apartar el fantasma del estancamiento introducido por la escasez de tierra o de trabajo al postular una gran fluidez en el principio de conversión entre los «factores» solucionable mediante el «progreso técnico»."¹³⁷

¹³⁵ AGUILERA, F. (1.992a): "La preocupación por el medio ambiente en el pensamiento económico actual" en *Información Comercial Española*, nº 711 de Noviembre. Pág. 38.

¹³⁶ NAREDO, J. M. (1.992b): "Los cambios de la idea de naturaleza y su incidencia en el pensamiento económico" en *Información Comercial Española*, nº 711 de Noviembre. Pág. 16.

¹³⁷ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 133.

Por aquella época se estaba fraguando una nueva disciplina científica, la ecología. Así Pascal Acot¹³⁸ comenta como se estaban introduciendo los conceptos básicos de esta disciplina, pero a su vez que autores como Darwin, o el propio Haeckel, que fue quien introdujo el término "ecología", estuvieron lejos de desempeñar un papel relevante en el proceso real de constitución de esta rama de la ciencia.

Además, y con notables excepciones, esta "nueva" ciencia captó poco la atención de los economistas, bastante atareados en el desarrollo y consolidación del aparato económico neoclásico. Por contra parece que dicha influencia si se daba por el lado de los ecólogos: "la economía, en realidad, siempre ha sido la referencia principal de la ecología. Ya en los años treinta H.G. Wells y J Huxley consideraban la ecología como la extensión de la economía al conjunto del mundo vivo."¹³⁹ Podemos citar al menos dos importantes excepciones al rechazo de la ecología por parte de la ortodoxia económica, Patrick Geddes y Serguei Podolinsky¹⁴⁰, a los que es fácil enmarcar como precursores de la Economía Ecológica¹⁴¹.

Podolinsky intentó crear una teoría del valor energía¹⁴², dichos intentos fueron contestados por Engels partidario, como no, de la consolidación de la teoría

¹³⁸ ACOT, P. (1.990). Op. Cit. Pág. 15.

¹³⁹ DELÉAGUE, J.P. (1.993). Op. Cit. Pág. 336.

¹⁴⁰ Vid. DELÉAGUE, J.P. (1.993). Op. Cit. Págs. 78-81.

¹⁴¹ MARTÍNEZ ALIER (1.992) cita también a Frederick Soddy y a Josef Popper-Lynkeus. (Vid. MARTÍNEZ ALIER, J. (1.992): *De la economía popular al ecologismo popular*. Icaria, Barcelona. Pág. 10).

¹⁴² Al respecto comenta Martínez Alier (Vid. MARTÍNEZ ALIER, J.: "Valoración económica y valoración ecológica" en NAREDO, J.M. y PARRA, F. (1.993). Op. Cit. Pág. 40): "Podolinsky,..., atribuía las diferencias en el uso de energía dentro de cada país y entre países, no a ninguna superioridad evolutiva, sino más bien a la desigualdad producida por el capitalismo." Vid. también MARTÍNEZ ALIER, J.: "Ecología humana y economía política" en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Pág. 349.

del valor trabajo. Quizá por ello se lamenta Martínez Alier¹⁴³: “Marx y Engels no creían en la beneficiosa acción de la «mano invisible» en el mercado. Por tanto podrían haber visto el proceso económico a la luz de la entropía. El rechazo de Engels de la economía ecológica de Podolinsky fue una excelente oportunidad perdida”.

Por su parte Geddes, que se formó como biólogo, mostró preocupación por la ecología humana siendo especialmente conocido por sus innovadoras ideas en el campo de la planificación urbana. También planteó la importancia de los factores energéticos en los procesos económicos.

No obstante, los trabajos de uno y otro no tuvieron continuación hasta bien entrado el siglo siguiente, y ni siquiera su trabajo fue inicialmente reconocido por todos los autores que posteriormente se enmarcarían dentro de la corriente de la economía ecológica.

La gran mayoría de los economistas despreció e ignoró los problemas medioambientales durante mucho tiempo y la economía se preocupó de otras cuestiones mientras evolucionaba. Así, estuvo aproximadamente 100 años desarrollándose sin preocuparse, más que marginalmente, por el peso del espacio físico en el proceso económico, de los problemas derivados de la escasez de los recursos naturales¹⁴⁴ y del importante deterioro que estos estaban experimentando como consecuencia del proceso de crecimiento económico.

¹⁴³ MARTÍNEZ ALIER, J. (1.993). Op. Cit. Pág. 41.

¹⁴⁴ La definición de Lionel Robbins que califica a la economía como *ciencia de la escasez*, no hace referencia a los recursos naturales en ningún caso, estos no constituyen una restricción en los análisis, bien por que el mercado se ajustará ante su escasez, bien porque se les llega a calificar incluso de elementos reproducibles artificialmente.

En todo caso es curioso constatar como algunos de los autores neoclásicos que habían *excluido* de sus investigaciones la problemática del crecimiento a largo plazo, mostraban profunda preocupación por la posible escasez futura de recursos. Podemos, por ejemplo, reproducir la anécdota que cuenta Tietenberg¹⁴⁵: “Los economistas no son, ciertamente, inmunes a los riesgos de la pronosticación. En *The Coal Question: An inquiry concerning the progress of the nation and the probable exhaustion of our coal mines*, publicado en 1865, Stanley Jevons concluía que el rápido crecimiento en el consumo de carbón junto con la provisión finita de carbón podría paralizar el progreso en los siguientes años. En el análisis de la obra de Jevons por parte de John. M. Keynes, éste constata que Jevons tenía un miedo similar hacía la escasez de papel. Aparentemente Jevons actuó en consecuencia puesto que 50 años después de su muerte sus hijos aún no habían terminado con el fondo de papel que había acumulado”.

Naredo¹⁴⁶, en todo caso, matiza como en *The Principles of Economics*, obra publicada a título póstumo en 1.911, Jevons señaló en relación con los bienes ambientales que estos no constituían parte de la noción de riqueza económica, puesto que aunque se les podía calificar como bienes de utilidad potencial, la economía no se ocupaba de la utilidad potencial.

De hecho, “Con los autores «neoclásicos» de finales del siglo pasado y principios del actual se afianzó la unidad en el objeto de la ciencia económica sobre esa noción unificada de la *riqueza* que se erigió en centro de lo económico tras la ruptura epistemológica postfisiocrática. ... El dominio de esta nueva noción unificada de ciencia delimitó el objeto de la ciencia económica, haciendo que no

¹⁴⁵ Op. Cit. (1.992). Pág. 5.

¹⁴⁶ Op. Cit. (1.992). Pág. 17.

se ocupara del tema de los recursos naturales en tanto que no hubieran pasado a ser valorados e intercambiados ...”¹⁴⁷

La obra de Leon Walras significó un paso adelante en favor de la consolidación del paradigma neoclásico y en sus *Éléments d'économie politique pure ou théorie de la richesse sociale*¹⁴⁸, obra publicada por vez primera en 1.874, se ratifican las renunciaciones y asunciones que los economistas clásicos habían comenzado a esbozar. De hecho desde Walras, la ciencia económica entra en una etapa de consolidación y desarrollo de gran importancia. Ello hace que algunos autores hablen de dos fases en el período neoclásico, entre las que la obra de Walras representa el punto de inflexión.

Lógicamente en su obra se repiten los principales aspectos que venimos comentando en relación con la ruptura del análisis económico con el medio físico y por si cabe alguna duda se reafirma escribiendo: “Los efectos de las fuerzas naturales serán, por tanto, el objeto de lo que se llamará *ciencia natural pura* o *ciencia* propiamente dicha.”¹⁴⁹

Walras, como la mayoría de sus coetáneos, y como había sucedido también con los economistas clásicos, se mostró especialmente preocupado por la elaboración de una adecuada teoría del valor. Como resultado de sus investigaciones pronto descartó los postulados de la escuela clásica, y se inclinó por situar el origen del valor en una cualidad de las cosas a la que llamó «*rareté*»,

¹⁴⁷ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Págs. 248-249. En concreto se cita a Cournot como uno de los pioneros en la inclusión en la riqueza sólo de aquellos bienes con valor de cambio.

¹⁴⁸ WALRAS, L. (1.874): *Éléments d'économie politique pure. (Objet et divisions de l'économie politique et sociale. Théorie mathématique de l'échange. Du numéraire et de la monnaie)*. Corbaz, Lausana; Gullaumin, París y H.Georg, París. Existe traducción al español con el título: *Elementos de economía política pura (o teoría de la riqueza social)*. Alianza Editorial, Madrid. 1.987.

¹⁴⁹ Op. Cit. Pág. 151.

concepto que busca agrupar dos características de los bienes, su capacidad de proporcionar utilidad y su escasez. Así, define la riqueza social como: "... conjunto de cosas materiales o inmateriales (...) que son *escasas*, es decir, que por una parte nos son *útiles* y, por otra, existen a nuestra disposición en *cantidades limitadas*.”¹⁵⁰

De forma coherente con este planteamiento y con el tratamiento que la economía neoclásica da a los recursos ambientales, éstos son caracterizados por su existencia en cantidades ilimitadas y por tanto no pueden ser tratados como bienes económicos puesto que su capacidad para producir utilidad no basta para decir que en ellos se da la «*rareté*» dado que "... el aire atmosférico, la luz y el calor solares cuando el sol ha salido, el agua de los lagos, corrientes y ríos, se encuentra en tal cantidad que a nadie puede faltarle; cada uno puede tomar toda la que quiera. Estas cosas, que son útiles, no son generalmente escasas y, por tanto, no forman parte de la riqueza social; sólo excepcionalmente pueden escasear y, por ello entrar a formar parte de la riqueza social.”¹⁵¹ Al menos, se admite la posibilidad, hoy realidad indudable, de que algunos de estos factores tan cruciales para el acontecer de la vida pueden llegar a ser poco abundantes.

Es necesario aclarar que el concepto de escasez propio de la mayoría de los análisis económicos es diferente del utilizado en las llamadas *ciencias duras*. La escasez económica es un fenómeno *subjetivo y relativo*, y aunque Walras quiera dotar al concepto de «*rareté*» de un carácter absoluto, no debemos confundir el sentido de afirmaciones del tipo: "... el valor de cambio sigue siendo un fenómeno esencialmente relativo cuya causa es la *rareté* que es el único fenómeno absoluto.”¹⁵² Así, trata de aclarar esta aseveración en una nota al pie: “La

¹⁵⁰ Op. Cit. Pág. 155.

¹⁵¹ Op. Cit. Pág. 156.

¹⁵² Op. Cit. Pág. 309.

distinción entre el valor de cambio, fenómeno *relativo y objetivo*, y la *rareté*, fenómeno *absoluto y subjetivo*, es la expresión rigurosa de la distinción entre valor *de cambio* y valor *de uso*.”¹⁵³

Hay que precisar que, en nuestra opinión, la citada referencia al carácter absoluto de la «*rareté*» busca meramente encontrar un punto fijo de referencia sobre el que hacer girar su sistema de valores. Realmente, en el esquema neoclásico en general, y en el walrasiano en particular, sólo hay escasez allí donde la oferta potencial sobre una cosa se ve superada por su demanda. Aquel bien que sea único en el mundo, pero que nadie desee, será un bien *abundante* para el análisis económico.

Se da una renuncia a que los elementos naturales, cuya importancia se reconoce, tengan valor, y dicha renuncia parece venir dada por una posible confusión entre valor y precio, que ya se ha reprochado en otras ocasiones a la economía tradicional.

Por lo demás, Walras llevó a cabo una elaboradísima matematización de la economía, representando un papel fundamental en el asentamiento de la ciencia económica. Como ha comentado Naredo, uno de los elementos cruciales del modelo y que permite cubrir algunas incoherencias derivadas de la falta de un tratamiento adecuado del medio ambiente, es el concepto de capital. Dicho concepto junto con la introducción del principio de sustitución ilimitada¹⁵⁴ de los factores permitía garantizar un crecimiento ilimitado, puesto que incluso en el caso poco probable de que los bienes ambientales llegasen a escasear estos

¹⁵³ Op. Cit. Pág. 309. Vid. nota al pie.

¹⁵⁴ A este aspecto se le ha denominado la “falacia de la sustitución infinita”. Vid. GEORGESCU-ROEGEN, N. (1.989): “Selecciones de «Mitos de la Economía y de la Energía» en DALY, H.E. Op. Cit. Pág. 76.

podrían ser sustituidos por más trabajo, y, especialmente, por más capital. Es interesante reproducir el comentario de Naredo al respecto:

“... las elaboraciones de los economistas neoclásicos dieron al traste con estas últimas y ya reducidas preocupaciones sobre los límites del entorno físico que podían frenar el movimiento de la máquina económica. A ello contribuyó la magnificación de un nuevo y más advenedizo factor de *producción* introducido anteriormente como un simple derivado de la *tierra* y del *trabajo*: el *capital*. No importaba que las disponibilidades de tierra fueran limitadas, pues la tierra se consideró sustituible y, e incluso, producible por el *capital*.”¹⁵⁵

De esta forma, “El progreso, que consiste en la disminución de las *raretés* de los productos con un aumento de la población, es posible pese a que no aumente la cantidad de tierra, gracias al aumento en la cantidad de bienes de capital propiamente dichos, con la condición esencial de que el aumento de la cantidad de esos bienes de capital proceda, y sea proporcionalmente mayor que, el aumento de la población.”¹⁵⁶

Ello, no significa que Walras desconociera que sucedería en el caso *hipotético* de que faltaran los recursos naturales, pero ve una solución sencilla. “Una sociedad en la que casi toda la tierra se encuentra cultivada, (...) se encuentra en la misma situación que un individuo que tiene una renta fija y un cierto consumo. Si este individuo mantiene su consumo por debajo de la renta y capitaliza el excedente, aumentará progresivamente su renta y podrá aumentar paralelamente su consumo; pero si lleva su consumo más allá de su renta, de golpe, se arruinará.”¹⁵⁷ Este curioso planteamiento de un *crecimiento sostenible*

¹⁵⁵ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 250.

¹⁵⁶ WALRAS, L. (1.987). Op. Cit. Pág. 627.

¹⁵⁷ Op. Cit. Pág. 629.

ignora, obviamente, algunas cuestiones fundamentales referentes a los recursos no renovables, aunque recoge el principio básico de gestión de los recursos renovables.

Walras no fue el único economista que en la época introdujo la matemática para la justificación de sus teorías, de hecho “Otros autores lo hicieron antes que yo: –afirma– el primero fue el alemán Hermann-Heinrich Gossen, en una obra publicada en 1.854 ... ; después le siguió el inglés William-Stanley Jevons en (su) *Theory of Political Economy*, obra publicada en 1.871 (2ª edición. de 1.879).”¹⁵⁸ También cita a Jevons, que en aquella época en publicaba por primera vez su *Theory* y a Carl Menger.

En referencia a este último comenta Christensen¹⁵⁹: “Pronto en su gran obra, Menger (1.871), presenta una larga discusión sobre la importancia de las materias primas y los productos intermedios en la producción ... Entonces lleva a cabo una asunción universal sobre las proporciones variables, partiendo de la base de la existencia de proporciones variables en la agricultura. Las reacciones químicas, dice, pueden ser caracterizadas por proporciones fijas pero en economía «la experiencia común» enseña que las cantidades de insumos pueden ser variadas. Más tierra o más fertilizantes pueden ser utilizados para producir el mismo output. Su error (la errónea analogía con la agricultura) reside en confundir la posibilidad de sustitución entre distintas técnicas de producción (...) con una teoría general sobre las proporciones variables.”

Los llamados economistas matemáticos, los citados y alguno más, llevaron a cabo una importante labor de ordenación y sistematización del conocimiento

¹⁵⁸ Op. Cit. Págs. 340.

¹⁵⁹ CHRISTENSEN, P.P. (1.989). Op. Cit. Págs. 23-24.

económico. Como ya se ha comentado anteriormente, el tratamiento que estos autores dieron al medio ambiente en sus análisis fue incompleto y poco satisfactorio, cuando existió. De las elaboraciones que llevaron a cabo se derivaron cien años de divorcio entre las ecología y la economía.

Ciertamente, el modelo neoclásico no detuvo en este punto su desarrollo, sino que siguió completándose. Revisaremos algunos de los principales autores que llevaron a cabo la consolidación del paradigma neoclásico, como Marshall o Pigou, y en ellos encontraremos algunos aspectos que dieron pie, posteriormente, a la consideración de determinados aspectos medioambientales en los modelos económicos.

De hecho en Marshall se pueden reencontrar preocupaciones que permanecieron dormidas desde el período de la economía clásica:

“El crecimiento económico, cuyo motor era la acumulación de capital y el progreso técnico, constituyó el problema central para los economistas clásicos; poco se discutió en la era neoclásica sobre este tema exceptuando a Marshall quien sostuvo parte de las posiciones de la tradición de Ricardo.”¹⁶⁰

No obstante, Naredo nos advierte que no conviene dejarse guiar por algunos párrafos de sus *Principios...*¹⁶¹ en los cuales opta por metáforas biológicas frente a las mecanicistas. Así podemos encontrar afirmaciones del tipo: “La Meca del Economista se halla en la biología económica más bien que en la dinámica económica. Pero los conceptos biológicos son más complejos que los de la

¹⁶⁰ ROBINSON, J. (1.971): *Economic heresies*. Basic Books, Inc., Nueva York. Hay traducción al español con el título: *Herejías económicas*. Colección Demos, Ed. Ariel, Barcelona. 1.976. Pág. 140.

¹⁶¹ MARSHALL, A. (1.890): *Principles of Economics*. McMillan & Co., Londres. Existe traducción al español con el título: *Principios de economía*. Aguilar, Madrid (4ª ed. de 1.963).

mecánica; por tanto, toda obra que trate de los fundamentos de la Economía debe reservar un espacio relativamente grande a las analogías mecánicas, ...”¹⁶²

Es habitual en la obra de Marshall encontrar este tipo de analogías, haciendo referencia a aspectos medioambientales, o a problemáticas poco habituales en los modelos neoclásicos, pero raramente se emplean dichos razonamientos en los desarrollos más profundos.

Por ejemplo, es capaz de mostrarnos una *suave* crítica a la valoración que la economía venía dando a los bienes ambientales reconociendo las crecientes dificultades asociadas con la obtención de aire puro, luz, e incluso en determinadas áreas agua potable. Sin olvidar el valor que tienen determinados parajes y bellezas naturales.¹⁶³

Pero, no obstante, estos pequeños oasis en los que Marshall reflexiona sobre aspectos que no se encuentran habitualmente en los manuales de economía, no deben enmascarar, que el conjunto de la obra de Marshall es un paso más en la consolidación de los postulados neoclásicos, y que en su obra se reafirman los conceptos básicos de la ciencia económica como el de producción, la teoría neoclásica del valor o la categorización de los factores productivos en dos grandes categorías, el trabajo y el capital¹⁶⁴.

Una cuestión merece comentario aparte dentro de la obra de Marshall. Se trata en concreto de la definición del concepto de economías externas, a las que la literatura posteriormente ha bautizado como efectos externos o

¹⁶² Op. Cit. Pág. xxiv.

¹⁶³ Op. Cit. Pág. 142.

¹⁶⁴ “... la tierra no es más que una forma peculiar de capital”. Op. Cit. Pág. 440.

«externalidades»¹⁶⁵. En su análisis divide las economías derivadas de aumentos en la escala de la producción en dos grupos: las que dependen del desarrollo general de la industria y las que dependen de los recursos de las empresas, de su gestión y de la eficiencia de su dirección. A las primeras las denomina *economías externas*; y a las segundas, *economías internas*.¹⁶⁶

La importancia del concepto ha sido generalmente reconocida, entre otros por autores como J.M. Keynes que escribe: “Una parte más notable del trabajo de Alfred Marshall –...– se dedicó a la explicación de los principales casos en los que el interés privado y el interés social *no* estaban en armonía”.¹⁶⁷

A.C. Pigou representa un paso definitivo en la construcción del aparato neoclásico. Como Marshall, las discrepancias que muestra respecto de la ortodoxia tienen una relevancia marginal, aunque algunos de los aspectos en los que nos centraremos tuvieron una importancia crucial en el posterior desarrollo de la llamada *economía del medio ambiente*. “Sin embargo Pigou no estaba interesado en cuestiones ambientales sino que trataba de conseguir que la ciencia económica fuese algo más coherente desde un punto de vista conceptual...”¹⁶⁸

Es interesante comenzar planteando como a Pigou le preocupaba qué estaba sucediendo con los recursos, a la luz del bienestar de las generaciones futuras. Así opinaba que¹⁶⁹ “El modo práctico por el cual las discrepancias entre deseos y satisfacción interactúan para dañar el bienestar económico consiste en el

¹⁶⁵ Este horrible término, procedente de la traducción literal de la voz inglesa *externality*, será evitado en la manera de lo posible a lo largo del texto, pero se reproducirá cuando las traducciones al español hayan optado por él.

¹⁶⁶ MARSHALL, A. (1.963). Op. Cit. Pág. 222.

¹⁶⁷ KEYNES, J.M. Op. Cit. Pág. 285.

¹⁶⁸ AGUILERA, F. (1.991): “Economía del medio ambiente: notas para un estado de la cuestión” en *Cuadernos de Economía*, Vol. XIX, nº 55, mayo-agosto. Pág. 171.

¹⁶⁹ PIGOU, A.C. (1.920): *The economics of welfare*. Macmillan & Co., Londres (4ª ed. de 1.946). Pág. 27.

freno a la creación de nuevo capital y el aliento a la gente para que usen el capital existente hasta el nivel en que ventajas futuras son sacrificadas por pequeñas ventajas presentes”. E incluso se quejaba de la tendencia existente a sobreexplotar los recursos naturales.¹⁷⁰

A continuación Pigou se lamenta de la frecuencia con la que la gente alcanza sus objetivos despreciando el futuro “con métodos que destruyen —...— mucho más de lo que permiten obtener” y da ejemplos como la sobreexplotación de filones de carbón, de bancos de pesca y de la tierra agrícola, e incluso añade la brillante observación de que “incluso, es un derroche, en el sentido de menoscabo del total de satisfacción económica, cuando una generación...consume en propósitos poco importantes productos naturales que siendo abundantes ahora pero que serán escasos y no fácilmente conseguibles, incluso para objetivos muy importantes, a las generaciones venideras.”¹⁷¹

Lógicamente, Pigou criticó este *descuento irracional* y destacó que en general parecía existir un amplio acuerdo en referencia a la necesidad que que el Estado actuase para proteger los intereses del futuro en *algún grado*.¹⁷²

Incluso se permitió criticar al producto nacional como indicador del bienestar al afirmar que “ Es una paradoja, ..., que las frecuentes destrucciones de bellezas naturales como consecuencia de la *caza* del carbón o del oro, dejarían con nuestra definición, intacto el dividendo nacional.”¹⁷³

¹⁷⁰ Op. Cit. Págs. 27-28.

¹⁷¹ Op. Cit. Pág. 28.

¹⁷² Op. Cit. Pág. 29.

¹⁷³ Op. Cit. Pág. 33. La cursiva es mía.

Eso sí, hay que ser sumamente cuidadosos a la hora de calificar a Pigou de intervencionista. Como buen neoclásico no siempre esperaba una mejora como resultado de la actuación del Estado¹⁷⁴. No obstante hay que advertir que sí parecía más dispuesto que muchos de sus coetáneos a la intervención¹⁷⁵. Como muestra de su talante llega a escribir: “No se puede confiar en que ninguna “mano invisible” produzca una buena disposición del todo a partir de una combinación del tratamiento separado de las partes. Por tanto es preciso que una autoridad de mayor alcance intervenga y se encargue de los problemas colectivos de la belleza, el aire y la luz...”¹⁷⁶

En cualquier caso, no duda en advertir que “... con excepción de las divergencias entre producto neto social y privado, la interferencia del Estado, diseñada para modificar el funcionamiento de la libre competencia, seguramente deteriorará el dividendo nacional”¹⁷⁷, lo cual no evita que “si se deja a la empresa privada, incluso cuando opera en condiciones de competencia, con frecuencia se llega a una distribución de los recursos menos favorable al dividendo nacional que otras posibles”¹⁷⁸ y además comenta el papel del esquema de impuestos-subvenciones a la hora de corregir dicho problema.

¹⁷⁴ Como advierte Joan Robinson (Vid. ROBINSON, J.: “The second crisis of economic theory” en VV.AA. (1.972): *The second crisis of economic theory*. General Learning Press, Morristown (N.J.). Pág. 7): “La distinción llevada a cabo por Pigou entre costes privados y costes sociales fue presentada como una excepción al benéfico “*laissez faire*”. Si lo pensamos un momento vemos que la excepción es la regla y la regla pasa a ser una excepción.”

¹⁷⁵ No al nivel keynesiano, por supuesto. De hecho la edición empleada de la *Economía del Bienestar*, es de 1.946, bien terminada la Gran Depresión, y aunque se cita a J. M. Keynes es en referencia a su *A treatise on money* y no a su *Teoría general...*

¹⁷⁶ PIGOU, A.C. (1.946). Op. Cit. Pág. 195.

¹⁷⁷ Op. Cit. Pág. 229.

¹⁷⁸ Op. Cit. Pág. 381.

Sin duda alguna, una de las principales aportaciones de Pigou a la Economía es la generalización del concepto de efecto externo que había sido introducido por Marshall. Al respecto nos comenta Naredo¹⁷⁹:

“Como ejemplo de lo tardíamente que el tema del medio ambiente ha pasado a reclamar la atención de los economistas valga decir no sólo que hubo que esperar un siglo y medio desde que se publicó la obra de Adam Smith hasta que en 1.920 Pigou se ocupara del mismo en su *Economía del Bienestar* y acuñara el término «deseconomías externas» para designar los impactos negativos derivados de la actividad económica, en correspondencia con aquel otro de «economías externas» utilizado por Marshall para referirse al fenómeno opuesto.”

En efecto, este último autor había presentado el concepto desde una óptica positiva, mientras que Pigou observa que los efectos externos pueden ser tanto positivos como negativos¹⁸⁰:

“ Una persona A, al efectuar un servicio a una segunda persona B, por el cual es retribuida, de forma incidental también rinde un servicio o una molestia a otras personas (no productoras de servicios similares) de tal forma que no se puede obtener un pago de los beneficiados o garantizar una compensación sobre los perjudicados”

Al respecto Pigou cita el célebre ejemplo del faro, introducido por Sidgwick en sus *Principles of Political Economy*, así como algún ejemplo adicional.¹⁸¹

¹⁷⁹ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 264.

¹⁸⁰ PIGOU, A.C. (1.946). Op. Cit. Pág. 183.

¹⁸¹ Op. Cit. Pág. 183-184.

Incluso lleva a cabo alguna referencia al problema de la contaminación al comentar lo beneficioso de los recursos destinados a la prevención del humo industrial, “ puesto que dicho humo en las grandes ciudades provoca grandes pérdidas a la comunidad que no pueden ser gravadas, incluyendo daños a edificios y vegetales, gastos de limpieza de ropas y habitaciones, gastos en la provisión de luz artificial extra -en referencia al problema del «smog»- y otros muchos gastos.”¹⁸², y en esta misma página, en una nota al pie destaca la pérdida de luz solar experimentada por la ciudad de Londres como consecuencia del humo, llegando osadamente a proponer que se introduzcan los mecanismos contra el humo industrial incluso cuando los beneficios obtenidos sean inferiores al coste de los mismos.

En todo caso, el aspecto final que nos interesa de Pigou son sus propuestas para cerrar la brecha entre producto social neto y producto privado neto. Al respecto afirma que dichas divergencias no pueden eliminarse, como sucede en el caso de las leyes sobre arrendamientos, mediante modificaciones en las relaciones entre las partes contratantes, puesto que la diferencia surge de beneficios o perjuicios causados a personas no vinculadas contractualmente. El Estado puede eliminarlas mediante *incentivos o restricciones extraordinarios* sobre las inversiones en los sectores afectados. Dichos incentivos y restricciones deberían adoptar la forma de subvenciones e impuestos.¹⁸³

De esta guisa se plantea lo que con posterioridad se ha denominado el esquema de impuestos-subvenciones pigouviano diseñado con el propósito de interiorizar los efectos externos. Al respecto Pigou reitera para un caso concreto¹⁸⁴: “ El producto neto privado por unidad invertida en los negocios de

¹⁸² Op. Cit. Pág. 184.

¹⁸³ Op. Cit. Pág. 192.

¹⁸⁴ Op. Cit. Pág. 192.

producción y distribución de bebidas alcohólicas es excesivamente grande en relación con el producto neto social. En consecuencia, en casi todos los países se establecen impuestos especiales sobre estos negocios.”

Pigou incluso cita¹⁸⁵ a Marshall en un comentario que efectuó frente a la Real Comisión de Trabajo: «...todo aquel que construya una casa en un barrio con una población en su nivel máximo aceptable debería ser obligado a contribuir para la provisión de lugares gratuitos de esparcimiento.»

Junto a Pigou existe otro autor al que se le suele asignar un protagonismo especial en los antecedentes a la “economía del medio ambiente” se trata de H. Hotelling. Su artículo “The Economics of Exhaustible Resources”¹⁸⁶ es el punto de partida de todos los estudios llevados a cabo sobre asignación intergeneracional óptima de los recursos naturales no renovables.

En él se establecen lo que se han denominado las “condiciones de Hotelling”. Según las cuales:

1) El precio de los recursos naturales no renovables depende tanto del coste marginal de extracción del recurso como del coste de oportunidad (*renta de escasez*) derivado de la imposibilidad de volver a extraer una unidad ya extraída de recurso.

2) La *renta de escasez* será máxima siempre que esta crezca al mismo ritmo que el tipo de interés.

¹⁸⁵ Op. Cit. Pág. 192-193.

¹⁸⁶ HOTELLING, H. (1.931): “The Economics of Exhaustible Resources” en *Journal of Political Economy*, nº 2(XXXIX) de abril. Págs.137-175

Norgaard ¹⁸⁷ examina el artículo de Hotelling a la luz de la obra de Ricardo y extrae un paralelismo entre ambos, aunque “Hotelling elaboró una argumentación mucho más elaborada especialmente adecuada para el caso de los recursos no renovables”.

Y prosigue:

“Tanto el modelo teórico de Ricardo como el de Hotelling se pueden reducir al siguiente silogismo simple:

Premisa mayor: Si el recurso es escaso, y

Premisa menor: Si los que asignan los recursos conocen dicha escasez.

Conclusión: Entonces los indicadores económicos reflejarán dicha escasez.”

En la década de los setenta Solow, retomando la tradición neoclásica nacida con la obra de Harold Hotelling, volvió a abordar la cuestión de los recursos no renovables para plantear, en referencia a los mismos, que:

“ ... el tamaño del depósito existente nunca puede aumentar a través del tiempo. Sólo puede disminuir (o permanecer constante si no se explota durante algún tiempo). Esto se aplica aun a los materiales reciclables; las leyes de la termodinámica y de la vida garantizan que nunca recuperaremos un kilo completo de cobre secundario a partir de un kilo de cobre primario en uso.”¹⁸⁸

¹⁸⁷ NORGAARD, R.B. (1.992): “ Resolving economic and environmental perspectives on the future ” en VV. AA. *Actas del IV Congreso Nacional de Economía. Desarrollo económico y medio ambiente*. Aranzadi, Pamplona. Pág. 23

¹⁸⁸ SOLOW, R.M. (1.974): “The Economics of Resources or the Resources of Economics” en *American Economic Review*, Vol LXIV. Págs. 1-14. Existe traducción al español con el título: “La economía de los recursos o los recursos de la economía” en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Pág. 139.

Su análisis fue más allá del llevado a cabo por Hotelling, e incluso sus conclusiones son más atrevidas al llegar a plantear que el mercado de recursos no renovables podría ser uno de los lugares de la economía donde sería aconsejable algún tipo de planificación.¹⁸⁹

Solow advierte del trabajo de Hotelling que aquel “no era tan ingenuo como para pasar ... a la conclusión de que el *laissez faire* sería una política adecuada para las industrias de recursos naturales. Indicó varias causas por las que puede esperarse que no se den los supuestos: la presencia de efectos externos cuando varios propietarios pueden explotar la misma reserva subterránea de gas o de petróleo; la incertidumbre considerable que rodea al proceso de exploración con la probabilidad consiguiente de precipitaciones derrochadoras en la denuncia y explotación de reservas y la creación de beneficios especulativos socialmente inútiles; y, finalmente, la existencia de grandes empresas monopólicas u oligopólicas en las industrias extractivas.”¹⁹⁰

Hotelling tuvo el mérito de reconocer, en relación con los recursos naturales no renovables que eran demasiado baratos para el bienestar de las generaciones futuras, y que su explotación se estaba dando a una tasa demasiado rápida.¹⁹¹ En todo caso, escribió al respecto:

“Puede parecer que la explotación de un recurso natural agotable nunca será demasiado lenta para el bienestar público. ... Pero se está de acuerdo en que no se debe conservar el total de las reservas para nuestros más remotos descendientes y de que existe una tasa óptima de explotación ...”¹⁹²

¹⁸⁹ Op. Cit. Pág. 157.

¹⁹⁰ Op. Cit. Pág. 148.

¹⁹¹ HOTELLING, H. (1.931). Op. Cit. Pág. 137.

¹⁹² Op. Cit. Pág. 138.

Llegados a este punto, y pese a que se comenzaban a vislumbrar algunos de los problemas medioambientales que a mediados de los sesenta comenzarían a afectar al planeta, el grueso de los economistas se sentía satisfecho por el nivel de desarrollo alcanzado por la ciencia económica. No obstante, estos logros encubrían también algunas importantes deficiencias:

“La reducción del campo económico, por parte de la economía neoclásica, al universo de los objetos apropiados y valorados que se consideran producibles, plantea un serio problema a la extensión de este paradigma a aquellos bienes que, frecuentemente, tienen un valor de uso pero no un valor de cambio, como es el caso de los bienes ambientales. De ahí la supuesta necesidad de establecer criterios de valoración monetaria directos e indirectos, para estos bienes, fuera del mercado real.”¹⁹³

O, con el mismo talante:

“... ha sido común la advertencia de que los bienes ingenuamente denominados *libres* –como la luz del sol, el aire o el agua ...– quedaban fuera del objeto de la ciencia económica: ésta se ocupaba sólo de aquellos *bienes* que encajaban en la categoría subjetiva de la *escasez* walrasiana que, como hemos visto, se hacía coincidir con el universo de lo *apropiable*, de lo *valorable* e *intercambiable* y de lo *productible*.”¹⁹⁴

¹⁹³ AGUILERA, F y ALCÁNTARA, V. (1.994a): “De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica ” en el libro del mismo título, editado por AGUILERA, F y V. ALCÁNTARA. Economía Crítica, Barcelona. Pág. 21.

¹⁹⁴ NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 265.

La placidez con que transcurría el desarrollo de la economía neoclásica chocó con un fenómeno inesperado, y aun peor, inexplicable: la Gran Depresión. El fantasma del «estado estacionario» volvía a vagar por el escenario económico. En concreto merced a Alvin Hansen que opinaba que la falta de oportunidades de beneficio llevaba a la escasez de inversiones, “con lo cual el estancamiento inicial tendía a convertirse en un fenómeno permanente, a largo plazo.”¹⁹⁵

Como comenta Naredo¹⁹⁶ “ Cuando, ..., se vió que la «mano invisible» no pudo evitar la catástrofe de la Gran Depresión de 1.929 Keynes habló de «las variadas condiciones en que el libre juego de las fuerzas económicas puede necesitar que se las doblegue o guíe». La respuesta para salir del *estado estacionario* consistía en la intervención del Estado. Al respecto Tamames destaca como Keynes muestra distintas actitudes según se enfrente al corto o al largo plazo¹⁹⁷: “A corto le preocupa no el «demonio malthusiano» del crecimiento de la población (...), sino «el aumento del desempleo». Por el contrario, a largo plazo Keynes también creía en lo inevitable de un estado estacionario, ..., en el cual el hombre habría de enfrentarse « con su verdadero problema permanente, esto es, cómo usar de su libertad tras superar las dificultades económicas acuciantes , ... para vivir sabiamente de forma agradable y bien».”

Mientras, el camino no iba a ser fácil, como así constatan sus palabras¹⁹⁸:

“Por lo menos durante otros cien años debemos fingir nosotros y todos los demás que lo justo es malo y que lo malo es justo; porque lo malo es útil y lo justo no lo es. La avaricia, la usura y la cautela deben ser nuestros dioses todavía

¹⁹⁵ TAMAMES, R. (1.983). Op. Cit. Pág. 34. En un pie de página cita la obra referida en el texto: HANSEN, A. (1.938): *Full recovery or stagnation*. New York, 1.938.

¹⁹⁶ NAREDO, J.M. (1.987) Op. Cit. Pág. 63.

¹⁹⁷ TAMAMES, R. (1.983). Op. Cit. Pág. 34.

¹⁹⁸ KEYNES, J.M. (1.988). Op. Cit. Págs. 332-333.

durante un poco más de tiempo, pues sólo ellos pueden sacarnos del túnel de las necesidades económicas y llevarnos a la luz del día”.

Joan Robinson dice, refiriéndose a Keynes¹⁹⁹: “Llegó a la conclusión de que la diferencia fundamental radicaba en que él reconocía –y la escuela no– la incertidumbre de las expectativas sobre el futuro.” Y aunque Keynes no abordó explícitamente cuestiones ambientales en sus análisis, los seguidores de su escuela siguieron marcando la importancia de la incertidumbre en sus trabajos, así “...la teoría postkeynesiana señala que, en un mundo en el que el futuro es incierto, resulta imposible establecer el sendero de la asignación intertemporal de los recursos naturales que sea, de hecho, socialmente óptimo y eficiente.”²⁰⁰

¹⁹⁹ ROBINSON, J.: “Prólogo” en EICHNER, A.S. (Ed.) (1.979): *A guide to post-Keynesian economics*. Macmillan, Londres. Existe traducción al español con el título: *Economía postkeynesiana*. Hermann Blume, Madrid. 1.984. Pág. 11.

²⁰⁰ DAVIDSON, P.: “Recursos Naturales” en EICHNER, A.S. (Ed.) (1.984). Op. Cit. Pág. 174.

2.4. DE LA ECONOMÍA AMBIENTAL A LA ECONOMÍA ECOLÓGICA

2.4.1. ECONOMÍA AMBIENTAL

Fue allá por los años 70 cuando nació la disciplina a la que se denomina economía ambiental y que pretende, dentro del marco neoclásico, recoger los problemas que las características específicas de los bienes ambientales provocan en la coherencia del paradigma, buscando resolver las posibles consecuencias económicas derivadas del agotamiento de recursos y del deterioro de las condiciones de vida como consecuencia de pérdidas en la calidad de los bienes ambientales.

Así, se volvió a revitalizar la visión de Lionel Robbins de la economía centrada en la escasez de recursos en relación con sus usos posibles, pero ahora se introdujo en dicha escasez también a los recursos naturales. “Desde el punto de vista de los economistas el medio ambiente se ha convertido en una mercancía escasa. Escasez significa que existen usos alternativos para un bien dado y que no todas las demandas para su uso puede llegar a ser satisfechas”²⁰¹. Aunque ello no implica una visión pesimista del futuro de la humanidad sino, más bien, un

²⁰¹ SIEBERT, H. (1.987): *Economics of the environment*. Springer-Verlag, Berlín (3ª Ed. 1.992). Pág. 3.

planteamiento de investigación y desarrollo de métodos que permitan que el sistema de precios funcione eficientemente. Cumplido este parámetro los modelos neoclásicos eliminarían los problemas derivados del agotamiento de los recursos naturales con lo cual la búsqueda del crecimiento continuado dejaría de ser una idea vana.

Se suele citar como precedente de la economía ambiental al economista británico A.C. Pigou y sus desarrollos de la teoría de los *efectos externos*. Realmente el ejemplo que propuso para explicar la importancia de los efectos externos y las actuaciones necesarias para su interiorización constituyó un hito en lo que muchos años después se denominaría Economía Ambiental, aunque ciertamente las cuestiones que preocupaban a Pigou, la existencia de los efectos externos y los mecanismos para su interiorización, eran más bien de tipo teórico que aplicados al campo ambiental.

De hecho de las obras de autores como Pigou o Hotelling se deriva directamente toda la escuela del “equilibrio de la materia”, la vertiente más intervencionista de la “economía del medio ambiente”. Una aportación de especial relevancia dentro de esta escuela es el célebre artículo de Ayres y Kneese²⁰², en el que introdujeron las leyes de la termodinámica en el análisis económico. Su principal resultado es un cambio radical en el papel de los efectos externos, que pasan de ser fenómenos ocasionales a generalizarse.

Mientras, la vertiente más liberal y menos intervencionista, aquellos autores que destacan el papel del mercado en la resolución de los problemas ambientales, tiene como punto de referencia principal a Coase y su célebre

²⁰² AYRES, R.U. y KNEESE, A.V. (1.969): “ Production, Consumption and Externalities ” en *American Economic Review*, Vol LIX, Junio.

artículo “The Problem of Social Cost”²⁰³, y se les suele agrupar bajo la denominación “escuela de los derechos de propiedad”²⁰⁴.

Aunque en esta parte del trabajo seguiremos citando y comentando la obra de algunos autores, quisiéramos que el análisis destacará más que a las personas, algunas de las líneas de desarrollo del pensamiento económico que consideramos más fructíferas de esta época en relación con la economía ambiental.

Básicamente, plantearemos las aportaciones relacionadas con la ya citada “escuela de los derechos de propiedad, comentaremos el papel de la llamada “tragedia de los bienes comunales”, citaremos las aportaciones en el campo de la teoría de los efectos externos y bienes públicos²⁰⁵, para concluir haciendo referencia al cambio cualitativo fundamental representado por el salto desde la búsqueda de niveles *óptimos* de contaminación a la búsqueda de niveles *socialmente aceptables*.

En la línea referida, comenzaremos repasando la aportación seminal de Coase. Este autor, licenciado en Derecho, centró su enfoque en los *derechos de propiedad*. En el artículo citado se replantea la cuestión de los efectos externos. En su opinión, y dada la naturaleza recíproca que suele caracterizar este problema la cuestión reside en “evitar el perjuicio más grave.”²⁰⁶

²⁰³ COASE, R.H. (1.960): “The Problem of Social Cost” en, *Journal of Law and Economics*, Vol. III, de Octubre. Págs. 1-44. En este capítulo haremos uso de una de las múltiples traducciones al español existentes, en concreto la reproducida en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Págs. 65-124. Posteriormente se empleará también la reproducida en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.971): *Readings in microeconomics*. Holt, Rinehart & Winston. Existe traducción al español con el título: *Microeconomía*. Interamericana, México. 1.973. Págs. 392-417.

²⁰⁴ Vid. PEARCE, D. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Pág. 43.

²⁰⁵ Que se desarrollará posteriormente.

²⁰⁶ COASE, R.H. (1.994). Op. Cit. Pág. 68.

Además, pensaba que siempre existía la posibilidad de modificar la delimitación inicial de derechos mediante transacciones en el mercado. Si esas transacciones no engendraban costes la reordenación se daría si llevaba a un aumento del valor de la producción. Por tanto, en ausencia de costes de transacción asumía que la negociación daba lugar a un resultado óptimo.

No obstante, el propio Coase manifiesta al hablar de la ausencia de costes de transacción que “Se trata, lógicamente, de una suposición muy poco realista.”²⁰⁷ Sin olvidar que “En estas condiciones la delimitación inicial de derechos legítimos afecta²⁰⁸ a la eficiencia con la que opera el sistema económico. Una asignación de derechos puede producir un valor de producción mayor que otra.”²⁰⁹

En dichas circunstancias Coase alaba y comenta el papel que ha llevado a cabo la institución empresarial a la hora de reducir un sinfín de costes que se darían si cada uno de los procesos que agrupa una empresa se llevaran a cabo entre agentes económicos independientes. Obviamente, existen cuestiones que no pueden ser resueltas en el núcleo de la empresa y que exigen la regulación directa del Estado. Es decir, “el Estado puede imponer regulaciones que especifican lo que la gente debe hacer o dejar de hacer, disposiciones que deben ser respetadas por los interesados.”²¹⁰

Aunque advierte que la maquinaria administrativa del Estado tiene importantes costes operativos.²¹¹ Por ello, “la regulación estatal directa no dará

²⁰⁷ Op. Cit. Pág. 85.

²⁰⁸ Hay un error muy grave en la traducción empleada donde se traduce “no afecta”, cuando en la versión original se dice “In this conditions the initial delimitation of legal rights **does have an effect ...**”. Vid. COASE, R.H. (1.960). Pág. 16.

²⁰⁹ COASE, R.H. (1.994). Op. Cit. Pág. 86.

²¹⁰ Op. Cit. Pág. 88.

²¹¹ Op. Cit. Pág. 88.

necesariamente resultados mejores que el dejar que el problema sea resuelto por el mercado o por la empresa. Pero, igualmente, no existen razones para que, llegado el caso, esa reglamentación administrativa del Estado no vaya a conducir a una mejora de la eficiencia económica.”²¹²

También dedica parte de su análisis a una revisión del análisis que Pigou efectuó sobre estas cuestiones, advirtiendo, que, “El análisis es correcto en sí. Pero resulta completamente ilegítimo que llegue a la conclusión concreta a la que llega.”²¹³

De hecho, en su opinión, la creencia de que es deseable que el agente que causa los efectos perjudiciales esté obligado a indemnizar a la víctimas de sus acciones es resultado de no considerar el producto que se podría obtener con arreglos sociales alternativos. Además, consideraba que ese mismo defecto se podía encontrar en las propuestas de solución de los efectos perjudiciales mediante el uso de impuestos o subvenciones.²¹⁴

El artículo de Coase causó una auténtica conmoción en el mundo de los economistas. E incluso creó escuela, dentro de la cual podemos, y debemos destacar los trabajos de Dales, en especial el desarrollo teórico del concepto de “permisos negociables para contaminar”.²¹⁵ Estos autores tienen en común la opinión de que los problemas ambientales tienen su origen en la mala definición de los derechos de propiedad sobre dichos bienes y también sus recelos hacia el

²¹² Op. Cit. Pág. 89.

²¹³ Op. Cit. Pág. 110.

²¹⁴ Ambos párrafos son consecutivos. Vid. Op. Cit. Pág. 119.

²¹⁵ Vid. DALES, J.H. (1.968b): *Pollution, property and prices*. University of Toronto Press, EE.UU. Es interesante ver también el uso que da en su obra al argumento de los derechos de propiedad en otros trabajos como: DALES, J.H. (1.968a): “Land, Water, and Ownership” en *Canadian Journal of Economics*, nº 4 (1), de Noviembre. Págs. 791-804; o DALES, J.H. (1.992): “The property interface”, en MARKANDYA, A. y RICHARDSON, J. (Eds.). *The Earthscan reader in environmental economics*. Earthscan, Londres. Págs. 50-59.



exceso de intervención, que se pueden resumir en su temor a los “fallos de gobierno”, puesto que opinan que no siempre la acción colectiva conlleva mejores resultados que el mercado.²¹⁶

Fueron varios los aspectos del artículo de Coase que fueron criticados. En especial la “supuesta unicidad del óptimo defendida por Coase fuese cual fuese la asignación de derechos de propiedad pero siempre que los costes de transacción fuesen nulos. Mishan (1.971)²¹⁷ demostró de manera irrefutable que la asignación de derechos cuestionaba inequívocamente los supuestos de unicidad, es decir, bajo asignaciones diferentes de derechos de propiedad y aunque los costes de transacción fuesen nulos, se podían alcanzar dos diferentes óptimos”²¹⁸.

Otra aportación digna de comentario fue el análisis de la llamada “tragedia de los bienes comunales o espacios colectivos”²¹⁹ llevado a cabo por Garret Hardin, biólogo.

Hardin en lugar de definir este fenómeno lo explica con el célebre ejemplo del pastizal de libre acceso y los pastores²²⁰, que termina con la destrucción del pastizal. En concreto concluye:

²¹⁶ PEARCE, D. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Pág. 44-46.

²¹⁷ MISHAN, E.J. (1.971): “The postwar literature on externalities: an interpretative essay” en *Journal of Economic Literature*, nº1 (IX). Págs. 1-28. Una pequeña parte de este artículo está traducida al español en AGUILERA, F. Y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Págs. 125-133.

²¹⁸ AGUILERA, F. (1.991). Op. Cit. Pág. 176.

²¹⁹ Comenta Daly al respecto, que a lo que “Hardin llama «el efecto de los espacios colectivos (*commons*)», los economistas del bienestar designan «deseconomías externas» y lo que yo prefiero llamar «el pie invisible». ... El «pie invisible» lleva al interés propio y privado a destruir a patadas el bien común.” (Vid. DALY, H.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 34).

²²⁰ Vid. HARDIN, G. (1.968): “The tragedy of the commons” en *Science*, Vol. 162 de diciembre. Págs. 1245-1248. Hay traducción al español con el título: “La tragedia de los espacios colectivos” en DALY, H.E. (1.989a). Op. Cit. Pág. 115.

“ La ruina es el destino al que todos los hombres se precipitan, cada quien persiguiendo sus óptimos intereses en una sociedad que cree en la libertad de los espacios colectivos. Esta libertad lleva a todos a la ruina.”

Curiosamente, la solución propuesta con más énfasis por Hardin resulta ser la privatización²²¹, aunque también menciona la posibilidad de “conservar su carácter público pero restringiendo el derecho de entrada.”²²² Es quizá la tibieza con la que Hardin se preocupa de esta segunda opción, en la que sólo se centra cuando la privatización no es factible, que se suelen encontrar numerosas citas al escrito de Hardin para argumentar opiniones proclives a la *Escuela de los derechos de propiedad*.

Ciertamente se trata de un autor difícil de clasificar, en el mismo artículo lanza una curiosa soflama neomalthusiana: “El problema de la contaminación es una consecuencia del crecimiento demográfico.” Y una curiosa solución para el mismo: “La única manera de conservar y alcanzar otras y más preciosas libertades es renunciando a la libertad de procrear”.²²³

Para concluir este apartado vamos a comentar, centrándonos más en los conceptos que en los que los trabajaron, algunos de los instrumentos principales empleados por los economistas ambientales, en concreto, los efectos externos, los bienes públicos y los estándares de aceptabilidad .

²²¹ HARDIN, G. (1.989). Op. Cit. Pág. 116.

²²² HARDIN, G. (1.989). Op. Cit. Pág. 116.

²²³ HARDIN, G. (1.989). Op. Cit. Pág. 117. Hay que advertir que parece ser habitual en la época que aquellos pensadores preocupados por el deterioro del medio ambiente centraran sus preocupaciones en la cuestión demográfica. Vid. por ejemplo, el libro de Paul Ehrlich *La bomba 'P'*, (citado en NAREDO, J.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 369), o la curiosa propuesta de Boulding sobre “licencias de nacimiento transferibles” en BOULDING, K.E. (1.964): *The meaning of twentieth century*. Harper & Row, Nueva York (citado por DALY, H.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 343).

Dentro de la ortodoxia se llevaron a cabo durante estos años otras muchas aportaciones al análisis económico, que sin buscar directamente aplicaciones a los problemas del medio ambiente, constituyeron sin duda puntos de partida esenciales para la economía ambiental. Entre ellos debemos destacar los trabajos de Samuelson sobre bienes públicos, en especial su “The pure theory of public expenditure”²²⁴ y “Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure”²²⁵.

Tampoco podemos dejar de recordar la evolución y consolidación que se llevó a cabo en la teoría de los efectos externos, aunque en este caso más que a un autor concreto los resultados se deben a un importante colectivo de economistas²²⁶.

Y, por último, la última aportación que quisiera constatar es la de Baumol y Oates²²⁷. Estos autores dan un paso más allá en el análisis económico

²²⁴ SAMUELSON, P.A. (1.954): “The pure theory of public expenditure” en *Review of Economics and Statistics*, XXXVI. Págs. 387-389. Hay traducción al español en ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. (Eds.). (1.974): *La economía del bienestar*. Fondo de Cultura Económica, México. Págs. 227-231. Este libro a su vez es traducción del titulado *Readings in Welfare Economy*. Richard D. Irwin, Inc., Homewood (Ill.), 1.969.

²²⁵ SAMUELSON, P.A. (1.955): “Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure” en *Review of Economics and Statistics*, XXXVII. Págs. 350-356. Hay versión en español en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.973): Op. Cit. Pág. 435-441.

²²⁶ Vid. entre otras muchas: ELLIS, H.S. y FELLNER, W. (1.943): “External Economies and Diseconomies” en *The American Economic Review*, nº 3, Vol. XXXIII de Setiembre. Hay traducción al español con el título: “Economías y diseconomías externas” en STIGLER, G.J. y BOULDING, K.E. (1.963): *Ensayos sobre la teoría de los precios*. Aguilar, Madrid. Págs. 220-240. Este libro es a su vez traducción del titulado *Readings in Price Theory*. Richard D. Irwin, Inc., Chicago. 1.951. SCITOVSKY, T. (1.954): “Two concepts of external economies” en *Journal of Political Economy*, Abril. Hay traducción al español con el título: “Dos conceptos de economías externas” en *Revista de Economía Política*, nº 2 Vol. X, mayo-agosto de 1.959. BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, W.C. (1.962): “Externality” en *Economica*, Vol. XXIX de noviembre (hay versión española en el nº 46, de 1.977, de la revista *Hacienda Pública Española* con el título “Externalidad”. Págs. 215-224). O, para concluir, el artículo de BUCHANAN, J.M. (1.969): “External Diseconomies, Corrective Taxes and Market Structure” en *American Economic Review*, nº 1 (LIX) de Marzo.

²²⁷ Vid. *The theory of environmental policy*. Prentice Hall, Englewood Cliffs (N.J.). 1.975. Hay traducción al español con el título: *La teoría de la política ambiental del medio ambiente*.

convencional al definir la figura de los «estándares de aceptabilidad» o niveles de calidad ambiental aceptables. Partiendo de las enormes dificultades inherentes al alcance del óptimo social, se plantean²²⁸: “... no se intenta en absoluto alcanzar ningún tipo de óptimo. Se trata más bien de encontrar políticas capaces de cumplir ciertas normas establecidas y de generar así resultados considerados como aceptables o «satisfactorios».”

De su análisis se deriva como una de las principales conclusiones que²²⁹: “la intervención en forma de normas de aceptabilidad puede utilizarse con un cierto grado de confianza, tan sólo cuando existan razones para creer que la situación existente impone un elevado nivel de costes sociales y que estos costes pueden quedar significativamente reducidos por medio de reducciones factibles en los niveles operativos de ciertas actividades generadoras de *externalidades*”. En todo caso parece un resultado interesante para acortar la sempiterna brecha entre realidad y análisis económico.

2.4.2. ECONOMÍA ECOLÓGICA²³⁰

Pocos años después otros autores que se habían formado en la ortodoxia neoclásica comenzaron a plantear críticas y mostrar dificultades relacionadas con lo que tenía que decir la economía en referencia al medio ambiente y lo que realmente era capaz de decir. Así autores como Georgescu-Roegen o Kenneth

Antoni Bosch Ed., Barcelona, 1.982. Vid. también BAUMOL, W y OATES, W. (1.971): “ The use of standards and prices for protection of the environment ” en *Swedish Journal of Economics*, Vol. LXXIII, de marzo, donde surgió por vez primera la idea de «estándares de aceptabilidad».

²²⁸ (1.982). Op. Cit. Págs. 157-158, nota al pie.

²²⁹ (1.982). Op. Cit. Pág. 179.

²³⁰ Vid. Anexo 2.

Boulding, comenzaron a buscar soluciones y salidas alternativas a los problemas que parecían irresolubles dentro del paradigma neoclásico, entrándose en un proceso de construcción de un nuevo paradigma, al que se ha venido a denominar Economía Ecológica.

A continuación repasaremos sucintamente la obra de algunos de los principales autores situados en esta nueva visión de la economía. Trataremos de destacar, fundamentalmente, cuales son sus aportaciones más novedosas en materia de crítica al paradigma establecido.

Un buen número de estudiosos de la materia coincide con que Georgescu-Roegen es el principal autor fundador de la crítica ecológica de la ciencia económica estándar²³¹. De hecho, sus primeras publicaciones abordaron temas de economía convencional y sólo comenzó a preocuparse por la economía ecológica cuando ya estaba en plena madurez. Lo cierto es que como consecuencia de su período de docencia en la Universidad de Vanderbilt no tuvo discípulos que luego ocupasen un papel relevante en el campo de la economía ecológica, con la notable excepción de Herman Daly. Lo que sí tuvo fue el apoyo, al menos en su etapa en Harvard, del profesor Schumpeter, al que le unía el interés por los ciclos económicos.

Se ha destacado de él que era “el economista que más avanza en la aplicación a la economía de la ley de la entropía y en la relación existente entre esta ley, la biología y la economía, esbozando las ideas fundamentales que desarrollará más detenidamente en 1.971 en *The entropy law and the economic process*.”²³²

²³¹ MARTÍNEZ ALIER, J. (1.992). Op. Cit. Pág. 21.

²³² AGUILERA, F. (1.991). Op. Cit. Pág. 183.

Es importante comenzar reconociendo que pese a su crítica de la teoría neoclásica del valor²³³, Georgescu-Roegen, se mostró muy cauteloso al salir del fuego de la monetización para evitar caer en la brasas de la teoría del valor basada en la energía²³⁴. Deléague²³⁵ alaba esta opción y comenta que “el reduccionismo energético no puede satisfacer ni a los economistas ni a los naturalistas.”

Además, entre otros aspectos, “trató de llenar el vacío teórico existente en lo que concierne a la degradación de los materiales enunciando un nuevo principio, que presenta como cuarta ley de la termodinámica, cuya formulación intuitiva sería la siguiente: «el movimiento perpetuo de tercera especie es imposible», cerrando de esta manera la puerta a la creencia de un reciclaje completo de los materiales que garantice el movimiento perpetuamente expansivo de la máquina económica.”²³⁶

Por último, “critica el proceso económico entendido como un sistema cerrado o circular en el que el uso continuo de baja entropía es completamente ignorado, siendo responsable de este enfoque la epistemología mecánica.”²³⁷ De hecho, Christensen escribe al respecto²³⁸: “Conforme con Georgescu-Roegen las mentiras mecanicistas de la economía moderna (marxista y neoclásica) se pueden seguir del concepto de tierra ricardiano «la cual es expresamente definida como

²³³ Una de las críticas que podemos encontrar de forma recurrente en el análisis de los economistas ecológicos es la referida a los problemas de la valoración monetaria de determinados bienes.

²³⁴ Determinados autores han defendido una teoría del valor-energía como alternativa de la valoración monetaria. Aunque demuestra ser operativa en casos concretos ha sido respondida desde dentro de la propia economía ecológica.

²³⁵ DELÉAGUE, J.P. (1.993). Op. Cit. Pág. 161.

²³⁶ NAREDO, J.M. (1.992c): “Transdisciplinariedad y medio ambiente en el pensamiento actual” en *Revista de Economía*, nº 14. Pág. 22.

²³⁷ AGUILERA, F. (1.991). Op. Cit. Pág. 184.

²³⁸ CHRISTENSEN, P.B. (1.989). Op. Cit. Pág. 18.

un factor inmune a todo cambio cualitativo (y a la cual) nos podemos referir simplemente como a una superficie».”

Se trata, este último, de un aspecto de gran relevancia, “toda actividad que emplee trabajo útil conlleva un aumento de la entropía del sistema y por tanto una reducción en la energía disponible para trabajos adicionales. La leña no se puede quemar una y otra vez.”²³⁹ Una advertencia de la importancia que las Leyes de la Termodinámica deberían de tener en el análisis económico.

Kenneth Boulding es otro de los autores fundamentales para comprender los conceptos y desarrollos de la “economía ecológica”. De hecho “Boulding ya había comenzado a relacionar la economía y la ecología en 1.950, escribiendo una introducción ecológica” en su *Reconstrucción de la Economía*²⁴⁰, donde se consideraba la realidad como un sistema ecológico. Más que por su consideración del papel de los recursos ambientales este libro es interesante por su clara ruptura con la tradición mecanicista y su conexión con el método biológico.

Así, nos define el estudio de la microeconomía como: “el estudio de los organismos económicos particulares y su interacción, y de las magnitudes económicas particulares y su determinación.” Para proseguir: “Se compone, en primer lugar, de una teoría del organismo económico individual (empresa o familia), cuyo objetivo es determinar ciertas relaciones funcionales entre el medio ambiente del organismo (aquellas magnitudes y funciones que le están dadas y

²³⁹ PERRINGS, C. (1.987): *Economy and Environment. A theoretical essay on the interdependence of economic and environmental systems*. Cambridge University Press, Cambridge. Pág. 20.

²⁴⁰ BOULDING, K.E. (1.950): *A Reconstruction of Economics*. Wiley, New York. Existe traducción al español con el título: *Reconstrucción de la economía*. Ed. El Ateneo, Buenos Aires. 1.971.

sobre las cuales no tiene control) y su «conducta» (aquellas magnitudes sobre las cuales si tiene control).”²⁴¹

Si hay un trabajo por el cual Boulding es conocido, éste, sin duda, es su artículo “La economía futura de la tierra como un navío espacial”²⁴²; en el cual se plantean algunos aspectos esenciales de lo que luego constituiría el núcleo básico de ideas de la economía ecológica.

Boulding comienza advirtiendo que “Los sistemas pueden ser abiertos o cerrados respecto de varias clases de insumos y productos. Tres clases importantes son la materia, la energía y la información.”²⁴³ Aprovechando esta idea rompe con la tradicional visión del hombre encuadrado en un sistema *totalmente abierto*. En particular, y desde el punto de vista de la energía, la tierra se sigue viendo como un sistema abierto, concretamente recibe energía del sol, que, junto con otros insumos energéticos, son necesarios “para crear el *transumo* material y mover la materia del conjunto no económico al conjunto económico”.²⁴⁴

En segundo lugar, “Los insumos y productos de la información son más sutiles y difíciles de seguir, pero representan también un sistema abierto, relacionado con la transformación de la materia y la energía”.²⁴⁵

²⁴¹ BOULDING, K.E. (1.971). Op. Cit. Pág. 3.

²⁴² BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Se publicó por vez primera en 1.966 .

²⁴³ BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 263.

²⁴⁴ BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 264. La palabra *transumo* es la traducción que se ha dado al término original *throughput*. Daly lo define como: “ flujo físico entrópico de materia y energía proveniente de fuentes naturales que pasa por la economía humana y regresa a los sumideros de la naturaleza ”. (Vid. DALY, H.E. (1.989c): “La economía en estado estacionario: hacia una economía política del equilibrio biofísico y el crecimiento moral” en DALY, H.E. Op. Cit. Pág. 335).

²⁴⁵ BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 264.

Para concluir que “en lo tocante a la materia puede concebirse un sistema cerrado”²⁴⁶ y es aquí donde se produce la ruptura con el enfoque económico convencional. En referencia con esta cuestión Boulding introdujo la célebre metáfora sobre “la economía del vaquero” frente a la economía de la “nave espacial Tierra”, la primera figura buscando “simbolizar ... las llanuras ilimitadas y también asociadas con el comportamiento inquieto, explorador, romántico y violento característico de las sociedades abiertas”²⁴⁷ y la segunda buscando reflejar un sistema cerrado en el que los recursos son limitados, y en la que sólo cuenta, de fuera del sistema, con la aportación energética del sol.

Para finalizar el repaso de las aportaciones de Boulding, y de entre su abundante obra, comentaremos el ensayo que publicó en 1.978 bajo el sugestivo título de *Ecodynamics*²⁴⁸ en el refleja una curiosa visión evolutiva de la vida y de los procesos sociales, económicos y biológicos.

De las aportaciones de Boulding hay dos que queremos destacar especialmente. Por una parte, su utilización del enfoque sistémico en el análisis económico, que permite su caracterización del planeta tierra como un sistema cerrado, en términos de materia, que representa el final de toda una era de teoría económica en la cual el crecimiento ilimitado aparecía como un objetivo *plausible*. Y por otra la introducción del concepto *transumo*, un concepto que trata de reflejar el flujo de insumos (materia y energía) que atraviesa el sistema productivo, y se destaca el hecho de que atraviesa en el sentido de que materia y

²⁴⁶ BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 265.

²⁴⁷ BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 267.

²⁴⁸ BOULDING, K.E. (1.978): *Ecodynamics. A new theory of societal evolution*. Sage Pubs., Londres.

energía entran y salen del sistema económico sin merma alguna, pero bajo formas no utilizables²⁴⁹.

Herman Daly, uno de los principales discípulos de Georgescu-Roegen, ha contribuido en gran manera al desarrollo de la economía ecológica, en especial a través de su modernización del concepto de economía estacionaria²⁵⁰. Además, “con su artículo “On Economics as a Life Science”²⁵¹ puede ser considerado como el primer y esforzado divulgador de las nociones fundamentales de la economía ecológica”.²⁵²

Por su parte, en España, autores como José Manuel Naredo se están encargando de difundir los contenidos de la “economía ecológica” y de continuar con la crítica al paradigma neoclásico.

De este autor podemos destacar, en especial, su obra *La economía en evolución*, citada en múltiples ocasiones a lo largo de este trabajo, y en la cual aborda la historia del pensamiento económico con una nueva perspectiva y sienta las bases para la consolidación de la economía ecológica.

Además, en otros muchos trabajos se ha planteado los pasos necesarios para alcanzar la construcción de una economía ligada al medio, consciente y consecuente de los límites que introducen las leyes de la termodinámica en los procesos económicos y con planteamientos alternativos para los problemas medioambientales.

²⁴⁹ En el caso de los residuos materiales, sí cabe la reutilización, a través del reciclado, pero conlleva aportaciones adicionales de energía. Por lo que se refiere a la energía el paso de formas con baja entropía a formas con alta entropía es irreversible.

²⁵⁰ Vid. varios artículos en su libro, ya citado, *Economía, ecología, ética*.

²⁵¹ DALY, H.E. (1.969): “On Economics as a Life Science” en *The Journal of Political Economy*, mayo-junio. Existe traducción al español en DALY, H.E. (1.989). Op. Cit.

²⁵² AGUILERA, F. (1.991). Op. Cit. Pág. 184.

De esta manera, escribe²⁵³: “Todo ... invita a una profunda ‘reconversión intelectual’. Al abrir el universo hasta ahora cerrado de lo económico a la realidad física y sus modelos predictivos, a las opciones tecnológicas y a los procesos de negociación social, trasladando la discusión económica desde el interior del mercado hacia los condicionantes del universo físico e institucional que lo envuelve.”

Para proseguir: “El mercado deja de ser la panacea que garantiza por sí sola el «óptimo económico» para convertirse en un instrumento más a utilizar sobre bases controladas para conseguir soluciones que se adapten a determinados objetivos o estándares socialmente acordados sobre el entorno físico.”²⁵⁴

Joan Martínez Alier es otro de los estudiosos que ha contribuido al desarrollo y consolidación de la denominada “economía ecológica”. Por ejemplo en su obra *De la economía popular al ecologismo popular* analiza las tensiones existentes entre el ecologismo y lo que denomina «economía crematística»²⁵⁵. Entre otras cuestiones destaca como²⁵⁶:

“Hoy se ensalza al mercado como mecanismo racional de asignación de recursos, e incluso se pretende que los problemas ecológicos surgen de la ausencia de racionalidad mercantil privada, como en el caso de la mal llamada «tragedia de los bienes comunales».”

²⁵³ NAREDO, J.M. (1.995): “Repensar la economía desde el medio ambiente” en VV.AA. *De la economía a la ecología*. Ed. Trotta, Madrid. Pág. 41.

²⁵⁴ NAREDO, J.M. (1.992c). Op. Cit. Pág.19.

²⁵⁵ Martínez Alier define *crematística* como: el estudio de la formación de los precios en los mercados (Vid. MARTÍNEZ ALIER, J. (1.991): *La ecología y la economía*. Fondo de Cultura Económica, México (2ª ed. de 1.992). Pág. 11).

²⁵⁶ MARTÍNEZ ALIER, J. (1.992). Op. Cit. Pág. 8.

Además rechaza la idea habitual de que el ecologismo es un movimiento social propio de los países ricos, y relata una serie de experiencias llevadas a cabo en países del tercer mundo, basadas en lo que él denomina “neonarodnismo ecológico” o “ecosocialismo”.

Obviamente ello no implica posturas completamente cerradas al respecto de la visión económica. Por ello Deléague nos recuerda que²⁵⁷: “En opinión de Joan Martínez Alier la racionalidad ecológica no puede por si sola basar la decisión política ni sustituir el cálculo económico.”

Al respecto de la cuestión fundamental de la teoría de el valor opina²⁵⁸ que es fundamental el estudio de los flujos de materiales y energía en la economía. Para a continuación argumentar que los planteamientos de las relaciones entre economía y energía han sido tres, dos equivocados y uno correcto. Entre las posiciones erróneas está la de ecólogos como Howard Odum, partidarios de lo que se ha denominado la “teoría del valor energía”, a la cual se ha opuesto Georgescu-Roegen tachándola de “dogma energético”. La otra postura equivocada se basa en el isomorfismo entre las ecuaciones de la mecánica y las del equilibrio económico, propias de los desarrollos de la economía neoclásica en los años setenta. Por último, la posición *correcta*²⁵⁹ ve la economía como un *transumo* entrópico de materiales y energía que atraviesa la economía²⁶⁰.

²⁵⁷ DELÉAGUE, J.P. (1.993). Op. Cit. Pág. 340.

²⁵⁸ MARTÍNEZ ALIER, J. (1.992). Op. Cit. Págs. 26-27.

²⁵⁹ Dentro de la cual cita a autores como Naredo o Daly, a los que califica de discípulos de Georgescu-Roegen.

²⁶⁰ “Según Georgescu, el proceso económico no es circular sino unidireccional y consiste en la continua e irrevocable transformación de baja entropía en alta entropía, es decir, en residuo.” Vid. AGUILERA, F. (1.991). Op. Cit. Pág. 184. Vid. también MARTÍNEZ ALIER, J. (1.994). Op. Cit. Pág. 348.

Por último, también algunos autores de corte socialista, hicieron explícita pronto su preocupación por los problema ambientales. Uno de los más destacables es Kapp, que fue de los primeros autores en mostrar “su preocupación por la necesidad de reformular los conceptos básicos de la economía.”²⁶¹

Kapp, se planteó como “La corriente principal de la teoría económica no previó la total crisis ambiental así como tampoco anticipó, en el curso de su historia, otros problemas importantes que resultaron de enorme significación.”²⁶² Ello se debió a su evolución, merced a la cual “La economía política se convierte en «economía pura», que sólo reconoce aquellos fines (y medios) que pueden ser expresados y medidos en términos de valores de cambio. Por tanto, aquellos fines y medios (costes) sociales que no pueden expresarse en términos de precios de mercado, son considerados como «no económicos» y como tales fuera del campo de la economía.”²⁶³

En su obra la principal preocupación fue la inserción del concepto de costes sociales dentro del instrumental analítico de los economistas. Así, aborda la cuestión escribiendo:

“... el término «costes sociales» abarca todas aquellas consecuencias negativas y daños que, como resultado de las actividades productivas, gravan a

²⁶¹ AGUILERA, F. (1.991) Op. Cit. Pág. 182. Vid. también. MARTÍNEZ ALIER, J. (1.994). Op. Cit. Pág. 353.

²⁶² KAPP, K.W.: “El carácter de sistema abierto de la economía y sus implicaciones” en AGUILERA, F. Y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Págs. 323-342. El título original de este artículo era “Intellectual reconstruction or ‘conceptual freeze’; Economics in the Future, en C.K. DOPFER (Ed.) (1.974): *Economics in the future*, MacMillan, Londres (existe una versión en español editada en 1.978 por el Fondo de Cultura Económica), y Naredo se lamenta de la poco afortunada *reconversión* del título. Vid. NAREDO, J.M. (1.995). Op. Cit. Pág. 42.

²⁶³ KAPP, K.W. (1.966).Op. Cit. Pág. 21.

otras personas o a la comunidad, y de la que los empresarios privados no se consideran responsables.”²⁶⁴

Obviamente, además, se deben de verificar una serie de condiciones, estas son:

“Debe ser posible evitarlos, deben surgir en el curso de una actividad productiva y deben ser susceptibles de ser trasladados a terceras personas o a la comunidad como un todo.”²⁶⁵

En su opinión el origen de los costes sociales se halla en el comportamiento del empresario, en su búsqueda de la minimización de los costes privados de producción. Cuanto más presionado se vea en dicho minimización más probable es que se den costes sociales.

Posiblemente los textos que se acaban de reproducir traerán a la mente del lector el concepto de *efectos externos*. Por ello debemos advertir que Kapp repasa las aportaciones de Pigou al respecto de los costes sociales y es bastante crítico con su análisis. Así, revisa los intentos de Pigou para integrar el fenómeno de los costes sociales en la economía neoclásica.²⁶⁶ El resultado no parece ser muy satisfactorio puesto que escribe negativamente en referencia a “la tendencia actual a incluir los costes sociales dentro de la economía convencional por medio del concepto de caja vacía de «externalidades» o de propuestas de «interiorización» de los costes sociales a través de políticas fiscales, subsidios, etc.”²⁶⁷

²⁶⁴ Op. Cit. Págs. 29-30.

²⁶⁵ Op. Cit. Pág. 30.

²⁶⁶ Op. Cit. Pág. 52.

²⁶⁷ KAPP, K.W. (1.994). Op. Cit. Pág. 341. Su análisis es bastante más detallado en KAPP, K.W. (1.966). Op. Cit. Págs. 52-54.

Para finalizar con el análisis de Kapp, comentaremos que fue optimista en lo que concierne a las posibilidades de estimación de los beneficios/costes sociales: “No es imposible, ni en la teoría ni en la práctica, calcular los costes actuales o reales de los beneficios sociales.”²⁶⁸

2.4.3. EL DEBATE ENTRE ECONOMÍA AMBIENTAL Y ECONOMÍA ECOLÓGICA.

Lo cierto es que la economía ecológica ha abordado algunas de las cuestiones novedosas, como la introducción de las Leyes de la Termodinámica en los análisis económicos, la visión «sistémica» de la economía, ... pero también ha traído a la luz algunos temas que estaban ya en profunda discusión dentro de la ortodoxia económica, como la teoría del valor, la excepcionalidad en la existencia de efectos externos, o la problemática de la ola liberal de privatizaciones.

De hecho uno de los puntos en los que el debate entre economistas ambientales y economistas ecológicos es más crudo es el de la teoría del valor. En especial las cuestiones relacionadas con la transformación a valores monetarios.

Del lado de los economistas ecológicos podemos encontrar ataques del tipo:

“ ... la economía académica se afana en extender una y otra vez la vara de medir del dinero sobre este o aquel elemento de un medio ambiente que se

²⁶⁸ KAPP, K.W. (1.966). Op. Cit. Pág. 302.

presupone azaroso y desordenado, para someterlo a su lógica decisional del coste-beneficio.²⁶⁹

O, también:

“ ... la economía, vista ecológicamente, no tiene un estándar de medida común. Se queda sin una teoría del valor. Las evaluaciones de las externalidades (es decir, de los beneficios y perjuicios no evaluados por los mercados) son tan arbitrarias que no pueden servir como base de políticas ambientales razonables.”²⁷⁰

Mientras que las defensas suelen argumentar:

“ Valorar *económicamente* el medio ambiente significa poder contar con un indicador de su importancia en el bienestar de la sociedad Por tanto, lo normal será utilizar para ello un denominador común, que ayude a sopesar unas cosas y otras y que, en general, no es otro que el *dinero*. Para algunos autores esto constituye ya un anatema: proponer una valoración monetaria, crematística, de algo que, por definición es invaluable. Argumentar así, sin embargo, supone incurrir en una confusión de conceptos: valoración *monetaria* no quiere decir valoración de *mercado*.”²⁷¹

La polémica está servida y es habitual encontrar nuevas formulaciones de los argumentos a favor y en contra de cada una de dichas posturas. Hay que

²⁶⁹ NAREDO, J.M. y PARRA, F. (1.993b): “ Presentación” en NAREDO, J.M. y PARRA, F. Op. Cit. Pág. xii.

²⁷⁰ MARTÍNEZ ALIER, J. (1.994). Op. Cit. Pág. 345.

²⁷¹ AZQUETA, D. (1.994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid. Pág. 11.

reconocer, no obstante, una mayor belicosidad por parte de los economistas ecológicos²⁷².

Otra cuestión de gran relevancia que está en debate, es el tema de la posibilidades de proseguir con los modelos de desarrollo actuales. Al respecto tenemos tanto las discusiones sobre el controvertido tema del “desarrollo sostenible”, como las referentes a la posibilidad de la extensión de las actuales pautas de consumo occidentales al conjunto del globo.

Al respecto nos parecen muy esclarecedoras las palabras de Riechmann²⁷³:

“Diversos autores han elaborado la intuición de que *existen bienes y pautas de consumo antisociales*, es decir, esencialmente no universalizables. Podríamos llamarlos también ‘consumos inmorales’ si recordásemos el criterio de *universalizabilidad* es el criterio ético por excelencia:...Kant, que tenía algunas cosas que decir sobre esta materia, aconsejaba, para saber si una acción era moral o inmoral, someterla al experimento mental siguiente: imagina que todos y todas hicieran lo mismo. Si la situación mental resultante es demasiado impensable, incoherente o insoportable, algo no va bien en su moralidad.”

Frente a este tipo de postura esta la visión que confía ciegamente en las posibilidades de la tecnología, y por lo tanto ve plausible la extensión de las

²⁷² También es fácil encontrar pequeños deslices. Por ejemplo el que tiene Martínez Alier (Vid. MARTÍNEZ ALIER, J. (1.993). Op. Cit. Pág. 30. Las cursivas son mías.) que no duda en valorar un efecto externo invalorable, y en relación a su propuesta de atribución de un valor actualizado para los efectos externos positivos debidos a la conservación de los bosques amazónicos, afirma: “...nadie sabe dar valores concretos actualizados a esas *externalidades*, que incluyen los futuros beneficios de la biodiversidad tropical, y por tanto la cifra de 50.000 millones de dólares anuales durante treinta años *no es descabellada*.”

²⁷³ RIECHMANN, J. (1.995): “Desarrollo sostenible: la lucha por la interpretación” en VV.AA. Op. Cit. Pág. 16. Vid. también BOULDING, K.E. (1.989). Op. Cit. Pág. 266.

pautas de consumo del primer mundo al resto del planeta. No obstante hay que advertir que dicha posición es cada vez más minoritaria.

También es fácil encontrar argumentos favorables y contrarios a la privatización del medio como mecanismo para su protección. Unos partiendo de la escuela de los «derechos de propiedad» y de la «tragedia de los bienes comunes», de Garrett Hardin, y los otros partiendo de la revisión de multitud de ejemplos de gestión privada de recursos que ha terminado de forma desastrosa²⁷⁴.

2.4.4. LA ENTRADA DEL MEDIO AMBIENTE EN EL ESCENARIO SOCIAL.

Ciertamente ni el nombre Economía Ecológica ni el antes citado de Economía Ambiental eran de uso común hasta finales de los años sesenta, momento en el cual con la agudización de los problemas ecológicos se comenzó a preparar la Cumbre de Estocolmo, y los economistas respondieron a las demandas de la sociedad buscando resolver o, al menos, paliar los problemas que estaban amenazando seriamente la vida en el Planeta.

En concreto en Estocolmo, en 1.972, se llevó a cabo la *Conferencia sobre el Medio Ambiente Humano* organizada por las Naciones Unidas, donde, entre otras resoluciones, se creó el UNEP²⁷⁵ (Programa Ambiental de las Naciones Unidas) y se pusieron en evidencia las carencias de los procesos de desarrollo que se estaban llevando a cabo.

²⁷⁴ “Hace falta demasiado buena, o mala fe, para postular que la mera privatización de los recursos naturales acarrea por fuerza su conservación, cuando la vida diaria ofrece continuas evidencias en sentido contrario.” Vid. NAREDO, J.M. (1.992). Op. Cit. Pág. 18.

²⁷⁵ United Nations Environmental Program.

Veinte años debieron de pasar para que se produjese otra reunión similar, en concreto la Cumbre de Río, que se llevó a cabo en 1.992 con el nombre de Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, que se presentó con un ambicioso programa de objetivos y concluyó sin grandes resultados²⁷⁶.

En esos veinte años se han producido grandes avances en el campo de la protección del medio ambiente, pero también grandes fracasos, y, algunos de los problemas de índole global más preocupantes han seguido avanzando en gravedad, como sucede con el efecto invernadero, el agujero de la capa de ozono o los destructivos efectos de la lluvia ácida.

También ha cambiado la forma de pensar en referencia a estas cuestiones, como escribe Herce²⁷⁷:

“La comparación entre el Informe Meadows, de 1.972, y el Informe Brundtland, de 1.987, muestra el giro radical que ha dado la mentalidad medioambiental en el curso de apenas dos décadas. Ambos textos representan, en efecto, las que podríamos denominar, respectivamente, doctrinas del *crecimiento cero* y del *crecimiento sostenible*.”

En cuanto al Informe Meadows²⁷⁸, iba en la línea de defender el crecimiento cero, con tesis claramente maltusianas. Como afirma Tietemberg²⁷⁹

²⁷⁶ Vid. FRENCH, H. (1.993): *Después de la Conferencia de Río. El futuro del control medioambiental*. Los Libros de la Catarata, Madrid.

²⁷⁷ HERCE, J.A. (1.992): “Economía y Medio Ambiente: crecimiento sostenible” en *Revista de Economía*, nº 14. Pág. 25.

²⁷⁸ MEADOWS, D.L. et al. (1.972): *The limits to growth*. Universe Books, New York. Hay traducción al español con el título: *Los límites del crecimiento. Informe del club de Roma sobre el predicamento de la humanidad*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.972.

en *Los límites del crecimiento*, título con el que se ha publicado el citado informe se llevó a cabo un ambicioso proyecto basado en la técnica denominada “dinámica de sistemas”, desarrollada por el profesor Forrester del MIT. Como resultado de la investigación se alcanzaron tres conclusiones principales:

- 1.- En menos de cien años la sociedad agotará todos sus recursos no-renovables.
- 2.- Las medidas aplicadas de forma aislada para resolver los distintos problemas no pueden tener éxito.
- 3.- El caos y el colapso solo puede evitarse mediante controles inmediatos al crecimiento de la población y de la contaminación, así como parando el crecimiento económico.

Por lo que se refiere al informe *Brundtland*, publicado con el título de *Nuestro futuro común*²⁸⁰, su principal aportación fue la introducción del concepto de *desarrollo sostenible*. Éste es definido como: “el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades.

El concepto de desarrollo sostenible ha generado una abundantísima literatura tanto favorable como contraria a su empleo, así como un amplia

²⁷⁹ Op. Cit. (1.992). Pág. 4.

²⁸⁰ WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. (1.987): *Our Common Future*. Oxford University Press. Existe traducción al español: COMISIÓN MUNDIAL DEL MEDIO AMBIENTE Y DEL DESARROLLO. (1.988): *Nuestro futuro común*. Alianza Editorial, Madrid. Su sobrenombre se debe a que la presidenta de la Comisión fue Gro Brundtland, en aquellos momentos primera ministra de Noruega, y con experiencia como ministra de medio ambiente de su país.

polémica en relación con habituales desviaciones del término utilizadas con fines claramente productivistas como la definición del *crecimiento sostenible*.

Cada una de las ramas de la Economía comentadas se basa en visiones muy diferentes del futuro de la humanidad²⁸¹, Pearce y Turner plantean al menos cuatro visiones²⁸², dos de ellas situadas en lo que denominan el *tecnocentrismo*, y que recogen las visiones predominantes dentro de la economía convencional. Una, apenas revisionista, basada en la continuación de las pautas de desarrollo adoptadas hasta el momento corrigiendo algunas ineficiencias en el funcionamiento del mercado y del sector público. Tras esta visión encontramos a los economistas neoclásicos más recalcitrantes y a los seguidores del enfoque de los derechos de propiedad.

Otra, más revisionista, y con una mayor carga conservacionista, en el sentido de preservación de los recursos, que ocupa a la mayoría de los autores que se enmarcan en la denominada economía ambiental, y que recoge, junto con los postulados neoclásicos, una serie de incorporaciones teóricas que matizan los resultados tradicionales de sus modelos. Son economistas que introducen en sus análisis las leyes de la termodinámica, que rechazan que los efectos externos sean hechos excepcionales y que plantean la necesidad de alcanzar sendas sostenibles de desarrollo.

Estas dos visiones se enmarcan en lo denominada visión *optimista* del futuro de la humanidad a las cuales también es fácil encontrar bajo la denominación “optimismo tecnológico”, por ejemplo en Costanza²⁸³, que además afirma: “Todos los actuales paradigmas económicos se basan en las suposición

²⁸¹ Vid. Gráfico 1.1.

²⁸² PEARCE D. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Págs. 40-42.

²⁸³ COSTANZA, R. (1.989). Op. Cit. Pág. 2.

subyacente de crecimiento económico continuo e ilimitado. Esta suposición permite ignorar (o al menos posponer) los problemas de sustentabilidad y los de equidad interespecies, intrageneracional e intergeneracional, puesto que todos ellos se ven como fácilmente resolubles a través del crecimiento adicional.”

Por otra parte, en el extremo contrario, está lo que Pearce y Turner denominan la visión *ecocéntrica*, y que más generalmente se suele conocer como visión *pesimista*²⁸⁴, en la que podemos encontrar también dos posiciones, una más extrema, la denominada «ecología profunda», que abogan por el conservacionismo más extremo y plantean lo que se ha denominado la economía del «crecimiento cero».

Mientras que, con una visión más pragmática, nos encontramos con la visión mayoritaria dentro de la *economía ecológica*, que hace referencia a posiciones claramente conservacionistas y plantean críticas y alternativas a los modelos de desarrollo existentes. Digamos que tiene como punto de referencia el Informe Meadows, antes citado.

Esta visión se vió reforzada por los trabajos de otros economistas que comenzaron a destacar los costes sociales, especialmente los asociados a los modelos basados en la lógica del crecimiento. Así se suele destacar la “paradoja de Easterlin²⁸⁵”, el desarrollo de la teoría de los “bienes posicionales” por parte de

²⁸⁴ En este caso Costanza (Op. Cit. Pág. 2) nos dice que existe “Una línea de pensamiento opuesta (habitualmente denominada “pesimismo tecnológico”) (que) presupone que la tecnología no bastará para superar las restricciones fundamentales de la energía y los recursos y que el crecimiento económico puede verse detenido.”

²⁸⁵ En ella se vislumbraba como no existe una gran correlación entre abundancia material y felicidad humana.

Hirsch²⁸⁶, o, por último, el análisis de la “economía triste” por parte de Scitovsky²⁸⁷, o, más tarde, algunos de los libros más críticos de Galbraith²⁸⁸.

En referencia a la “paradoja de Easterlin”, se cita tanto en la mencionada obra de Hirsch como en la de Scitovsky²⁸⁹, una de las principales conclusiones que se extrae de dicho estudio, y de otros muchos llevados a cabo, es que la riqueza da la felicidad, pero no la riqueza en términos absolutos, sino en términos relativos. La gente no es más feliz por tener más riqueza, sino por tener más riqueza que los demás.

En esta línea, tenemos también el trabajo de Fred Hirsch²⁹⁰, cuya principal aportación, es la introducción del concepto de bienes posicionales, y el examen de la falacia que conllevan puesto que “los bienes posicionales llegan primero a las manos de los primeros ricos, mientras el ingreso de los demás continúa siendo absorbido por su, todavía insatisfecha, demanda de bienes materiales”.²⁹¹

Lo más curioso de los bienes posicionales es que dejan de serlo (que pierden su valor específico) cuando muchas personas los poseen, y pasan de nuevo a ser meros bienes materiales.²⁹²

²⁸⁶ El disfrute de una serie de bienes está necesariamente ligado a un pequeño número de personas con grandes ingresos. Aunque existe la ilusión por parte del ciudadano medio de que todos podemos llegar a alcanzar algún día dicho consumo, lo cual nos hace aceptar el modelo de sociedad en el que vivimos.

²⁸⁷ En el sentido de que las necesidades humanas van mucho más allá de la opulencia material.

²⁸⁸ Con su visión crítica de la sociedad y su autocomplacencia.

²⁸⁹ La referencia es: EASTERLIN, R.A. (1.974): “ Does Economic Growth Improve the Human Lot ” en DAVID, P.A. y REDER, M.W. (Comps.) *Nations and households in economic growth. Essays in honor of Moses Abramovitz*. Academic Press, New York.

²⁹⁰ HIRSCH, F. (1.976): *Social limits to growth*. Harward University Press, Cambridge (Mass.).

²⁹¹ Op. Cit. Pág. 36.

²⁹² Vid. RIECHMANN, J. (1.995). Op. Cit. Pág. 16.

En tercer lugar, tenemos la obra de Scitovsky²⁹³ que nos muestra una visión alternativa sobre las necesidades humanas. Así, escribe:

“ Nuestro bienestar económico está aumentando de continuo, pero eso no nos hace más felices. Lo desconcertante es que la elevación del nivel de la escala de ingresos parece aumentar nuestras probabilidades de ser felices, pero no ocurre lo mismo con un aumento de nuestro ingreso cuando está aumentando el ingreso de todos²⁹⁴ ”

Por último encontramos la prolífica obra de Galbraith, que pasando por el análisis de la verdad existente tras la opulencia de las sociedades del primer mundo²⁹⁵ y por el examen de como el nuevo estado industrial se corresponde muy poco con el ideal neoclásico²⁹⁶, concluye con una visión crítica de la autocomplacencia que caracteriza nuestra sociedad²⁹⁷.

A continuación se incluye un gráfico que recoge esquemáticamente las citadas visiones de la economía en relación con el medio.

²⁹³ SCITOVSKY, T. (1.976): *The joyless economy. An inquiry into human satisfaction and consumer dissatisfaction*. Oxford University Press, Oxford. Existe traducción al español con el título: *Frustraciones de la riqueza. La satisfacción humana y la insatisfacción del consumidor*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.986, traducción cuyo título nos resulta mucho menos expresivo que el original.

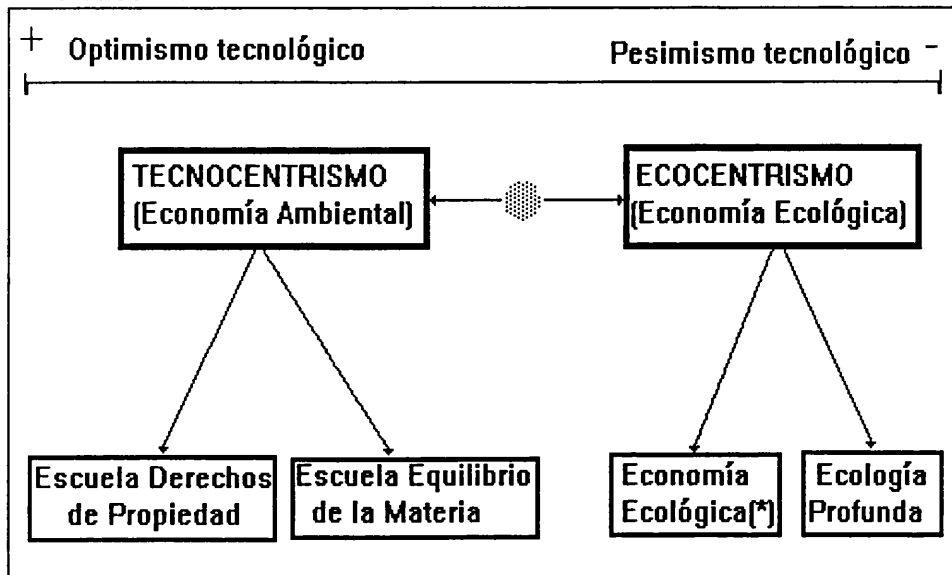
²⁹⁴ Op. Cit. Pág. 149.

²⁹⁵ GALBRAITH, J.K. (1.960): *The Affluent Society*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existe traducción al español con el título: *La sociedad opulenta*. Ariel, Barcelona, 1.960 (2ª ed. de 1.963).

²⁹⁶ GALBRAITH, J.K. (1.967): *The new industrial state*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existen varias traducciones al español, se ha empleado la que lleva por título: *El nuevo estado industrial*. Ariel, Barcelona. 1.967 (3ª ed. de 1.984).

²⁹⁷ GALBRAITH, J.K. (1.992): *The culture of the contentment*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existe traducción al español con el título: *La cultura de la satisfacción*. Ariel, Barcelona, 1.992 (3ª ed. de 1.993).

Gráfico 2.1.



Fuente: Elaboración propia.

Así como el término economía del medio ambiente o economía ambiental se suele emplear para describir tanto una como otra rama de las englobadas dentro del optimismo tecnológico; a saber, la escuela de los derechos de propiedad y la escuela del equilibrio de la materia, en el caso del pesimismo tecnológico no existe una denominación habitual, puesto que el término economía ecológica sigue sin ser de uso generalizado, y se presentan otras denominaciones como ya se ha visto a lo largo del texto. Por último, la llamada ecología profunda está en el extremo de la llamada visión pesimista, se caracteriza por valorar el medio ambiente por encima, incluso, de los seres humanos. Es una visión de respeto casi religioso por la naturaleza en la que se ha llegado a afirmar que sería deseable, para la persistencia del planeta, la desaparición de la especie humana del mismo.

ANEXO 2

LOS ECONOMISTAS Y LA TERMODINÁMICA²⁹⁸

Los economistas, tanto aquellos situados en la llamada economía ambiental, como los seguidores de la economía ecológica, han introducido en sus análisis las leyes de la termodinámica. Por ello, repasaremos brevemente el contenido de dichas leyes, al menos en lo que puede afectar a los análisis económicos del medio ambiente.

La primera ley de la termodinámica, o ley de la conservación, formulada en 1842 por Von Mayer y generalizada por Joule, se puede resumir en el conocido enunciado: “la materia ni se crea ni se destruye, simplemente se transforma”. Enunciado que se extiende también a la energía.

Los efectos de la ley de conservación sobre el análisis económico son básicos y claros. Recordemos que el concepto de consumo económico conlleva la desaparición del bien consumido tras haber extraído de él su utilidad. Pues bien,

²⁹⁸ Este Anexo está basado, especialmente en:

1.- AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit.

2.- GEORGESCU-ROEGEN, N.: “¿Que pueden enseñar a los ecologistas la termodinámica y la biología?” en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit.

3.- DALY, H.E. (1.989a). Op. Cit.

En cualquier caso son abundantes los artículos que aclaran esta cuestión y que son asequibles para el lector medio. Así por ejemplo podemos citar: EHRlich, P.R., EHRlich, A.H. y HOLDREN, J.P.: “Disponibilidad, entropía y las leyes de la termodinámica” o GEORGESCU-ROEGEN, N.: “La ley de la entropía y el problema económico”, ambos en DALY, H.E. (1.989a). Op. Cit.

esta proposición implica que los bienes no se agotan con el consumo, y que los restos, a los que denominaremos residuos, pasan a ser males, elementos con capacidad para reducir nuestro bienestar.

Estas cuestiones ya fueron consideradas por Ayres y Kneese²⁹⁹ a finales de los sesenta en su célebre artículo “Production, Consumption and Externalities”, y en su libro *Economics And Environment: A Materials Balance Approach*³⁰⁰.

La segunda ley de la termodinámica, principio de degradación o ley de entropía, formulada por Carnot y retomada por Lord Kelvin y Clausius, nos viene a decir que tanto la materia como la energía se ven sometidas a un proceso continuo e irrevocable de degradación desde una forma aprovechable (disponible) a una forma no aprovechable (no disponible), o, lo que es igual, desde una forma ordenada a una forma desordenada. Dicho proceso de degradación se da con independencia de que se haga o no uso de materia y energía.

Este postulado podemos decir que quiebra la vana ilusión introducida por el mecanicismo en los modelos económicos de que el *movimiento perpetuo* era posible. Lo que la física había descartado hacía mucho tiempo debía finalmente ser asumido por la economía. La realidad mostraba que no hay recursos ilimitados y que los recursos aprovechables se reducen con el mero transcurso del tiempo.

Obviamente, el proceso económico, gracias a las dos primeras leyes de la termodinámica, también ha puesto mayor énfasis en objetivos importantes, como el reciclaje de los residuos y el alcance de sendas de producción alternativas menos contaminantes.

²⁹⁹ Op. Cit. (1.969).

³⁰⁰ KNEESE, A.V., AYRES, R.U. y D'ARGE, R.C. (1.970): *Economics And Environment: A Materials Balance Approach*. Resources for the Future, Washington, D.C.

La tercera ley presenta una doble vertiente. La primera se refiere a la necesidad de no generar más residuos de los que sea capaz de asimilar cada ecosistema, en caso contrario se pondrá en peligro el equilibrio del mismo y la propia vida de los seres que lo habitan. La segunda se refiere a la conveniencia de no extraer de los sistemas biológicos más de lo que se considere su rendimiento sostenible o renovable.³⁰¹

De hecho ambos aspectos, la capacidad de asimilación del medio y de regeneración de los recursos renovables, están ya presentes en multitud de modelos económicos, incluso en algunos llevados a cabo desde la perspectiva de la economía neoclásica más ortodoxa.

La cuarta ley, basada en una elaboración de Barry Commoner, viene a decir que todos los procesos que se llevan a cabo tienen como resultado final un déficit en términos de materia-energía. Su formulación inicial, fue criticada desde dentro de la propia economía ecológica en el sentido de que en lugar de hablarse de déficit, se hablaba de un equilibrio entre insumos y producto.

Otro de los aspectos relevantes introducidos por la economía ecológica es la visión sistémica que introducen en sus análisis. Siguiendo a Perrings³⁰² podemos clasificar a los sistemas físicos físicos en tres grupos de acuerdo con la naturaleza de sus interacciones con lo que los rodea. Hablamos de sistemas abiertos cuando intercambian tanto materia como energía, de sistemas cerrados cuando sólo intercambian energía, y de sistemas aislados cuando no intercambian

³⁰¹ AGUILERA, F y ALCÁNTARA, V. (1.994). Op. Cit. Págs. 28-29.

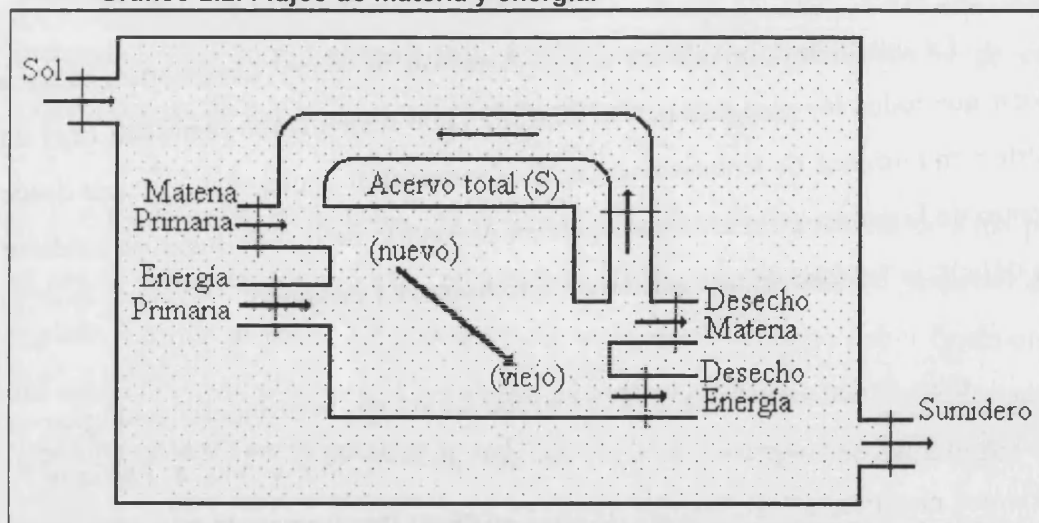
³⁰² PERRINGS, C. (1.987). Op. Cit. Págs. 18 y 19.

ni materia ni energía. La caracterización de la tierra como un sistema cerrado implica aceptar que básicamente sólo intercambia energía, pero no materia.

Por otra parte, y esta es una gran fuente de confusión, todos los subsistemas dentro del subsistema global, de la Tierra, son abiertos con respecto a lo que les rodea. Tanto la materia como la energía circulan entre ellos, incluyendo, por supuesto, al subsistema de la economía.

A continuación reproducimos un gráfico empleado por Daly (Vid. DALY, H.E. (1.989)³⁰³, que vamos a aprovechar para completar el conocimiento de los efectos de las leyes de la termodinámica sobre nuestro entorno.

Gráfico 2.2. Flujos de materia y energía.



Fuente: DALY, H.E., 1.989

Como vemos, nuestro entorno es claramente un sistema cerrado, tiene, eso sí, un camino por el que entra un flujo energético, la energía solar, único aporte importante de materia-energía al sistema. También se ha señalado la existencia de

³⁰³ Op. Cit. Pág. 33.

un sumidero, por el sale energía (desechos térmicos), y, en ocasiones muy señaladas, materia (satélites, componentes de naves espaciales, etc.).

En el sistema representado, el acervo (S) representa la materia en la que se almacena energía disponible (carbón, petróleo, materia viva), pero también la materia que no recoge energía disponible. En este ámbito además sabemos que la energía no se puede reciclar (merced a la segunda ley de la termodinámica), pero sí la materia (aunque el reciclaje exige nuevos insumos energéticos). Por todo ello, en el esquema la energía sólo se mueve de izquierda a derecha mientras que la materia lo hace en ambas direcciones.

Este planteamiento, como antes se ha comentado, matiza algunos de los más habituales puntos de vista de la economía tradicional, pero, al igual que cierra determinadas puertas al análisis económico, también abre nuevas perspectivas respecto del diseño de políticas para proteger el entorno. Las nuevas restricciones se deben de añadir a los modelos para que estos recobren su perdida coherencia, y las teorías que han quedado caducas deben modificarse y renovarse incluyendo la nueva información de la que se dispone.

3. EL ANÁLISIS ECONÓMICO DEL MEDIO AMBIENTE.

3.1. INTRODUCCIÓN.

El enfoque que se va a emplear en este trabajo será el propio de la economía convencional, el que hemos denominado “economía ambiental”. Dentro de éste se enmarcará el análisis que se va a llevar a cabo para examinar y plantear soluciones para el fenómeno de la lluvia ácida.

Desde la perspectiva económica, dos serán los elementos instrumentales básicos a la hora de llevar a cabo dicho análisis. En primer lugar la llamada teoría de los efectos externos³⁰³ y, en segundo término, la teoría de los bienes públicos.

³⁰³ Efectos externos, economías o diseconomías externas, efecto desbordamiento, exterioridades o externalidades son algunas de las denominaciones que se pueden encontrar en la literatura. Haremos uso en general del primer término, excepto en aquellos casos en los que se hayan empleado traducciones al español que opten por alguno de los otros términos.

Ambas, pueden dar interesantes respuestas a las preguntas que se presentan cuando se examinan los problemas ambientales, y, obviamente, muchos otros problemas.

Ciertamente y, pese a que su nacimiento se dio de forma separada en el tiempo, la teoría de los efectos externos y la de los bienes públicos están inextricablemente vinculadas. El origen de la teoría de los bienes públicos se puede datar en el siglo XIX, con los trabajos de determinados autores europeos, en especial miembros de las escuelas italiana y austríaca de la hacienda pública (Mazzola, Pantaleoni, Sax, Lindahl, Wicksell...)³⁰⁴, mientras que la teoría de los efectos externos, aunque surge con los trabajos seminales de Sidgwick, comienza realmente su desarrollo con los trabajos de Alfred Marshall, para proseguir con los de Arthur C. Pigou, a principios del siglo XX.

Los cierto es que el desarrollo de ambas teorías se detuvo durante bastante tiempo hasta que en la década de los cincuenta Samuelson retoma la teoría de los bienes públicos, y Meade, Baumol, Bator y otros muchos autores continúan avanzando en la teoría de los efectos externos³⁰⁵.

³⁰⁴ Vid. MUSGRAVE, R.A. y PEACOCK, A.T. (Eds.) (1.958): *Classics in the theory of public finance*. MacMillan & Co. Londres. En esta magnífica obra se recogen versiones en inglés de alguna de las obras que dieron inicio a la teoría de los bienes públicos.

³⁰⁵ Vid. el magnífico repaso de gran parte de la literatura en: MISHAN, E.J. (1.971): "The postwar literature on externalities: an interpretative essay" en *Journal of Economic Literature*, (IX). Págs. 1-28.

3.2. LA TEORÍA DE LOS EFECTOS EXTERNOS.

De entre las múltiples definiciones existentes de efecto externo la de Meade³⁰⁶ parece ser de las más operativas: “Un efecto externo positivo (negativo) es un evento que confiere un beneficio (infringe un daño) apreciable en alguna persona o personas que no son parte plenamente consentidora en la toma de la decisión o decisiones que lleva, directa o indirectamente, al evento en cuestión”.

Como destaca Olmeda³⁰⁷, la nota distintiva, según esta definición, entre efectos externos y efectos internos viene marcada por el nivel de participación de los sujetos en la toma de decisiones y en la consiguiente participación en los beneficios y costes de la acción que ha sido llevada a cabo, dándose una asimetría entre quien toma la decisión y quien se ve afectado por los resultados.

Además, también afirma³⁰⁸ que todo efecto externo implica la socialización de costes y beneficios o, en otros términos, la asimetría³⁰⁹ y no correspondencia entre quienes toman las decisiones de la gestión de los recursos y los destinatarios reales de beneficios y costes. De hecho, la ausencia de efectos externos supondría

³⁰⁶ MEADE, J.E. (1.973): *The theory of economic externalities. The control of Environmental Pollution and similar social costs*. A.W. Sijthoff-Leiden, Ginebra. Pág. 15.

³⁰⁷ OLMEDA, M. (1.984): *Los efectos externos del mercado: un reto al análisis económico convencional*. Promolibro, Valencia. Págs. 11-13.

³⁰⁸ Op. Cit. Pág. 2.

³⁰⁹ Vid. BROMLEY, D.W. (1.991): *Environment and economy. Property rights and public policy*. Blackwell, Oxford. Pag. 87.

una coincidencia exacta entre los individuos decisores y los receptores de las consecuencias.

Por su parte Jessua³¹⁰ caracteriza la aparición de los efectos externos en que “ciertos servicios prestados no son remunerados y ciertos perjuicios causados no son compensados.” También es importante constatar que “todo efecto externo lo es sólo desde la óptica del cálculo económico individualista.”³¹¹ Desde esta perspectiva se hace evidente la necesidad de “interiorizarlo”, de efectuar los cálculos a nivel del grupo al que pertenecen los centros de decisión considerados.

Antes de adentrarnos en la maraña de definiciones y problemas relativos a la teoría de los efectos externos vamos a detenernos en la búsqueda de elementos comunes a todos los análisis efectuados. Esta ardua labor ha sido llevada a cabo por Olmeda³¹² y podríamos resumirla como sigue:

- a) Existencia de **interdependencias directas**³¹³ entre el comportamiento de los agentes al margen del propio mecanismo de toma de decisiones.
- b) Carácter **residual o no intencionado** de las consecuencias sobre los demás agentes de las decisiones tomadas.
- c) **Relevancia** socioeconómica de las interdependencias directas.

³¹⁰ JESSUA, C. (1.968): *Coûts sociaux et coûts privés*. Presses Universitaires de France, París. Pág. 4.

³¹¹ JESSUA, C. (1.968). Op. Cit. Pág. 220. Vid. también BROMLEY, D.W. (1.991). Op. Cit. Pág. 60.

³¹² OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Págs. 16 y 17.

³¹³ De la tupida malla de interdependencias existentes entre los agentes sociales, el sistema social considera sólo una parte. A aquellas interdependencias que se dan, pero no son constatadas por los agentes en sus tomas de decisiones, las denominamos **interdependencias directas**. Vid. JESSUA, C. (1.968). Op. Cit. Págs. 28-32.

- d) **Ausencia**, en el mecanismo de toma de decisiones, de **medios para interiorizar**³¹⁴ estos efectos.

¿Qué novedad principal muestra la teoría de los efectos externos respecto al análisis económicos tradicional? Primero que nada conviene recordar que el habitual análisis de mercado se ha venido refiriendo a³¹⁵ :

“(1) Unidades de bienes físicamente definidas y cuantitativamente perceptibles.

(2) A los que se puede aplicar el derecho de propiedad privada de los activos con cierta facilidad.

(3) En términos de transacciones bilaterales y bidireccionalmente recíprocas.

(4) Y con una correspondencia entre unidades de producción y de consumo, de uno a uno.”

Este comportamiento exclusivo y de oferta separada se rompe con la teoría de los efectos externos, que admite comportamientos asignativos no exclusivos y de oferta conjunta.

Si hemos de tipificar los efectos externos deberemos considerar una serie de factores básicos, Olmeda³¹⁶ recoge tres:

³¹⁴ La interiorización llevará a que el agente decisor pase a tener conciencia y constancia de aquellos efectos positivos o negativos causados de forma involuntaria por su toma de decisiones sobre los demás individuos.

³¹⁵ OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 5.

³¹⁶ Op. Cit. Pág. 17.

A* El *mecanismo* o institución social a través del cual se toma la decisión o se realiza la actividad, con unas determinadas y específicas reglas del juego.

B* El *sujeto*, unidad u organización social que realiza la actividad o toma la decisión, así como el sujeto, unidad u organización social potencial receptor/es de las consecuencias.

C* El conjunto de *consecuencias* sociales que la actividad o la decisión tiene, o puede tener, sobre los distintos sujetos, decisiones o actividades de la comunidad.

Atendiendo al primer criterio tendríamos, entre otros:

a.- Efectos externos de mercado.

b.- Efectos externos políticos.

c.- Efectos externos presupuestarios.

Básicamente nos centraremos en los primeros, aunque no podemos olvidar que en el ámbito de los terceros se han llevado a cabo reseñables mejoras en la conceptualización y comprensión de la categoría de los bienes públicos.

En cuanto al segundo criterio³¹⁷, son importantes el número de implicados en el efecto externo, tanto como generadores como receptores, el tipo de actividad,

³¹⁷ Op. Cit. Págs. 26-28.

ya sea de consumo o producción, económica o política, en incluso si los generadores y receptores pertenecen a la misma generación o no³¹⁸.

Por último, y desde la perspectiva de las consecuencias sociales, podemos hablar de los siguientes tipos de efectos³¹⁹:

- a) Psicológicos: envidia, frustración, competitividad,...
- b) Pecuniarios: si se modifica básica y directamente la disponibilidad dineraria entre los sujetos afectados.
- c) Físicos o reales: pueden alterar la calidad productiva o de consumo de los activos económicos.
- d) Biológicos: pueden condicionar el funcionamiento del proceso biológico general, humano y ecológico, produciendo mutaciones celulares, cambios en especies, ...
- e) Políticos: variaciones en los niveles de libertad, de eficacia colectiva, ...

Veamos a continuación, de modo más formalizado, la definición de efecto externo, por ejemplo la que presentan James, Jansen y Opschoor³²⁰:

“Sea F^i el nivel de utilidad o de producción del individuo o empresa i , y X_j el argumento de F^i ($j = 1, \dots, m$). En tal caso se dice que un efecto externo generado por la empresa o el individuo h afecta al individuo i ($i \neq h$) cuando:

$$F^i = F^i(X_1^i, \dots, X_m^i; X_n^h) \quad (1)''$$

³¹⁸ Vid. BROMLEY, D.W. (1.991). Op. Cit. Pág. 87.

³¹⁹ OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 29.

³²⁰ JAMES, D.E., JANSEN, H.M.A. y OPSCHOOR, J.B. (1.978): *Economic approaches to environmental problems*. Elsevier, Amsterdam. Pág. 15.

Esta notación recoge el argumento de que los efectos externos son casos de dependencia directa de las funciones de utilidad o producción de algunas personas respecto de los niveles de actividad de otras. Es decir, la función de utilidad (producción) de una o varias unidades de consumo (producción) contiene, como variable relevante y al margen del mecanismo de los precios del mercado, el producto o los insumos de una o varias unidades de producción.

Pero, como ya se ha visto, hay otros elementos cruciales en la definición que merecen ser destacados, por ejemplo la *ausencia de compensación*, y, por supuesto, su *carácter residual e inintencionado*, lo cual no debe implicar una falta de *relevancia económica*³²¹.

3.2.1. LA CONSOLIDACIÓN DEL CONCEPTO.

La literatura sobre efectos externos nos ofrece una multitud de tipologías y clasificaciones. “Esta diversidad no puede sorprender , ..., si tenemos en cuenta: (a) la amplitud del comportamiento que la categoría pretende abarcar; y (b) la relativa novedad del análisis, de forma que no resulta aventurado decir que todavía se halla en una situación preparadigmática.”³²²

Aunque sólo incidiremos en algunas de las definiciones, el cuadro 3.1., reproducido a continuación, recoge algunos de los autores y aportaciones fundamentales en la consolidación del concepto de efectos externos.

³²¹ OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Págs. 43-49.

³²² OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 53.

Cuadro 3.1. El desarrollo de la teoría de los efectos externos. Autores clave.

Autor/es	Clasificación
SCITOVSKY, T. (1.954)	Efectos externos de consumo y de producción
VINER, J. (1931); SCITOVSKI, T. (1.954)	Efectos externos tecnológicos y pecuniarios
DAVIS y WHINSTON (1.966)	Efectos externos separables e inseparables
MEADE (1.952)	Efectos externos recíprocos y no recíprocos
BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, (1.962)	Efectos externos marginales e inframarginales, relevantes e irrelevantes
BATOR, F.M. (1.958)	Efectos externos privados y públicos
BAUMOL, W. y OATES, W. (1.975)	Efectos externos agotables e inagotables

Fuente: Elaboración propia en base a Olmeda (1.984).

En la evolución del concepto, fue fundamental el papel revulsivo del artículo seminal de Coase³²³. La críticas que en él se encuentran a algunas de las prescripciones del esquema pigouviano crearon escuela, y constituyen, aún hoy en día, la fundamentación teórica de algunos de los programas políticos ultraliberales. Se puede encontrar una revisión de sus principales argumentos, ampliados con los presentados por Davis y Whinston, y Buchanan y Stubblebine, en Turvey.³²⁴

En cualquier caso no se puede negar el importantísimo acicate para el desarrollo del concepto debido a la obra de Coase, y tanto desde sus seguidores como desde sus detractores, se generó una abundante literatura que contribuyó a la mejora y consolidación del concepto de efecto externo. Como comenta Casahuga³²⁵ la respuesta provino, entre otros, de Mishan³²⁶ que criticó la afirmación de que la

³²³ COASE, R.H. (1.960): "The problem of social cost" en *Journal of Law and Economics*, III. Octubre. Págs. 1-44. Hay multitud de traducciones al español, por ejemplo, la titulada "El problema del costo social" en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.973). Op. Cit. Págs. 392-417.

³²⁴ TURVEY, R. (1.963): "On divergences between social cost and private cost" en *Economica*, Agosto. Págs. 309-313

³²⁵ CASAHUGA, A. (1.977): "Externalidades y política pública" en *Hacienda Pública Española*, nº 46. Págs. 212-213.

³²⁶ MISHAN, E.J. (1.967): "Pareto Optimality and the Law" en *Oxford Economic Papers*, Noviembre. Págs. 255-287.

asignación inicial de derechos de propiedad tenía una importancia marginal en el resultado final. También surgieron críticas relativas al supuesto de ausencia de costes de transacción (Wellisz, (1.964)³²⁷; Baumol, (1.972)³²⁸; Baumol y Oates, (1.982³²⁹)), de hecho “Los problemas más acuciantes que se presentan en este mundo -los problemas ambientales- suelen implicar externalidades públicas”, que conllevan un gran número de individuos afectados, y con ello la presencia de un volumen importante de costes de transacción.

Por otra parte el artículo de Coase también incidía, frente a la tradición más puramente pigouviana, en el hecho de que se pudiesen dar múltiples óptimos locales, con lo cual se ponía seriamente en entredicho las prescripciones de Pigou. En ese mismo sentido avanzaron también los análisis de Baumol y Bradford³³⁰ y de Baumol³³¹.

Sin olvidar que también en el apartado de las recetas para interiorizar los efectos externos, la visión de Coase choca frontalmente con la de Pigou, se trata del enfrentamiento entre el enfoque más liberal, contrario a la intervención gubernamental, y el enfoque de la economía del bienestar, consciente del papel que puede, y debe ejercer el sector público.

³²⁷ WELLISZ, S. (1.964): “On external diseconomies and the government-assisted hand” en *Economica*, Noviembre. Págs. 345-362

³²⁸ BAUMOL, W. (1972): “On taxation and the control of externalities” en *American Economic Review*, nº 3 (LXII), Junio. Págs. 307-322. Existe versión en español con el título: “Sobre la tributación y el control de las externalidades” en *Hacienda Publica Española*, nº 46. 1.977. Págs. 225-237.

³²⁹ BAUMOL, W.E. y OATES, W.E. (1.982). Op. Cit.

³³⁰ BAUMOL, W.J. y BRADFORD, D.W. (1.992) “Detrimental externalities and non-convexity of the production set” en *Economica*, NS, XXXIX. Mayo. Págs. 160-176. Se ha empleado la reproducción de OATES, W.E. (1.992): *The economics of the environment*. Edward Elgar Pub. Hants (England). Págs. 51-67.

³³¹ BAUMOL, W.E. (1.972). Op. Cit.

Buchanan y Stubblebine³³² presentan una visión alternativa del concepto, y buscan una mejor comprensión del mismo distinguiendo entre “externalidades marginales e inframarginales, externalidades potencialmente relevantes e irrelevantes y externalidades Pareto relevantes y Pareto irrelevantes.”³³³

Para conectar con el resto de la literatura los autores del artículo comentan que el término efecto externo habitualmente usado por los economistas hace referencia a lo que ellos denominan “efecto externo Pareto relevante”. Además, explícitamente renuncian a entrar en la cuestión de la definición y separación entre “efectos externos tecnológicos” y “pecuniarios” en la que se centra la mayor parte de la literatura.

Partiendo de la formulación³³⁴ presentada en la página 174 definiremos el efecto externo *marginal* como:

$$u_{x_n^h}^i \neq 0, \text{ donde } u_{x_n^h}^i = \frac{\partial F^i}{\partial X_n^h} \quad (2)$$

mientras que existe un efecto externo *inframarginal* cuando

$$u_{x_n^h}^i = 0 \quad (3)$$

En el caso de (2) si el efecto externo es positivo el signo de la derivada también lo será, y al contrario si es negativo $\left[u_{x_n^h}^i > 0 \text{ ó } u_{x_n^h}^i < 0 \right]$, mientras que en el caso de (3) se debe verificar:

³³² BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, W.C. “Externality” en *Económica*, XXXIX, Noviembre de 1.962. Págs. 371-384. Hay traducción al español bajo el título “Externalidad” en *Hacienda Pública Española*, nº 46, 1.977. Pags. 215-224. Vid. también, BAUMOL, W.E. y OATES, W.E. (1.982). Op. Cit. Pág. 18-19.

³³³ BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, W.C. (1.977). Op. Cit. Pág. 215.

³³⁴ Dicha formulación es perfectamente compatible con la presentada en el artículo de Buchanan y Stubblebine, por comodidad seguiremos con ella, puesto que ya ha sido introducida en este trabajo.

$$u_{x_n^h}^i = 0 \text{ y } \int u_{x_n^h}^i dX_n^h > 0; \text{ ó}$$

$$u_{x_n^h}^i = 0 \text{ y } \int u_{x_n^h}^i dX_n^h < 0$$

es decir, los pequeños cambios en la actividad llevada a cabo por el individuo h no modifican el nivel de satisfacción de i , pero el efecto total de la actividad de h sí le beneficia o perjudica.

En todo caso para que un efecto externo sea *relevante* la actividad causante del mismo debe ser desempeñada por un individuo con poder para tomar decisiones. Así, ahondando en la definición, definen un efecto externo como *potencialmente relevante* cuando la actividad, en la extensión en que se lleva a cabo, genera algún deseo en el individuo beneficiado/perjudicado i de modificar el comportamiento de h . Por contra si el efecto externo no influye hasta dicho extremo en i , se dirá que es *irrelevante*.

Existe un efecto externo *potencialmente relevante* si

$$u_{x_n^h | x_n^h = x_n^h}^i \neq 0$$

Para pequeños cambios en la actividad los efectos externos *inframarginales* son irrelevantes por definición, pero no para grandes variaciones.

El siguiente y último paso en su clasificación consiste en introducir los efectos externos *Pareto-relevantes* y *Pareto-irrelevantes*. Su argumento es que el mero deseo de modificar el comportamiento de otros, empleado en la definición de *relevancia potencial*, no tiene porque implicar la capacidad de poder llevar a cabo dicho deseo. Así, se define un efecto externo como *Pareto relevante* cuando el nivel de actividad puede modificarse de manera que mejore la situación de i sin empeorar

la de *h*. Es decir, existen ganancias de intercambio. Olmeda afirma que son un caso concreto de los *relevantes* en el cual “el máximo que las partes están dispuestas a pagar sobrepasa el mínimo exigido por el generador para modificar su acción”³³⁵.

Otro importante foco de literatura es el que se generó a partir del artículo de Davis y Whinston³³⁶. En él se introduce una nueva tipología de los efectos externos, con importantes implicaciones en el análisis, tomándose en consideración exclusivamente los efectos externos tecnológicos, y se dice que pueden ser de dos tipos, *separables e inseparables*.

En este trabajo destaca la conclusión de que con efectos externos separables el esquema pigouviano es aplicable para la interiorización de los efectos externos, pero que ello ya no está tan claro, ni siquiera a nivel conceptual, en el caso de los efectos externos inseparables. De hecho Wellisz³³⁷, defensor de los postulados de Pigou, reconocía que el intento de probar la imposibilidad de desarrollar el esquema pigouviano en presencia de efectos externos inseparables había sido, potencialmente, el más fuerte ataque recibido por la teoría convencional.

La separabilidad/inseparabilidad es una condición que depende del tipo de función de costes empleado, si ésta es separable³³⁸ también lo serán los efectos externos, y al contrario si no lo es.

Baumol³³⁹ destaca del análisis de Davis y Whinston la búsqueda de una caracterización de las circunstancias en las que los costes del daño marginal son, al

³³⁵ OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 49.

³³⁶ DAVIS, O. A. y WHINSTON, A. “Externalities, welfare, and the theory of games” en *Journal of Political Economy*, nº 3 (LXX), Junio de 1.962. Págs. 241-262.

³³⁷ Vid. WELLISZ, S. (1.964). Op. Cit. Pág. 362.

³³⁸ Tal y como se suele suponer en los análisis convencionales.

menos en principio, fáciles de determinar, puesto que cuando sean inseparables la magnitud del daño marginal del generador está fuera de su control puesto que también depende del comportamiento de sus víctimas.

Es importante destacar que existe conexión entre esta categoría y la de efectos externos marginales e inframarginales. De hecho si un efecto externo es separable no caben los efectos externos marginales³⁴⁰.

Meade³⁴¹, retomando el tema, efectúa una lúcida revisión del concepto y su significación. En su análisis nos habla de efectos externos de renta real y de efectos externos redistributivos, aunque, por su definición, perfectamente podríamos hablar, respectivamente, de efectos externos tecnológicos y pecuniarios. Como nos recuerda Olmeda³⁴², este autor distingue entre un concepto amplio y uno estricto de efectos externos. El concepto restringido hace referencia, principalmente a las condiciones de variable compartida³⁴³. Pero también se pueden producir efectos externos de renta real cuando se dan problemas de *propiedad mal definida*³⁴⁴, a causa de

³³⁹ BAUMOL, W.J. "It takes two to Tango or sind "separable externalities" überhaupt Möglich?" en *Journal of Political Economy*, n° 2 (LXXXIV). 1.976. Págs. 382-387.

³⁴⁰ OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 67.

³⁴¹ MEADE, J. (1.973). Op. Cit. Meade había hecho una primera incursión en el análisis de los efectos externos a mediados de siglo, planteando las bases de la distinción entre efectos externos recíprocos y unidireccionales. Vid. MEADE, J. (1.952): "External economies and diseconomies in a competitive situation" en *Economic Journal*, LXII. Págs. 54-76. Se reproduce en ARROW, K.J. y SCITOVSKI, T. *Readings in Welfare Economics*. R.D. Irwin, Homewood, Ill. obra de la que existe traducción al español con el título: *La Economía del Bienestar*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.974. En sus páginas 235-269 se reproduce el citado artículo de Meade, bajo el título: "Economías y diseconomías externas".

³⁴² OLMEDA, M. (1.984). Op. Cit. Pág. 75.

³⁴³ MEADE, J. (1.973). Op. Cit. Págs. 27 y 29.

³⁴⁴ Op. Cit. Págs. 34. Se dice que en tal caso "hay algún recurso escaso caracterizado porque cuanto más usas tú menos queda para mí, pero donde el recurso no ha sido adscrito a la propiedad de ningún agente económico específico."

problemas de *coste de organizar mercados*³⁴⁵, y por otros motivos menos relevantes³⁴⁶.

La cuestión principal reside en determinar si el concepto de efecto externo se debe restringir a situaciones en las que se experimentan variaciones en las variables reales de los sujetos (concepción estricta) o si también deben abarcar determinadas influencias residuales sobre las variables monetarias (concepción amplia).

Meade argumenta que³⁴⁷ “En un mundo de mercados perfectos en el que no existieran efectos reales (como el ruido) que no fueran objeto de transacción en un mercado perfecto, no existirían los efectos externos”. Por contra³⁴⁸: “mientras que si existen mercados perfectos que cubran todos los bienes y servicios no se pueden dar efectos externos de *renta real*, los efectos externos *distributivos* se pueden producir incluso en un sistema completo de competencia perfecta.”

Aunque su nomenclatura es nueva, es fácil, leyendo entre líneas, ver que sus efectos externos de *renta real*, se pueden traducir por *efectos externos tecnológicos*, siguiendo la terminología más habitual, mientras que los efectos externos *distributivos*, se pueden identificar con los *efectos externos pecuniarios*.

Terminaremos este repaso de algunas de las principales aportaciones al desarrollo de la teoría de los efectos externos con la distinción de efectos externos *agotables e inagotables*, introducida por Baumol y Oates³⁴⁹. En su análisis retoman

³⁴⁵ Op. Cit. Pág. 35. En el sentido de que organizar todos los mercados necesarios para que ningún *bien* quede sin mercado representará unos costes inabordables.

³⁴⁶ Op. Cit. Págs. 40-42.

³⁴⁷ Op. Cit. Pág. 18.

³⁴⁸ Op. Cit. Págs. 20-21.

³⁴⁹ BAUMOL, W.E. y OATES, W.E. (1982). Op. Cit. Págs. 21-27. Vid. BROMLEY, D.W. (1991). Op. Cit. Pág. 73.

la idea de Bator relativa a que bastantes efectos externos participan del carácter de bienes públicos, en el sentido de su oferta conjunta. Baumol y Oates los denominan inagotables porque el aumento del consumo del bien por un individuo no reduce su disponibilidad para los otros. Comentan además que “una externalidad puede ser inagotable y satisfacer sin embargo la exigencia de exclusividad que a menudo se considera violada por los bienes públicos.”

Por su parte se dice que los efectos externos agotables son casos en que existen impedimentos institucionales que hacen imposible la fijación de precios adecuados.

3.3. LA TEORÍA DE LOS BIENES PÚBLICOS.

Una parte crucial de la teoría de los efectos externos, pero con suficiente peso como para ser analizada separadamente es la teoría de los bienes públicos. De hecho, el término ya ha salido a colación en apartados anteriores. Citando a Holterman³⁵⁰ podemos afirmar que “en la literatura sobre efectos externos, existe una tendencia a ignorar su aspecto de bienes públicos y en la correspondiente a los bienes públicos, la tendencia a identificar ambos conceptos”.

³⁵⁰ HOLTERMAN, S.E. (1.972): “Externalities and public goods” en *Economica*, nº 153 (XXXIX), febrero. Pág. 78.

Ahora vamos a proceder, de forma pareja a como se ha hecho con los efectos externos, a revisar el proceso que llevó a la consolidación de la teoría de los bienes públicos.

3.3.1. INTRODUCCIÓN.

Como ya se comentó en la introducción, la teoría de los bienes públicos surgió en Europa, previa al nacimiento de la teoría de los efectos externos. Su nacimiento fuera del ámbito económico anglosajón hizo que su luz se oscureciera con el predominio de la economía anglosajona que ha venido caracterizando el siglo XX.

De hecho, la teoría de los bienes públicos estuvo prácticamente olvidada en la buhardilla de la economía hasta que Paul Samuelson³⁵¹ la retomó y desarrolló allá por los años cincuenta.

De nuevo Olmeda³⁵² realiza un interesante sistematización de los conocimientos existentes en referencia al concepto de bienes públicos. En dicho

³⁵¹ SAMUELSON, P.A. (1.954): "The pure theory of public expenditure" en *Review of Economics and Statistics*, XXXVI. Págs. 387-389. Hay traducción al español en ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. (Eds.). (1.974): *La economía del bienestar*. Fondo de Cultura Económica, México. Págs. 227-231. Este libro a su vez es traducción del titulado *Readings in Welfare Economy*. Richard D. Irwin, Inc., Homewood (Ill.), 1.969. SAMUELSON, P.A. (1.954): "Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure" en *Review of Economics and Statistics*, XXXVII. Págs. 350-356. Existe traducción al español con el título "Exposición diagramática de una teoría del gasto público" en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.973). Op. Cit. y SAMUELSON, P.A. (1.958): "Aspects of Public Expenditure Theories" en *Review of Economics and Statistics*, XL. Págs. 332-338.

³⁵² OLMEDA, M. (1.992): *Los bienes públicos: ¿un fallo del mercado o del análisis económico?* Mimeo, Valencia, enero.

trabajo³⁵³ se establecen las principales características propias de los bienes públicos, a saber:

- 1) Oferta conjunta o consumo colectivo.
- 2) Dificultades de exclusión.
- 3) Generación de efectos externos.

3.3.1.1. La oferta conjunta.

En referencia a la oferta conjunta se destacan cuatro dimensiones a considerar. En primer lugar, el número de unidades físicas disponibles del activo. En segundo lugar, el número de servicios que una misma unidad del activo es capaz de proporcionar, puesto que hay bienes “susceptibles de utilización simultánea, sucesiva, complementaria o sustitutiva en la satisfacción de distintas necesidades”. En tercer lugar, tenemos el número de sujetos económicos que pueden utilizar el mismo servicio prestado por un activo. Para concluir con la calidad de los servicios proporcionados por el activo en cuestión.

Al respecto de esta primera cuestión se plantea³⁵⁴ que “Como escribe Head, la oferta conjunta continúa siendo una característica esencial de un bien público, pero entendida en un sentido menos extremo de que, una vez producida una unidad del bien, puede estar disponible, al menos parcialmente y en diferente grado a más de un individuo.

³⁵³ OLMEDA, M. (1.992). Op. Cit. Págs. 4-5.

³⁵⁴ Op. Cit. Pág. 9. El artículo referido en la cita es: HEAD, J.G. (1.962): “Public goods and public policy” en *Public Finance*, nº 3. Págs. 197-219. Hay traducción al español en *Revista Española de Economía*, nº 1, 1.972. Págs. 250-272.

Lo que sí está implícito, sin embargo, en la noción de oferta conjunta es el fenómeno de costes decrecientes”. En ese sentido se dice que³⁵⁵ “ las técnicas de producción de servicios colectivos se caracterizan por fuertes economías de escala, de modo que la producción de nuevas unidades del servicio se obtienen sin un incremento proporcional de los factores. Ello implica que tanto el coste medio como el marginal son decrecientes.”

3.3.1.2. Dificultades de exclusión.

Se destaca el papel de la exclusión en las transacciones de mercado. Por ello cuando la estructura de propiedad no existe o está mal establecida, la exclusión y la distribución a través del mercado resultan impracticables, difíciles, muy costosas o, incluso, indeseables. Lo cual da lugar a una de las características fundamentales de los bienes públicos, a saber, las dificultades en la aplicación del principio de exclusión a la hora de su provisión. De hecho “El grado de aplicabilidad del principio de exclusión en los bienes públicos se ha conectado con la estructura de la propiedad, con los costes de transacción y con los niveles de eficiencia.”³⁵⁶

Además, Musgrave³⁵⁷ conectó el ‘principio de exclusión’ con el tema de la no-rivalidad al afirmar que “La exclusión es inapropiada en el caso de bienes sociales porque su consumo es **no-rival**.” Es decir “...son bienes en los que la participación de A en los beneficios del consumo no reduce los beneficios obtenidos por todos los demás”.

³⁵⁵ Op. Cit. Pág. 9.

³⁵⁶ Op. Cit. Pág. 10.

³⁵⁷ MUSGRAVE, R.A. y MUSGRAVE, P.B. (1.992) *Hacienda Pública Teórica y Aplicada*. McGraw-Hill, Madrid. 5ª ed. Pág. 53.

El tema de la exclusión tiene dos caras, por un lado la tradicional: “la posibilidad o dificultad de excluir a otros consumidores del uso del bien” y por otro, y más novedosa, la cuestión de “la posibilidad o dificultad de excluirse uno mismo del consumo del bien.”³⁵⁸

En base a este planteamiento se habla de dos tipos de bienes públicos, los *bienes públicos bilateralmente no exclusivos*, que se definen como aquellos bienes en que “no puede excluirse a los demás del uso del bien ni tampoco uno tiene libertad para no usarlo (imposibilidad de rechazo).”³⁵⁹ Se dan como ejemplos, la defensa nacional o la contaminación ambiental.

Por otra parte se definen *bienes públicos unilateralmente no exclusivos*, que se caracterizan porque no puede excluirse a los demás de su uso, pero uno sí puede autoexcluirse. Se dan como ejemplos un parque, o un programa de radio.

Todas estas cuestiones son muy relevantes, puesto que al encontrarnos con bienes que no entran en el normal juego del mercado se necesitan fuentes de financiación de los mismos que reflejen las diferentes valoraciones marginales que cada uno de los individuos otorga al bien.

En los bienes públicos del tipo bilateralmente exclusivos los ajustes se deben dar vía precio, no vía cantidad, ya que el bien, una vez puesto a disposición, es consumido por todos los individuos y en cantidades homogéneas. Conviene destacar que puesto que para algunos de los individuos en lugar de un bien puede tratarse de

³⁵⁸ OLMEDA, M. (1.992). Op. Cit. Pág. 12.

³⁵⁹ Op. Cit. Pág. 12.

un mal³⁶⁰ el precio puede llegar a ser negativo, es decir, se deberá compensar al individuo.

En dicho caso “la suma algebraica de los precios-impuestos diferenciales debe ser igual al coste marginal del producto”³⁶¹, es decir:

$$\sum p_i^i = CMgQ$$

Donde $p_i^i > 0$ y si $p_i^i < 0$ es una transferencia

Por otra parte en los bienes públicos tipo unilateralmente exclusivos ninguno de los sujetos puede llegar a ser “forced raider” y por ello, aunque pueden aparecer precios nulos, no aparecerán precios negativos.

3.3.1.3. Generación de efectos externos.

Efectos externos y bienes públicos tienen una serie de características en común, como puede ser la existencia de oferta conjunta, la existencia de interdependencias directas y sin compensación entre causante y receptor, y las importantes dificultades a la hora de excluir de su disfrute a aquellos que no contribuyan a su financiación, de hecho se habla de los bienes públicos como un caso extremo de efectos externos.

Así, Seneca y Taussig³⁶², escriben: “Definimos un bien público (puro) como un caso límite, o extremo, de efectos externos”, también otros autores como Steiner³⁶³, Bator³⁶⁴ o Baumol y Oates³⁶⁵ siguen esta línea de análisis.

³⁶⁰ Pensemos en lo que pensará un pacifista de la defensa nacional.

³⁶¹ Op. Cit. Pág. 13.

3.4. LA INTERIORIZACIÓN DE LOS EFECTOS EXTERNOS

Pearce y Turner examinan a la luz de la definición del “efecto externo óptimo” los mecanismos de interiorización de los mismos. En el gráfico que se presenta tenemos en el eje vertical beneficios y costes, mientras que en el eje horizontal se expresa, en términos de unidades de producto, la producción de la empresa que genera la contaminación.

La curva BPMgN recoge los beneficios privados marginales netos, es decir la diferencia entre ingresos y costes marginales privados, frente a la curva CMgE que recoge los costes marginales externos a la empresa, es decir, refleja el valor del daño extraordinario causado por la actividad mediante la que se produce el bien Q.

En esas circunstancias “estamos en condiciones de identificar el nivel óptimo de *externalidad*. Éste se encuentra donde se produce la intersección de las dos curvas”³⁶⁶, es decir en el punto Y. Como las curvas están en términos marginales las

³⁶² SENECA, J.J. y TAUSSIG, M.K. (1974): *Environmental Economics*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.). Pág. 90.

³⁶³ STEINER, P. (1983): “The Public Sector and the Public Interest” en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.). Existe traducción al español con el título: “El Sector Público y el Interés Público” en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.).(1992) .Op. Cit. Págs. 17-60. Vid. pág. 24.

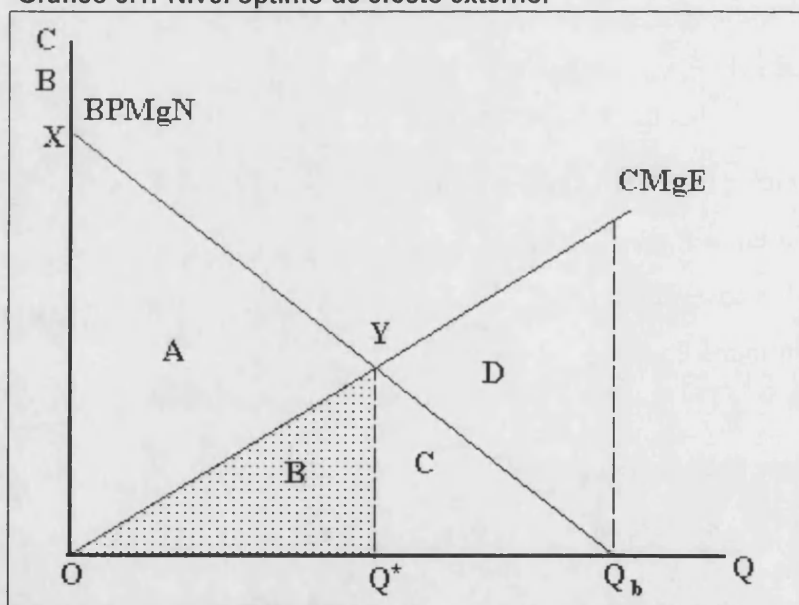
³⁶⁴ BATOR, F.M. (1973). Op. Cit. Pág. 429.

³⁶⁵ BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1982). Op. Cit. Pág. 16.

³⁶⁶ PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1990): *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, New York. Existe traducción al español con el título: *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Celeste eds., Madrid, 1.995. Pág. 95.

áreas por debajo reflejan magnitudes totales, es decir el beneficio privado neto del contaminador (XOQ_b) y el coste externo total. Si partimos de que ambos tipos de agentes tienen los mismos derechos, los contaminadores y los contaminados) el objetivo social se podría definir como maximizar la diferencia entre beneficios y costes sociales, lo cual se da en el gráfico para el área OXY . En tal caso podemos afirmar que Q^* es el nivel óptimo de actividad puesto que representa para la sociedad en su conjunto el menor coste posible, es decir el área OYQ^* , a la que se la conoce como *nivel óptimo de efecto externo*.

Gráfico 3.1. Nivel óptimo de efecto externo.



Fuente: Elaboración propia.

No hay que olvidar que el productor, sin ningún otro tipo de consideración, buscaría situarse en Q_b , donde sus beneficios son máximos (el beneficio marginal es igual a cero), aunque en dicho punto ignora los daños causados al conjunto de la sociedad.

Como ya se comentó anteriormente la mera presencia de efectos externos no implica la necesidad de actuación, sólo en los casos que hemos definido como Pareto-relevantes el efecto externo deberá ser interiorizado.

Debemos recordar, en todo caso, que no todos los autores defienden que sea la intervención pública el mecanismo más adecuado de consecución del óptimo social. Así Coase, tal y como ya hemos visto, planteó la posibilidad de que el propio mercado se bastase por sí solo para efectuar las correcciones oportunas. Comenzaremos analizando dicha posibilidad³⁶⁷.

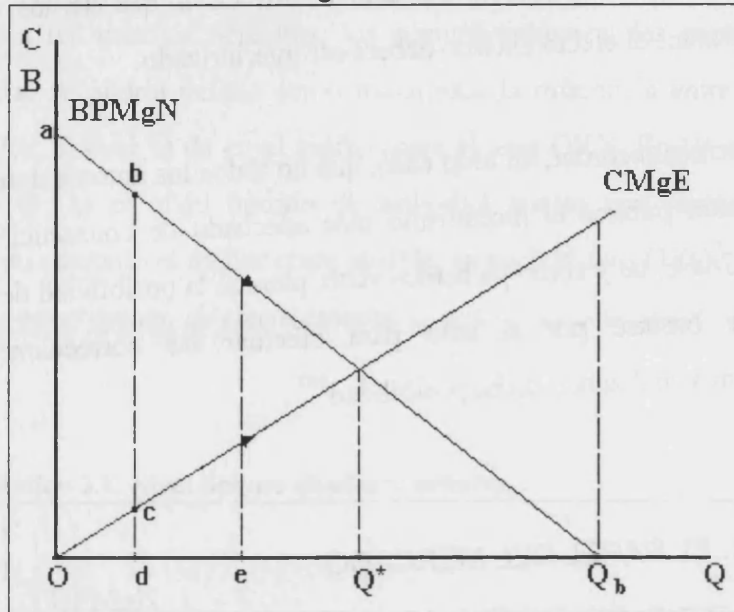
3.4.1. EL PAPEL DEL MERCADO.

Ya se ha comentado que en ausencia de regulación o de nuevas consideraciones por parte del contaminador, éste tratará de operar en Q_b para maximizar beneficios, pese a que el óptimo social se sitúa en Q^* . Por otra parte si es el contaminado quien posee los derechos de propiedad el perjudicado preferirá que no se produzca contaminación alguna.

Pero supongamos que ambas partes deciden *negociar* una situación de la que saquen mutuo provecho. Examinaremos la cuestión en el gráfico 3.2., similar al anterior. Por ejemplo supongamos que inicialmente la cuestión resida en acercarse desde O hasta el punto d, o en no hacerlo.

³⁶⁷ Vid. FRANCO SALA, L. (1.995). *Política Económica del Medio Ambiente*. Cedecs, Barcelona. Cap. II.

Gráfico 3.2. Convergencia de la solución.



Fuente: Elaboración propia.

En d , el contaminador ganará $Oabcd$ y el contaminado perderá Ocd . Dado que la diferencia es sustancial habrá margen para negociar, pudiendo *sobornar* el contaminador al contaminado con una cifra X , tal que $Ocd < X < Oacd$, que seguiría reportando un beneficio neto al contaminador, y una ganancia neta al contaminado (mejora paretiana). En cualquier caso si repetimos el razonamiento para el punto e vemos que sigue sucediendo lo mismo y también en el paso desde e hasta Q^* , tendencia que se rompe desde dicho punto.

Podemos concluir, siguiendo el razonamiento coasiano, que en determinadas circunstancias existe un *impulso natural* para llegar a Q^* . De hecho si planteáramos el análisis a la inversa, es decir partiendo de Q_b , con los derechos para contaminar en manos del contaminador veríamos como de nuevo se llegaba a Q^* . Seneca y Taussig

afirman en referencia con este enfoque³⁶⁸: “La solución de mercado ... tiene un gran atractivo, dado que parece no conllevar cambios importantes en la organización de las actividades económicas en el sector privado de la economía.”

Como ya se comentó en la primera parte de este capítulo el llamado *teorema de Coase* hizo temblar los cimientos del análisis económico convencional. No obstante, tal y como ya anticipamos anteriormente, este planteamiento adolece de series problemas prácticos y teóricos que abordaremos a continuación.

En el análisis más simple planteado por Pearce y Turner³⁶⁹, parten de una situación de competencia perfecta. En ella veíamos como el óptimo se alcanzaba allí donde:

$$\text{BPMgN} = \text{CMgE} \quad (1)$$

lo cual era equivalente a que:

$$\text{BPMgN} = \text{P} - \text{CMg} \quad (2)$$

con P= precio y CMg= coste marginal de producción de Q

así:

$$\text{P} - \text{CMg} = \text{CMgE} \quad (3)$$

ó

$$\text{P} = \text{CMg} + \text{CMgE} \quad (4)$$

donde $\text{CMg} + \text{CMgE}$ = coste marginal social (CMgS)

así, cuando:

³⁶⁸ SENECA, J.J. y TAUSSIG, M.K. (1.974). Op. Cit. Pág. 77.

³⁶⁹ PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Págs. 95-96.

$BPMgN=CMgE$, $P=CMgS$ (condición de equilibrio paretiano).

Todo lo cual lleva a que, “en los términos del enfoque de negociación, lo que se está asumiendo es que $BPMgN$ es la curva de negociación del contaminador y aporta la referencia al decidir cuanto pagar, o cuanto aceptar en compensación”. Lo que sucede es que ello no sería cierto en competencia imperfecta. En dicho caso:

$BPMgN=IMg-CMg$

donde IMg =Ingreso marginal y, además, $P \neq IMg$

con lo cual la solución negociadora se complica notablemente.

No menos importante, y consistente, es la crítica referente a la existencia de costes de transacción³⁷⁰, aunque Coase era consciente de las limitaciones de su análisis al respecto de esta cuestión.

En tales circunstancias se pueden plantear tres casos³⁷¹. Si llamamos T a los costes de transacción, B a la ganancia derivada de la negociación para la parte que carga con los costes de transacción y G al coste de la intervención gubernamental, tendríamos:

- 1.- $T < B$, en teoría la negociación se puede llevar a cabo.
- 2.- $T > B$, no se negociará. Hay margen para la regulación.
- 3.- $T > G < B$, la regulación es aconsejable y la actuación puede ser eficiente.

³⁷⁰ Vid. STIGLITZ, J.E. (1.988). Op. Cit. Pág. 237.

³⁷¹ Vid. PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Pág. 107.

Recordemos, que tal y como se comentó anteriormente la existencia de costes de transacción afecta al análisis también en otra dimensión³⁷² en el sentido de que el nivel óptimo de contaminación ya no será independiente de quien posea la titularidad de los derechos de propiedad.

Existen, además otras implicaciones adicionales para el caso de que nos enfrentemos a contaminantes acumulativos o de larga duración, en el sentido de que afectan a las generaciones futuras y estas no están ahora en disposición de negociar. E incluso, en el caso de contaminantes convencionales, será frecuente que muchos afectados desconozcan que son víctimas de un fenómeno de contaminación, o, en el mejor de los casos, lo sepan pero desconozcan quienes originan el fenómeno causado.

Aspectos más peculiares, pero no menos reseñables son los derivados de la existencia de regímenes de propiedad diferentes, como sucede con las tierras comunales. Desde la perspectiva estrictamente coasiana cada usuario del bien común contamina y es contaminado a su vez con lo cual parece tener un fuerte incentivo es situarse en su óptimo individual, lo cual deberá llevar a la consecución del óptimo social. Pero esto olvida el fuerte incentivo existente a comportarse como un “free rider” que puede aprovecharse del bien común esperando que los otros propietarios sean los que hagan el ajuste.

Otro problema que cita la literatura es el derivado del incentivo a convertirse en contaminado, especialmente si éste es quien parte de la posesión de los derechos de propiedad. Situándose en una zona donde hay un contaminador, se estaría es disposición de solicitarle una compensación.

³⁷² Vid. MISHAN, E.J. (1.967). Op. Cit.

En cualquier caso, la solución negociadora parece escapar no sólo a un buen número de los problemas ambientales más comunes³⁷³, sino, especialmente, a los nuevos problemas de contaminación de carácter global como son el efecto invernadero, el deterioro de la capa de ozono, o la misma lluvia ácida.

3.4.2. LA INTERVENCIÓN DEL ESTADO.

Hemos visto que la solución negociadora no parece salir con buen pie de un buen número de situaciones. Ello lleva a que un número considerable de autores plantee la importancia de la intervención del Estado para interiorizar los efectos externos. Así, en palabras de Stiglitz³⁷⁴: “La utilización del Estado como vehículo para resolver la externalidades tiene la ventaja de que ahorra costes de transacción (...) y de que evita los problemas del polizón *-free rider-* que plantean generalmente los bienes públicos.”

La actuación del Estado se puede incluir en distintas categorías, de hecho las taxonomías al respecto son más abundantes de lo deseable, puesto que se caracterizan por buscar la heterogeneidad y no la armonía en las definiciones. Nosotros propondremos una, que nos parece adecuadamente consistente con el resto de nuestro planteamiento.

La intervención del Estado se puede desarrollar en, al menos, tres direcciones:

³⁷³ Vid. WELLISZ, S. (1964): “On external diseconomies and the government-assisted invisible hand” en *Economica*, Noviembre. Págs. 345-362. Destaca la falta de generalidad de la solución negociadora.

³⁷⁴ Op. Cit. Pág. 238.

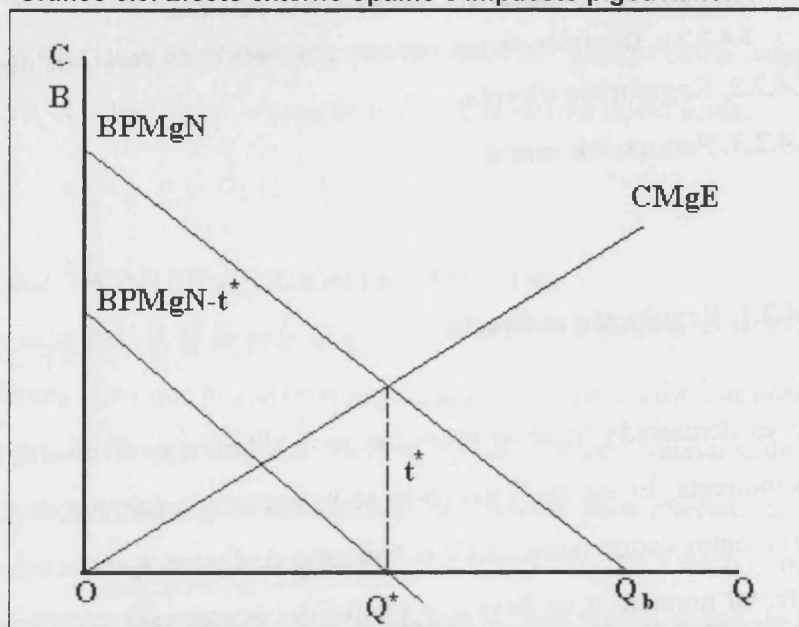
3.4.2.1. Regulación indirecta.**3.4.2.1.a. Sistemas de impuestos-subsidios.****3.4.2.2.a. Creación de mercados y asignación de derechos de propiedad.****3.4.2.2. Regulación directa.****3.4.2.3. Persuasión moral.****3.4.2.1. Regulación indirecta.**

No es demasiado habitual encontrar en la literatura referencias al término regulación indirecta. El *mercado* más bien se ha decantado por otra denominación, la de ‘instrumentos económicos’, para el conjunto de figuras que vamos a analizar. No obstante, tal nomenclatura lleva a la confusión, puesto que sus efectos son tan *económicos* como lo puedan ser los de la regulación directa. Así, en contra de la tendencia habitual hablaremos de **instrumentos de regulación indirecta** en referencia a los impuestos ambientales, las subsidios y otros sistemas de incentivos para mejora de la calidad ambiental, o la creación de mercados de permisos para contaminar.

3.4.2.1.a.- Sistemas de impuestos-subsidios.**A) Los impuestos.**

Si seguimos con el esquema gráfico planteado al comienzo de este apartado, podremos ver en el gráfico 2.6. como se alcanzaría el efecto externo óptimo mediante la utilización del llamado ‘esquema de impuestos-subsidios pigouviano’.

Gráfico 3.3. Efecto externo óptimo e impuesto pigouviano.



Fuente: Elaboración propia.

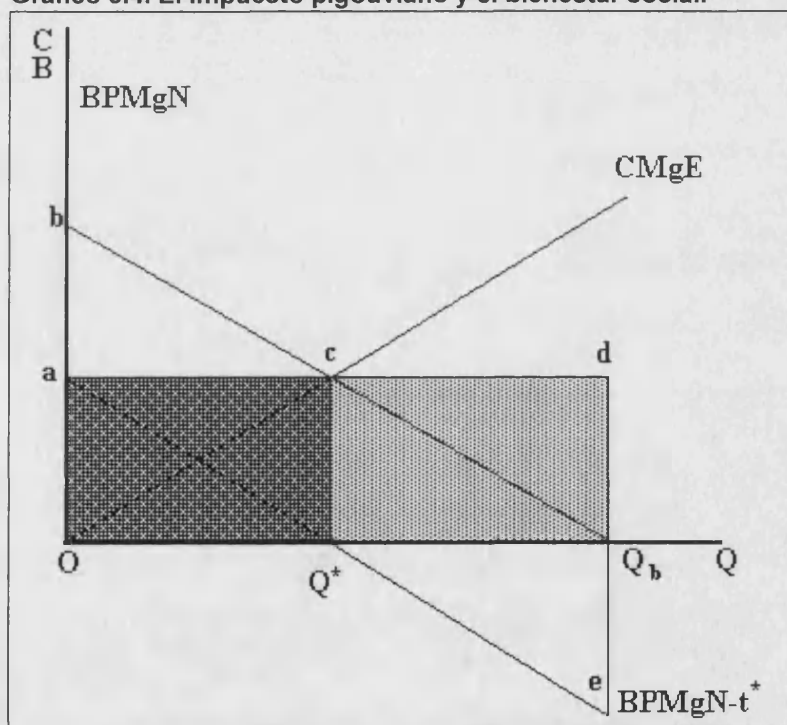
En el gráfico se puede ver que sucedería si estableciésemos un impuesto unitario sobre la producción del bien que genera la contaminación. Dicho impuesto, al que hemos denominado t^* , desplazaría a la función de beneficio privado marginal neto (BPMgN) hacia la izquierda (dado que éste se reduce en el importe t^*). Ahora el máximo BPMgN se obtiene produciendo Q^* , por ello se dice que el impuesto fijado *es óptimo*, ya que permite el alcance del óptimo social Q^* .

Para la determinación de t^* debemos conocer la función de costes marginales externos (CMgE) porque t^* es igual al CMgE en el óptimo³⁷⁵. Desgraciadamente también necesitaremos tener información sobre la función de beneficios del contaminador. Ello, como veremos en su momento, causará serios problemas de información a la hora de aplicar este tipo de instrumentos.

³⁷⁵ Vid. ANEXO 3 para una demostración matemática.

Son no pocos los autores que se preocupan de otro aspecto relativo a la imposición pigouviana. En concreto el de la importancia de la asignación de los derechos de propiedad como elemento validador o refutador del papel de los impuestos en la interiorización de los efectos externos. Siguiendo a Pearce y Turner³⁷⁶ podemos reflejar el siguiente análisis gráfico (gráfico 3.4.) al respecto de esta cuestión.

Gráfico 3.4. El impuesto pigouviano y el bienestar social.



Fuente: Elaboración propia.

En el gráfico podemos ver como previa a la intervención estatal, y si suponemos una empresa maximizadora, esta produciría en Q_b , donde ya vimos que maximizaría beneficios. Si se introdujera el impuesto óptimo t^* , por producir en

³⁷⁶ PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1.995). Op. Cit. Págs. 123 y 124.

dicho punto la empresa pagaría un impuesto: $OacQ^* + Q^*cdQ_b = abcQ^* + Q^*cQ_b$. Obviamente, dado que dicho impuesto excede notablemente de los beneficios privados, la empresa se situará en un nivel de producción Q^* . En dicho punto, tal y como hemos visto en el apartado anterior, la empresa maximizará sus beneficios pero también se maximizará el bienestar social.

El problema surge porque la empresa sigue pagando impuesto en ese punto, en concreto $OacQ^*$ (el área más oscura). ¿Está siendo doblemente penalizada? Recordemos que ha debido sacrificar ingresos al pasar de Q_b a Q^* , y aun así debe seguir pagando impuestos.

La respuesta a la pregunta depende de nuestra concepción en referencia con quién tiene los derechos de propiedad sobre el medio. Si opinamos que son de la empresa, esta doble penalización no es correcta, pero si pensamos que no es de la empresa parece lógico que esta pague por los servicios que esta obteniendo del medio, al utilizarlo como receptáculo de sus emisiones. En tal caso el impuesto que paga es el precio por utilizar el medio como insumo productivo.

Un tercer aspecto frecuente en la literatura sobre el papel de los impuestos en la interiorización de efectos externos es el referido a su papel como incentivador de la innovación tecnológica. Como sabemos los impuestos permiten que aquellas empresas que encuentren menos costoso reducir sus emisiones que pagar el impuesto emitan menos mientras que aquellas cuyos costes de reducción sean mayores que el impuesto preferirán pagar éste, alcanzándose una reducción de las emisiones eficiente, y generándose incentivos para introducir nuevas tecnologías menos contaminantes. Este último aspecto, de suma importancia, se debe a que, tal y como hemos visto, incluso en el óptimo el impuesto debe ser pagado por la contaminación que se sigue generando, dando lugar a un importante aliciente para

buscar innovaciones tecnológicas que lleven a mayores reducciones en las emisiones.

Otro de los temas recurrentes en la literatura es el del llamado *doble dividendo* de estos impuestos. Se plantea la cuestión de si los ingresos obtenidos de los impuestos ambientales constituyen un beneficio adicional derivado de su utilización y si por tanto pueden permitir la reducción de otras figuras con mayores costes en términos de distorsiones³⁷⁷. Algunos autores como Pearce³⁷⁸ así lo piensan, y han reflexionado respecto al ‘doble dividendo’ potencial de los impuestos ecológicos. En concreto en lugar de añadir un *peso muerto* (dead-weight burden) más sobre la economía mediante la generación de distorsiones, los impuestos ambientales corrigen las derivadas de los fallos en el sistema de precios a la hora de recoger los efectos externos.

De hecho hay estudios empíricos que valoran las ganancias derivadas de la aplicación de impuestos ecológicos en términos de reducción de dicho *peso muerto* concluyendo que dichos beneficios podrían llegar a ser importantes.

Al respecto, Smith³⁷⁹ destaca que el nivel óptimo de reducción de la contaminación también dependerá de la elasticidad de los ingresos fiscales con respecto al tipo de gravamen. Si un aumento marginal en el tipo de gravamen reduce los ingresos entonces será más apropiado fijar un gravamen inferior, en cuanto al nivel de reducción de la contaminación se afirma preferible que sea inferior con un instrumento que permite recaudar ingresos que con uno que no lo permita.

³⁷⁷ SMITH, S. (1.992). “Taxation and the environment: A survey” en *Fiscal Studies*, nº 4 (XIII). Págs. 21-57. Vid. Págs. 45-46.

³⁷⁸ PEARCE, D. (1.991). “The role of carbon taxes in adjusting to global warming” en *Economic Journal*, Vol. 101. Págs. 938-948.

³⁷⁹ SMITH, S. (1.992). Op. Cit. Pag. 46. Planteamiento que nos recuerda al de la celeberrima curva de Laffer.

Smith³⁸⁰ cita el trabajo de Ulph en referencia a la interpretación del significado de la expresión *doble dividendo*. En dicho trabajo Ulph³⁸¹ se pregunta si se puede esperar una reducción del exceso de carga de los ingresos fiscales al introducir un impuesto ambiental desde una situación de partida en la que no exista ninguna forma de control ambiental, además de reportar los esperados beneficios sobre el medio ambiente. Termina concluyendo que ello depende de la importancia de los ingresos que serían recaudados con el impuesto ambiental en relación con las necesidades financieras del sector público. Así, en aquellos casos en los que el sector público no tenga unas grandes necesidades de ingresos y si estos no pueden volver a ser transferidos a los contribuyentes sin un coste elevado, los ingresos acabarán constituyendo un carga para el conjunto de la sociedad³⁸². Por otra parte, cuando sí exista necesidad de recursos existirá la tendencia, por motivos recaudatorios, de reducir el efecto externo más allá de lo óptimo.

También otros autores destacan la importancia de los efectos distorsionadores de la imposición, todo ello acaba restando interés al inicial entusiasmo hacia el “doble dividendo” de los impuestos medioambientales³⁸³.

Los análisis teóricos pronto comenzaron a preocuparse por importantes deficiencias derivadas del esquema pigouviano³⁸⁴. Por ejemplo, a través de

³⁸⁰ Op. Cit. Págs. 46-47.

³⁸¹ Citado en SMITH, S. (1.992): ULPH, D. (1.992): “A note on the ‘double benefit’ of pollution taxation” en *Discussion Paper of the University of Bristol (Department of Economics)*, nº 91/309.

³⁸² No parece demasiado realista plantear en la actualidad una situación en la que el Estado no tenga problemas de financiación.

³⁸³ Vid. al respecto las opiniones bastante críticas de KNOESTER, A. y SINDEREN, J. van (1.995): “Taxation and the Abuse of Environmental Policies: A Supply-Side View” en BOERO, G. y SILBERSTON, A. *Environmental Economics*. St. Martin’s Press, New York. Págs. 36-51. O de BOVENBERG, A.L. y MOOJ, R.A. de (1.995): “Do Environmental Taxes Yield a Double Dividend?” en BOERO, G. y SILBERSTON, A. Op. Cit. Págs. 53-69.

examinar los posibles efectos de estas figuras en situaciones de competencia imperfecta. Sabido es que el nivel de operación de una industria en monopolio es inferior al de competencia perfecta. Ello suele conllevar que los costes causados al medio ambiente por este tipo de empresas sean, en idénticas condiciones, inferiores a los de las empresas competitivas. En esta misma línea Siebert³⁸⁵ examina el caso del productor monopolístico centrándose en el posible traslado del impuesto sobre los consumidores. Pero incluso en ese caso el impuesto dará la señal adecuada para que se reduzca la contaminación.

Buchanan³⁸⁶ discute estas cuestiones, y opina que el impuesto, al causar reducciones adicionales en la producción causarán más perjuicio que beneficio para el conjunto de la sociedad. No obstante, Oates y Strassman³⁸⁷ en un estudio empírico observaron que los costes de bienestar causados por la restricción de la producción de los monopolistas era pequeña y que las ineficiencias causadas por la introducción de los impuestos pigouvianos poco significativas.

Davis y Whinston³⁸⁸, al plantear la diferenciación entre efectos externos separables y no separables, provocaron serios quebraderos de cabeza a los partidarios del esquema pigouviano³⁸⁹. Recordemos que en este caso el daño

³⁸⁴ Vid. entre otros: BUCHANAN, J.M. (1.969) y BAIN, J.S. (1.973): *Environmental decay. Economic causes and remedies*. Little, Brown & Co. Boston.

³⁸⁵ SIEBERT, H. (1.987): *Economics of the Environment*. Springer-Verlag, Berlín. (3ª Ed. 1.992). Pág. 109.

³⁸⁶ BUCHANAN, (1.969). Op. Cit. Vid. también BARNETT, A.H. (1.980): "The Pigouvian Tax Rule Under Monopoly" en *American Economic Review*, nº 5 (LXX) de diciembre. Págs. 1037-1041.

³⁸⁷ OATES, W.E. y STRASSMAN, D.L. (1.984): "Effluent fees and market structure" en *Journal of Public Economics*, 24. Págs. 29-46.

³⁸⁸ DAVIS, O.A. y WHINSTON, A. (1.962). Op. Cit.

³⁸⁹ Como reconoce, por ejemplo, WELLISZ, S. (1.964). Op. Cit. Pág. 362 o el propio BAUMOL, W.J. (1.976). Op. Cit. Vid. la respuesta a este enfoque de DUSANKY, R. y KALMAN, P.J. (1992): "Externalities, welfare, and the feasibility of corrective taxes" en *Journal of Political Economy*, nº 5 (LXXX), Septiembre-October. Págs. 1045-1051.

marginal causado por el generador del efecto externo dependerá también del nivel de actividad de las víctimas. No obstante, los análisis efectuados por los seguidores de la doctrina pigouviana mostraron que los efectos externos separables eran casos poco frecuentes.

Buchanan y Stubblebine³⁹⁰, basándose en el artículo de Coase, y en una línea conectada con el análisis de Davis y Whinston, llegaron a la conclusión de que sin la eliminación de los efectos externos marginales no era posible alcanzar el óptimo mediante un sistema de impuestos/subvenciones unilaterales. Su propuesta de un sistema bilateral dio lugar también a un volumen importante de literatura³⁹¹.

Tuvo su contestación en trabajos como el de Baumol³⁹² en los que se defendían claramente las conclusiones de la tradición pigouviana. De hecho se advertía que³⁹³: “ni la compensación ni la imposición a los afectados es compatible con una asignación óptima de recursos.”

El último de los aspectos que vamos a considerar hace referencia a un aspecto que ataca gravemente a la ortodoxia pigouviana. Así en palabras de Siebert³⁹⁴: “Desde una perspectiva práctica el daño marginal difícilmente se puede determinar. Preferiblemente se debe establecer un estándar de calidad y utilizar un enfoque estándar-precio”. La idea proviene de Baumol y Oates³⁹⁵ que plantean la

³⁹⁰ Op. Cit. (1.977). Pág. 223.

³⁹¹ Vid. por ejemplo: KRAUS, M. y MOHRING, H. (1975): “The role of pollutee taxes in externality problems” en *Economica*, nº 166 (XLII), Mayo. Págs. 171-176.

³⁹² BAUMOL, W.J. (1.977). Op. Cit. Pág. 225. Vid. también KRAUS, M. (1.974): “Taxing pollutees: A comment” en *Kyklos*, nº 4 (XXVII). Págs. 884-887.

³⁹³ Op. Cit. Pág. 225.

³⁹⁴ Op. Cit. Pág. 109.

³⁹⁵ Primero en BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1.971): “The use of Standards and Prices for protection of the Environment” en *Swedish Journal of Economics*, LXXIII, de marzo. Págs. 42-54. Y más tarde en su *The Theory of Environmental Policy*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs

posibilidad de seleccionar “un conjunto de normas para un medio ambiente aceptable. Sobre la base de la evidencia empírica referente a los efectos del aire viciado sobre la salud ..., podemos decir, por ejemplo, que el contenido de *bióxido de azufre* (SO₂) de la atmósfera de una ciudad no debería exceder de un cierto x por ciento.”³⁹⁶ Además estos niveles de calidad ambiental se pueden alcanzar haciendo uso del sistema fiscal: “Los gravámenes (o precios) serían seleccionados de forma que cumplieran ciertas normas específicas de aceptabilidad, en vez de intentar basarlos sobre el valor desconocido de los daños marginales netos.”³⁹⁷

Lo mejor del enfoque de Baumol y Oates es que permite plantearse la eficiencia sin optimalidad, de hecho demuestran que este instrumento híbrido sigue verificando el teorema de minimización de costes.

En cierto sentido este último enfoque presenta importantes similitudes con el enfoque de Dales sobre los derechos negociables para contaminar. La principal de las cuales es que ambos son ejemplos de instrumentos que buscan combinar las ventajas de la regulación indirecta y las de la regulación directa.

De momento vamos a obviar no pocas cuestiones relevantes en relación con los impuestos, que se abordarán posteriormente. Algunas de ellas ya se han apuntado, como los problemas derivados de la existencia de estructuras de mercado distintas de la competencia perfecta. Otras, no, como los problemas prácticos de aplicación, diseño y control de las figuras fiscales para la protección del medio ambiente o, incluso algunas más obvias, que pronto fueron planteadas por la

(N.J.), 1.975. Existe traducción al español con el título: *La teoría de la política económica del medio ambiente*. Antoni Bosch, ed., Barcelona, 1.982. Cap. 10.

³⁹⁶ Op. Cit. Págs. 164-165.

³⁹⁷ Op. Cit. Pág. 165.

literatura³⁹⁸, como las referentes a si el gravar el bien en cuyo proceso de producción se generan los efectos externos, es la solución adecuada, o si existen mecanismos más eficientes o al menos más prácticos de corregir los problemas.

B) Las Subvenciones.

En el diseño original de Pigou las subvenciones juegan un papel simétrico al de los impuestos. Al igual que éstos, buscan cerrar las brechas generadas por los efectos externos entre costes privados y costes sociales. De hecho así como el impuesto se destina a interiorizar los efectos externos negativos, la subvención debería interiorizar los efectos externos positivos.

Es decir, si una empresa produce un determinado bien, y el coste para el conjunto de la sociedad es inferior al coste para la empresa productora, el análisis pigouviano recomendaría que se subvencionara la producción de la empresa de forma que ambos costes se igualaran.

Como ya hemos comentado en el apartado anterior no existe en la práctica ningún impuesto pigouviano, las necesidades operativas y los problemas de praxis han llevado a que el diseño efectivo de los instrumentos se aleje del modelo teórico planteado. Con las subvenciones viene a suceder lo mismo. Así, se vienen utilizando también para interiorizar efectos externos negativos. El matiz diferencial es que si con los impuestos se hace pagar al contaminador por los daños causados, con las subvenciones se le *soborna*³⁹⁹ para que no contamine.

³⁹⁸ Vid., por ejemplo, la temprana aplicación de Plott. PLOTT, C.R. (1.966): "Externalities and corrective taxes" en *Economica*, Febrero. Págs. 84-87. YOUNG, L. (1.977): "Alternative tax systems to correct for externalities and the technical options for firms" en *Economica*, (XLIV), Noviembre. Págs. 415-420.

³⁹⁹ La literatura al respecto no es nada pacata y suele denominar *bribes* (sobornos) a este tipo de figuras.

El principal obstáculo de cara a su aplicación como instrumento de política ambiental es el hecho de que parecen ir en contra del principio *quien contamina paga* que rige, desde 1972, la política ambiental de los países miembros de la O.C.D.E., y que posteriormente ha sido elegido como uno de los principios rectores de la política ambiental de la Unión Económica Europea⁴⁰⁰.

Las subvenciones, básicamente, pueden ser de dos tipos⁴⁰¹:

Subvenciones directas: Se conceden si el contaminador lleva a cabo distintos tipos de medidas para reducir su generación de contaminación, desde reducir su utilización de los insumos contaminantes, a introducir tecnologías más respetuosas con el medio ambiente.

Créditos blandos: Consisten en la aplicación de tipos de interés por debajo de los de mercado, normalmente en la financiación de acciones para mejorar la calidad del medio.

C) Impuestos pigouvianos versus subvenciones.

Ambos instrumentos muestran un incentivo similar para la reducción de las emisiones, pero existen al menos cuatro aspectos que los diferencian⁴⁰²:

⁴⁰⁰ No parece tenerlo tan claro la UEE cuando en alguno de los paquetes de políticas presentados, y que se vinculan a la gestión del medio ambiente, utilizan subvenciones para el alcance de sus objetivos.

⁴⁰¹ OPSCHOOR, J.B. y VOS, H.B. (1.989): *Economic Instruments for Environmental Protection*. O.C.D.E. París. Pág. 15. Realmente citan tres tipos, no obstante, en nuestra opinión los gastos fiscales, aunque pueden asimilarse en determinadas ocasiones a subvenciones, tienen un entidad propia que aconseja examinarlos separadamente.

⁴⁰² Vid. entre otros: SMITH, S. (1.992): "Taxation and the environment: A survey" en *Fiscal Studies*, nº 4 (XIII). Págs. 21-57.

a.-Definición de la línea de partida de la subvención.

Dado que el subsidio equivalente se ha de pagar por cada unidad de emisión reducida es necesario definir un punto de partida. Ello exige un complejo proceso para estimar que habría sucedido en ausencia de política. Una alternativa viable es la utilización de los niveles de emisión al principio de la política, pero aunque ello pueda constituir una buena aproximación inicial dejará de serlo con el paso del tiempo, además con ello se puede animar a los contaminadores a aumentar inicialmente sus emisiones para obtener posteriormente mucho más subvención.

b.-Efectos sobre la entrada y salida en la industria.

Mientras que impuestos y subvenciones pueden proveer del mismo incentivo en el margen, existen diferencias en el efecto de los mismos sobre el nivel de beneficios de los contaminadores. Ello puede afectar a la evolución a lo largo del tiempo de la estructura de la industria (las subvenciones reducen la tasa de salidas), ello puede ser beneficioso para los políticos que las introducen, en términos de aceptación, pero llevará a un nivel global de emisiones para la industria superior al deseado⁴⁰³.

c.-Gastos Públicos.

Las subvenciones aumentan los gastos públicos mientras que los impuestos recaudan ingresos y pueden permitir la reducción de otros impuestos.

⁴⁰³ BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1.982). Op. Cit. Pág. 209.

d.-Protección disimulada.

Puede suceder con las subvenciones que terminen siendo un instrumento de protección de las industrias afectadas. Es factible alterar la desdibujada línea que separa el campo de la subvención justa de la injusta y las presiones proteccionistas pueden llevar a inflar las subvenciones.

Una característica diferencial adicional la podemos encontrar en Smith⁴⁰⁴ que cita a Bovenberg⁴⁰⁵ por sus argumentos sobre cómo las subvenciones pueden, en ciertas circunstancias, ser útiles para prácticas ambientales unilaterales ya que apenas distorsionan la estructura comercial y los flujos de factores, cosa que sí puede suceder con los impuestos ambientales.

3.4.2.1.b. Creación de mercados y asignación de derechos de propiedad.

Otro de los mecanismos de intervención pública, que ha sido fruto de importantes análisis y desarrollos es el de la creación de mercados y asignación de derechos de propiedad. De entre las muy diversas posibilidades de actuación que se suelen incorporar dentro de esta categoría tiene especial relevancia la creación de mercados de permisos para contaminar.

El sistema de permisos para contaminar tiene dos objetivos básicos: en primer lugar minimizar el coste de la lucha contra la contaminación mediante la reducción

⁴⁰⁴ SMITH, S. (1.992). Op. Cit. Pág. 30.

⁴⁰⁵ BOVENBERG, A.L. (1.992): "Policy instruments for energy conservation and environmental policy in the Netherlands" en LAROUÏ, F. y VELTHUIJSEN, J.W. (Eds.) *An energy tax in Europe*. SEO F.E.R.U.A., Amsterdam. Citado en SMITH, S. (1.992).

de las emisiones más importantes allí donde son menos costosas, y por otro lado, conciliar el desarrollo económico y la protección del medio ambiente.

Se ha aplicado en los EE.UU principalmente en el campo de la contaminación atmosférica. Esta política se ha caracterizado por una transferencia parcial en la toma de decisiones sobre la concepción y ubicación de los equipos de lucha contra la contaminación, facultad que antes recaía sobre los poderes públicos y que ahora se atribuye, cada vez con más frecuencia, a las empresas.

Ese instrumento fue diseñado por el economista canadiense Dales⁴⁰⁶ y combina algunas de las características más deseables de la regulación directa con las principales ventajas de la regulación indirecta. De hecho, también se ha demostrado que cumple el teorema de minimización de costes de Baumol y Oates⁴⁰⁷.

Veamos como Dales plantea el establecimiento de su mercado de derechos para contaminar⁴⁰⁸:

“La Autoridad comienza el proceso creando un cierto número de Derechos para Contaminar, cada uno da a su propietario el derechos a verter una tonelada equivalente de desechos en las aguas durante el presente año. Supongamos que el nivel presente de contaminación es más o menos aceptable. Bajo esta presunción, si medio millón de toneladas de desechos son vertidos en el sistema acuático la autoridad emitirá medio millón de derechos. Se exigirá a todos aquellos que viertan

⁴⁰⁶ DALES, J.H. (1.968): *Pollution, property and prices*. University of Toronto Press, Toronto.

⁴⁰⁷ BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1.988): *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge. (2ª ed.). Reimpresión de 1.993. Hay que destacar que hasta esta 2ª edición el tema de los permisos no había sido abordado, en la presente se introduce un capítulo nuevo (Cap. 12) destinado por entero a comentar los sistemas de permisos ambientales. Págs. 177-189.

⁴⁰⁸ Op. Cit. Págs. 93-97.

que compren tantos permisos como necesiten; si una empresa vierte 1.000 toneladas de desechos anuales deberá adquirir 1.000 derechos.

Para poner el mercado en marcha digamos que la Autoridad decide guardarse un 5% de los derechos para permitir el crecimiento de la población y de la producción durante el primer año y, en consecuencia, pone a la venta 475.000 derechos. Dado que la demanda es de 500.000 los derechos tomarán automáticamente un precio positivo, digamos 20 centavos.

Incluso a 20 centavos por derecho algunas empresas encontrarán rentable tratar sus residuos en lugar de verterlos o deshacerse de ellos sin necesidad de verterlos al agua. Con ello reducirán el número de permisos que deberían adquirir y cuando el precio haya aumentado lo suficiente para reducir la demanda en 25.000 derechos el mercado estará en equilibrio. Con el transcurso del tiempo sería de esperar que creciera la población y la industria lo cual daría lugar a un aumento de la demanda de derechos, y dado que el número de derechos emitidos por la Autoridad no se puede aumentar su precio aumentaría con lo cual también lo haría el incentivo para los contaminadores de tratar y reducir sus vertidos y por tanto de reducir el número de derechos a adquirir.”⁴⁰⁹

No termina aquí Dales el desarrollo del instrumento y trata de tener en cuenta un buen número de eventualidades, en todo caso la realidad casi siempre termina superando a la ficción, y el diseño de Dales se tuvo que readaptar varias veces para permitir que funcionara adecuadamente sin crear excesivos problemas de aplicación.

⁴⁰⁹ DALES, J.H. (1.968). Op. Cit. Págs. 93 y 94.

En ese sentido algunas de las aplicaciones, como la del Río Fox en Winsconsin, resultaron un completo fracaso⁴¹⁰, en seis años sólo se produjo una venta de permisos, con un ahorro de costes despreciable respecto de la situación previa con regulación directa.

Veremos que sistemas se desarrollaron para lograr un funcionamiento mejor del sistema de permisos negociables para contaminar.

En primer lugar, ya en 1.974, se desarrolló el sistema denominado *netting* o sistema de emisiones netas. Este sistema permitía a una empresa crear un nuevo foco de emisiones en una planta evitando, a su vez, los límites más restrictivos que eran de aplicación a las nuevas fuentes. Para ello sólo se exigía una reducción equivalente a las emisiones del nuevo foco de otro foco de la planta.

Al tratarse de una reducción de emisiones dentro de una misma planta se clasificó a este sistema como de *internal trade*, destacando la vertiente de comercio interior a la propia firma.

El siguiente sistema introducido fue el *offsetting* o sistema de compensación. Fue planeado para su aplicación en la áreas en las que no se cumplían los límites de emisión establecidos, y su objetivo era evitar el declive económico de estas zonas. El sistema autoriza nuevas plantas en la zona sólo si sus emisiones son compensadas (o sobrecompensadas) por reducciones en otras fuentes de la zona. Los permisos

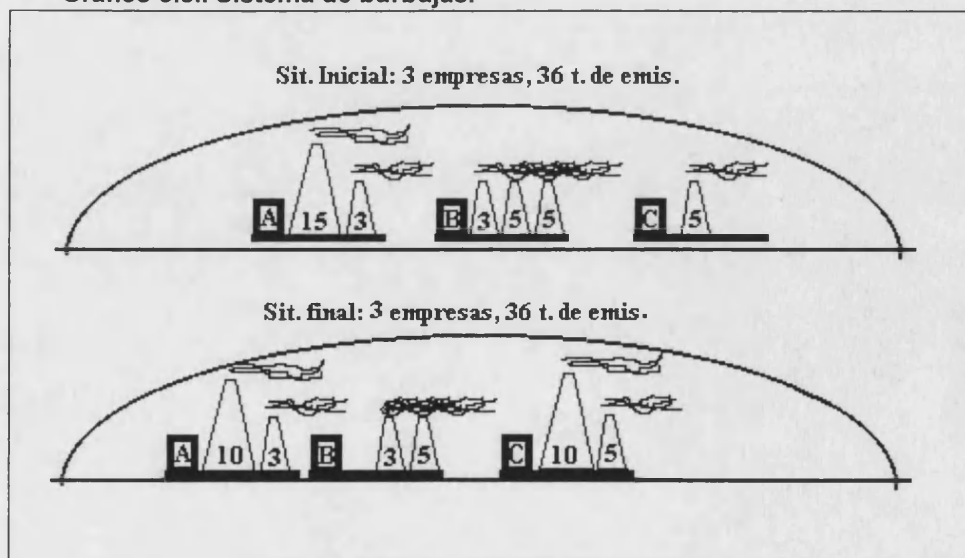
⁴¹⁰ Vid. HAHN, R.W. (1.989). Op. Cit. Págs. 97 y 98, y especialmente ONEIL, W., DAVID, M., MOORE, C. y JOERES, E. (1.983): "Transferable discharge permits and economic efficiency: The Fox river" en *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 4 (10) de diciembre. Págs. 346-355.

pueden obtenerse tanto mediante *internal trading* como mediante *external trading*, es decir tanto de la propia firma como adquiridos en otras empresas.

El sistema de *bubbles* o burbujas, introducido en 1.979, fue considerado por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (EPA) como el eje central de su programa de permisos negociables. Permite a una empresa sumar los límites individuales de emisión para un determinado contaminante y ajustar los niveles de control entre las fuentes siempre que no se exceda el límite agregado. Sólo se aplica para plantas ya existentes, aunque permite *internal* y *external trade*.

En el gráfico 3.5. que se reproduce a continuación podemos ver como el planteamiento consiste en permitir las modificaciones considerando a las plantas situadas en una determinada zona como dentro de una burbuja, las plantas ya existentes pueden modificar sus emisiones siempre que no se exceda el límite global de la burbuja.

Gráfico 3.5.. Sistema de burbujas.



Fuente: Elaboración propia.

Por último, junto con las burbujas se diseñó el sistema denominado *banking*, como su nombre indica consiste en la creación de una especie de banco donde las empresas pueden guardar sus *ahorros* de reducción de emisiones para usarlas en el futuro.

Los cierto es que los permisos negociables han dado lugar a un notable ahorro de costes en el alcance de los límites de emisiones fijados, pero la gran mayoría del ahorro se ha debido al llamado *internal trading*, es decir a intercambios dentro de plantas pertenecientes a una misma empresa. En palabras de Hahn⁴¹¹: “Los elevados costes de transacción asociados con las transacciones externas han inducido a las empresas a evitar dicha opción en favor del intercambio interno o incluso de la ausencia de todo intercambio”.

A) Impuestos sobre la contaminación versus permisos negociables.

En la elección de un instrumento es importante el impacto de la incertidumbre. Allí donde la política se puede basar en información completa sobre los costes y beneficios del control de la contaminación, se puede alcanzar un nivel óptimo elegido de contaminación tanto usando instrumentos basados en el control de las cantidades como aquellos basados en los precios, pero aparecen diferencias importantes cuando existe incertidumbre⁴¹².

Así, un sistema de permisos negociables garantiza la reducción cuantitativa en la contaminación pero a un coste incierto, mientras que los instrumentos basados en precios, como los impuestos, tienen un efecto incierto sobre la cantidad de

⁴¹¹ Hahn, R. (1.989). Op. Cit. Págs. 101.

⁴¹² Vid. WEITZMAN, M.L. (1.974): “Prices versus Quantities” en *Review of Economic Studies*, XLI. Págs. 477-471. Reproducido en OATES, W.E. (1.994). Op. Cit. Págs. 117-131.

emisiones, pero al menos fijan el coste marginal del control de las emisiones para los contaminadores.

La elección entre un tipo u otro de instrumento se efectuará en base a lo que sea considerado más importante, si los errores en términos de costes de control de las emisiones o la incertidumbre respecto de la reducción de la contaminación.

Además, la experiencia práctica muestra otro problema, en concreto el referido a la eficiencia del mercado de permisos. Éste ha tendido a ser débil y la oferta de permisos para negociar escasa⁴¹³. Además, Smith⁴¹⁴ recuerda que en la literatura existe la opinión bastante generalizada de que la negociación de permisos tampoco se dará a un nivel eficiente si los contaminadores son grandes empresas y pueden afectar el precio al que se negocian. En ese mismo sentido también se suele advertir del riesgo de que las asignaciones iniciales puedan dar lugar a barreras a la entrada de nuevas empresas en el mercado.

Un elemento importante y que afectará a la utilización de un tipo u otro de instrumento es la cultura política. Es decir, la tradición a la hora de utilizar alguno de los mecanismos. Así, en Europa, la utilización de permisos no ha dejado de ser algo marginal y en países muy concretos⁴¹⁵, todo lo contrario de lo que ha sucedido en Estados Unidos, donde la práctica se ha venido mostrando contraria a la utilización de los impuestos ambientales⁴¹⁶.

⁴¹³ Vid. entre otros HAHN, R.W. (1.989): "Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders" en *Journal of Economic Perspectives*, nº 2 (III). Págs. 95-114.

⁴¹⁴ SMITH, S. (1.992). Op. Cit. Pág. 32.

⁴¹⁵ Hay por ejemplo un caso en Alemania, en el que los permisos buscan el control de los vertidos en el agua. Vid. sobre el argumento de la cultura política HAHN, R.W. (1.989). Op. Cit. Pág. 111.

⁴¹⁶ Vid. entre otros muchos TIETEMBERG, T. (1.992): "Reforma reguladora en el control de la contaminación del aire: el papel del análisis económico" en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. Op. Cit. Págs. 527-543.

Por otra parte los permisos tienen el atractivo de poder ser introducidos sin aumentar excesivamente la carga financiera sobre los contaminadores existentes mediante el sistema de "grandfathering"⁴¹⁷.

En épocas de crecimiento los permisos tienden a imponer costes superiores al coste óptimo de reducción de la contaminación, por su parte los impuestos, si no se ajustan adecuadamente, pecan de lo contrario, de permitir un deterioro excesivo del medio ambiente, sin olvidar el papel distorsionador que juega la inflación sobre los mismos⁴¹⁸.

3.4.2.2. Regulación directa.

Los controles directos son el método de intervención estatal más extendido, entre otros motivos por ser "una estrategia fácilmente comprensible por el público"⁴¹⁹.

Victor⁴²⁰ destaca el carácter equivalente de ambas medidas, cuando la generación de contaminación por encima de los límites establecidos lleve a que se multe al infractor de la normativa, aunque evidentemente las causas por las que se ponen una multa o se establece un impuesto son distintas. En cualquier caso ambos

⁴¹⁷ Distribución gratuita de permisos para los contaminadores existentes

⁴¹⁸ HARRINGTON, W. y KRUPNICK, A.J. (1981): "Stationary source pollution policy and choices for reform" en PESKIN, H.M., PORTNEY, P.R. y KNEESE, A.V. *Environmental regulation and the U.S. economy*. Johns Hopkins U.P., Baltimore. Págs. 105-130. Vid. Págs. 127-129.

⁴¹⁹ GONZALEZ FAJARDO, F.(1987). "Estrategias reguladoras de política ambiental: controles directos versus impuestos" en *Hacienda Pública*, nº 104. Pág. 163.

⁴²⁰ VICTOR, (1974). Op.Cit. Pág. 50 y 51.

instrumentos buscan un mismo objetivo básico, la interiorización de un efecto externo.

Hay que resaltar que impuestos y regulación directa no son medidas incompatibles, sino más bien al contrario. Los controles directos pueden ser un complemento adecuado para un sistema de impuestos destinado al alcance del óptimo medioambiental, puesto que cubren las principales carencias de los impuestos. Es decir, son flexibles, y de rápido establecimiento y eliminación.

Debemos recordar que los impuestos proporcionan un mayor incentivo que la regulación directa para la reducción de las emisiones. Ya que con ésta, la empresa tenderá a contaminar el máximo permitido, mientras que con los primeros tendrá incentivo para reducir la emisión de contaminantes en su búsqueda de minimizar costes, y por tanto invertirá en tecnologías que reduzcan las emisiones.

Se puede argumentar que la regulación directa, es decir, la fijación de niveles máximos de emisiones, es menos problemática en cuanto a su administración, y por tanto representa menos costes para el Estado, pero en cualquier caso ello dependerá del diseño adecuado de un mecanismo de control de las emisiones. No olvidemos que los niveles máximos de emisión se han mostrado hasta el momento poco efectivos para el objetivo de reducción de la contaminación, y ello, pese a sus bajos costes, es una señal negativa en cuanto a su utilización.

Además, los controles directos se basan en la obligación de los agentes económicos de cumplir las leyes sin considerar los mecanismos económicos. Se trata de instrumentos de carácter administrativo que no toman en consideración los criterios de eficiencia y optimalidad económica o social.

Existen dos tipos de controles directos⁴²¹ :

1. Los basados en la regulación del grado de contaminación, en los cuales se prohíbe a las empresas traspasar un determinado nivel de emisiones.
2. Aquellos en los que el Estado regula el proceso de producción, bien forzando el uso de determinados elementos o técnicas productivas, bien prohibiéndolos.

Siempre que sea viable, el primer sistema parece preferible, pero los costes administrativos del segundo suelen ser notablemente inferiores.

Eso sí, los estándares de emisión, a causa de la práctica imposibilidad de obtener información individual de costes y beneficios de las distintas empresas, terminan fijándose uniformemente, haciéndose caso omiso de las diferencias en los costes marginales de control de la contaminación, dando lugar a un resultado más pobre de lo que teóricamente sería de suponer⁴²² .

Es habitual argumentar en favor de los controles directos, frente a los impuestos sobre emisiones, que aquellos son más 'justos', en el sentido de que si la administración decide una determinada reducción de las emisiones de un agente contaminante en concreto todos los contaminadores se verán obligados a efectuar dicha reducción.

⁴²¹ STIGLITZ, J.E. (1.988). *La economía del sector público*. Antoni Bosch Edit., Barcelona. Págs. 245 y 246.

⁴²² Como destaca GONZALEZ FAJARDO ((1.987). Op.Cit. Pág. 166.) "si los estándares no pueden adaptarse a las condiciones específicas de cada contaminador,(...), se corre el riesgo de lograr una calidad medioambiental determinada a un coste mayor para la sociedad en su conjunto que mediante otros instrumentos".

Pero realmente este argumento peca de excesiva simplicidad. Dado que los costes de reducir la contaminación varían según empresas, y para algunas reciclar o efectuar otros tipos de ajustes en su sistema productivo es muy sencillo, pero para otras no. Desde este punto de vista lo que sería mas 'justo' sería distribuir las cuotas de emisión de forma que el coste unitario de reducción para cada empresa fuera igual.⁴²³

Asimismo destaca González Fajardo⁴²⁴ que desde el punto de vista asignativo también son superiores los impuestos a los controles directos, dado que el coste social de reducir la contaminación es muy superior con la regulación directa que los impuestos. Concretamente, con los impuestos, las empresas con un menor coste de reducción de las emisiones reducirán éstas más que las empresas con altos costes. Con ello se produce un ahorro de recursos que beneficia al conjunto de la sociedad⁴²⁵.

Una ventaja de las regulaciones directas frente a los impuestos es su mayor aceptabilidad. De hecho, todas las virtudes relatadas y otras que posteriormente se añadirán no han bastado para hacer a los impuestos medioambientales atractivos para el público y los políticos. Ello pese a que las regulaciones exigen un mayor gasto público para su administración, frente a los impuestos que incluso pueden proporcionar mayores ingresos públicos⁴²⁶.

⁴²³ Op.Cit. Pág. 167.

⁴²⁴ Op.Cit. Págs. 167 y 168.

⁴²⁵ BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1982). Op. Cit. Págs. 169-174. Estos autores desarrollaron matemáticamente el llamado *teorema de minimización de costes*: "para alcanzar cualquier vector dado de producciones finales, junto con el nivel de calidad ambiental especificado, la utilización de impuestos unitarios (...) ... permitirá la obtención del vector de producción especificado, al mínimo coste para la sociedad".

⁴²⁶ Aunque, evidentemente, este no debería ser su principal objetivo.

3.4.2.3. Persuasión moral.

La teoría de los efectos externos destaca el carácter involuntario de las acciones que los generan. Desde este punto de vista podemos decir que en la generación de efectos externos la falta de información juega un papel crucial. En ese sentido se habla de persuasión moral cuando el Estado actúa proporcionando información a contaminadores y contaminados para que estos lleven a cabo modificaciones en los procesos económicos en los que participan.

En ese sentido la educación ambiental, la publicidad ambientalmente sensible, la publicación y publicitación de informes sobre la situación del entorno, los problemas que tiene y quien los causa, es un paso imprescindible para facilitar la desaparición de un buen número de efectos externos. Obviamente, la introducción de información no bastará siempre para resolver los problemas, y este tipo de medidas deberá ir acompañada de otros tipos de instrumentos de los ya comentados.

3.4.3. A MODO DE RESUMEN.

Como hemos podido comprobar, la literatura, que no la praxis, parecen decantarse claramente por los instrumentos de regulación indirecta. De entre ellos impuestos y permisos negociables para contaminar resultan los más favorecidos por las semblanzas efectuadas. Ambos instrumentos, en condiciones ideales parecen ser óptimos para el alcance de objetivos ambientales con un coste mínimo.

En la práctica ambos se alejan de las figuras *ideales* que se pueden encontrar en los textos y aunque, en general, siguen siendo instrumentos más coste-efectivos que la regulación directa para el alcance de los objetivos ambientales, muchas de sus ventajas teóricas se diluyen.

Tal y como se ha afirmado, la cultura política muestra una predominancia de los impuestos en los países europeos de la O.C.D.E. y Japón, frente a un mayor peso de los permisos en Norteamérica. Y fundamentalmente será este elemento de tradición y cultura política el que nos lleva a decantarnos por la utilización de los impuestos como elemento central de la política de lucha contra la lluvia ácida, puesto que el resto de ventajas/desventajas comparativas entre ambos da lugar a resultados ambiguos.

En consecuencia, a continuación comenzaremos examinando, ya más en profundidad, el papel de los *tributos ambientales*, puesto que hablar sólo de impuestos resulta una simplificación inaceptable.

Lo anterior no viene a significar que las medidas tipo regulación directa o persuasión moral pasan a ser ignoradas, puesto que su ayuda puede ser imprescindible para el alcance de nuestros objetivos, eso sí el peso de los ajustes se llevará a cabo mediante la aplicación de instrumentos de regulación indirecta, en base a los múltiples argumentos favorables que se han esgrimido en las páginas anteriores.

3.5. LOS TRIBUTOS Y LA PROTECCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE.

3.5.1. CLASIFICACIÓN.

De entre los instrumentos fiscales destacaremos al menos tres grupos que pueden ser utilizados con la finalidad de proteger el medio ambiente. A saber: los tributos, las subvenciones y los gastos fiscales.

Por lo que se refiere a los tributos nuestro ordenamiento jurídico no los define pero sí los clasifica⁴²⁷ y dice que pueden ser de tres tipos: impuestos, tasas y contribuciones especiales. Ninguno de ellos cae dentro de la esfera de la voluntad individual, es decir los tres son ingresos obtenidos coactivamente, pero tienen características que los diferencian. Así en las tasa y contribuciones especiales existe una relación de contraprestación entre el Estado y el contribuyente que los paga. En concreto las tasas se destinan, por regla general, a financiar gasto en consumo corriente y las contribuciones gastos en inversión. Por su parte, los impuestos no tienen dicho carácter de contraprestación directa e individualizada, simplemente se recaudan en función de determinados parámetros⁴²⁸ para financiar el conjunto del presupuesto del Estado o del ente que los recauda.

⁴²⁷ Ver al respecto la Ley 230/1.963, de 28 de Diciembre, General Tributaria (B.O.E. del 31 de Diciembre de 1.963). En su artículo 26 establece los distintos tipos de tributos.

⁴²⁸ Es en el establecimiento de dichos parámetros donde comienzan los problemas de cara a la utilización de impuestos con objetivos medioambientales, puesto que en el artículo 26 de la Ley General Tributaria se establece como principio rector de los impuestos en nuestro sistema tributario al principio de la capacidad de pago. Ello lleva a la necesidad de modificar dicho artículo, conforme a las reformas que se han llevado a cabo en otros países europeos para

Al respecto de la anterior discusión es importante hacer ver que el carácter de no contraprestación⁴²⁹ propio de los impuesto no impide su afectación a partidas concretas, hecho este que suele ser objeto de confusión.

Adicionalmente vamos a introducir una cuestión de tipo terminológico que puede ser interesante de cara a la resolución de habituales confusiones. Dentro de los instrumentos económicos para la protección del medio ambiente es habitual encontrar referencias a los cánones ecológicos, dichas referencias se han hecho más habituales tras la instauración del *canon* ecológico sobre el agua⁴³⁰. Desafortunadamente, cuando algunos autores definen el canon⁴³¹ recogen de forma muy aproximada la definición de tasa que introduce la Ley General Tributaria⁴³².

acomodar los impuestos ambientales dentro de sus estructuras fiscales, o, en caso contrario, a hablar de tasas ambientales. Supondremos desde ahora, que la tendencia lógica sea a corregir esta definición de la LGT y denominaremos impuestos a los instrumentos que vamos a comentar, buscando la homogeneidad terminológica.

⁴²⁹ De nuevo este es un campo objeto de controversia, puesto que la afectación de los ingresos de los impuestos ambientales puede llegar a ser una especie de contraprestación si se aceptan las propuestas existentes respecto de que los ingresos de este tipo de impuestos deberían volver, a través de distintas vías, a los agentes que los han pagado (por ejemplo a través de subvenciones).

⁴³⁰ Se hace referencia al **canon de regulación** recogido por la Ley 29/1.985, de Aguas, de 2 de Agosto. Hay abundantes figuras más dentro de la esfera de la tributación del agua, tanto a nivel nacional, como a nivel de las diferentes autonomías. Vid. HIGÓN, F.J. y GRANELL, R. (1.996): "La fiscalidad de las aguas: el recibo del agua potable para usos domésticos" comunicación presentada en el 3^{er} *Encuentro de Economía Pública*. Sevilla, Febrero.

⁴³¹ O.C.D.E. (1.993): *La Fiscalidad y el Medio Ambiente*. O.C.D.E.-Mundi Prensa, París. Págs. 101 y 102.

⁴³² El *Diccionario Manual de la Academia Española de la Lengua* introduce, entre otras acepciones para la palabra canon, la siguiente: Percepción pecuniaria convenida o estatuida para cada unidad métrica que se extraiga de un yacimiento, o que sea objeto de otra operación mercantil o industrial; como embarque, lavado... Es decir este término tiene un significado concreto, relacionado con la extracción de minerales, María Moliner refleja su extensión a otros campos (Vid. MOLINER, M. *Diccionario de Uso del Español*. Gredos, Madrid, 1.983. Vol I. Pág. 494): "Se aplica en ciertos casos particulares a una renta o cantidad que se paga periódicamente a cambio del disfrute o uso de una cosa propiedad de alguien, particularmente del Estado, como reconocimiento de esa propiedad.", pero es poco apropiada su utilización a nivel académico y más cuando se hace tanto usurpando el significado fiscal del término tasa como el de precio público (Vid. Ley 7/1.989, de 13 de Abril, de Tasas y Precios Públicos. BOE de 15 de Abril). Otros autores coinciden con nuestra crítica a la utilización del término (Vid. HIGON TAMARIT, F.J. y ROIG COTANDA, J.M. (1.993): "Impuestos verdes: ¿Impuestos propios de las Comunidades

Consecuentemente, emplearemos la palabra tasa cuando nos refiramos a lo que los textos denominen canon.

También, son habituales las confusiones entre la utilización de los términos tasa e impuesto⁴³³, a los efectos de este trabajo emplearemos como criterio guía para la utilización de uno u otro término el hecho de la existencia de un carácter de contraprestación o no en las exacciones coactivas introducidas por el Estado o cualquier otro ente público.

Básicamente, dentro de la utilización del sistema tributario para la protección del medio ambiente se presentan tres tipos de opciones para aquellos que diseñan las políticas ambientales. En primer lugar la utilización de las tasas. Éstas, cuando se utilizan con dicha finalidad, pueden ser de alguno de los siguientes tipos⁴³⁴:

Tasas de vertido: Pagos sobre los vertidos efectuados, calculados en función de la cantidad y/o calidad de los contaminantes vertidos.⁴³⁵

Autonomas?" en *2^a Congrés D'Economia Valenciana*. Comunicacions, Tomo III, Conselleria d'Economia i Hisenda, Valencia, Abril. Pág. 317; ARRIETA MARTINEZ DE PISON, J. (1.991): *Regimen Fiscal de las Aguas*. Civitas, Madrid. Pág. 31; y CARBAJO VASCO, D. (1.993): "La imposición ecológica en España. El caso de la fiscalidad de las aguas." en *Impuestos*, nº 21 de Noviembre. Págs. 15 y 16).

⁴³³ Confusión básicamente debida a la utilización que se hace en inglés del término "tax", que se usa indiferentemente para referirse a tasa o a impuesto en menoscabo del término "impost", apenas empleado.

⁴³⁴ OPSCHOOR, J.B. Y VOS, H.B. (1.989): *Economic Instruments for Environmental Protection*. O.C.D.E., París. Págs. 14 y 15; y O.C.D.E (1.993) Op. Cit. Págs. 29 y 30. En esta última obra se produce la ya citada confusión en la utilización del término canon.

⁴³⁵ Es importante de nuevo recordar la confusión citada entre impuestos y tasas que se produce en casos como éste. Tal y como se comentó la tasa va asociada a una contraprestación, por lo tanto la tasa de vertidos sólo tiene sentido si el sector público la cobra en concepto de la cesión de su dominio sobre el medio ambiente a los contaminadores para que lo usen como un vertedero, o más correctamente, si la tasa se cobra para financiar los servicios de recuperación del medio, de tratamiento de los residuos y de corrección de los daños causados. Desgraciadamente, en este caso no tiene mucho sentido que sea meramente la cantidad y/o calidad de los contaminantes lo que determine la base fiscal, y se puede incluso llegar, como en el caso del "canon" valenciano de

Tasas por servicios: Se trata de pagos que se destinan a financiar los costes del tratamiento colectivo o público de los desechos.

Tasas sobre productos: Se aplican por la utilización como insumo o por el consumo final de determinados productos que contaminan. De nuevo sólo tienen sentido si se aplican en función de los costes del reciclaje y recuperación de los daños causados, en caso contrario de nuevo se usa de forma incorrecta el término tasa.

Tasas administrativas: Se pagan como respuesta a servicios obtenidos de la administración, que pueden ir desde la existencia de un servicio de inspección, a los cobros efectuados por la solicitud de licencias o permisos, o la presentación de documentación requerida,...

En segundo lugar, también se pueden utilizar los impuestos para proteger el medio ambiente, aunque este aspecto lo examinaremos con posterioridad. Y el tercero de los instrumentos que queremos comentar, y que se puede basar tanto en nuevas figuras fiscales, como en el aprovechamiento de algunas de las tradicionales, es la "discriminación impositiva"⁴³⁶. Ésta, consiste en establecer diferenciales impositivos (positivos o negativos), por ejemplo, en los tipos de gravamen, entre determinados tipos de productos altamente substitutivos, en función de que sean más o menos perjudiciales para el medio ambiente. Uno de los casos paradigmáticos y con mayor utilización, es la diferenciación en la imposición sobre las gasolinas entre

saneamiento de aguas (Vid. HIGON y ROIG, Op. Cit.) a que se utilicen indicadores muy toscos para la determinación de los pagos.

⁴³⁶ "Tax differentiation".

aquéllas que contienen plomo y las que no lo contienen, estas últimas se enfrentan a un menor gravamen.

3.5.2. GASTOS FISCALES.

Inextricablemente unidos a los tributos ambientales, y en general a todo tipo de tributos, nos encontramos con los gastos fiscales, es decir beneficios fiscales, aplicados generalmente en las bases o cuotas de determinados tributos (generalmente impuestos) y que reportan la exención de tributación de determinados rendimientos o la reducción/deducción de determinados gastos.

De nuevo determinados autores ponen en duda su aplicabilidad en materia ambiental al asimilarlos a las subvenciones, y por lo tanto no estar permitidos por los principios rectores de la política ambiental de la Unión Económica Europea. No obstante hay que decir que en la práctica existen en bastantes países, fundamentalmente articulados como amortizaciones aceleradas o deducciones por inversiones en tecnología respetuosa con el medio ambiente, y que pueden jugar un papel nada despreciable en la transición entre el actual sistema fiscal y un sistema fiscal que tenga en mayor consideración al medio ambiente.

Lo cierto es que hasta el presente los gastos fiscales que existen en las figuras tributarias tradicionales más bien tienden a incentivar comportamientos perjudiciales para el medio, por ello hay una tendencia generalizada a reducir aquellos que fomentaban, por ejemplo, el alejamiento entre el centro de trabajo y la residencia, o la utilización de los medios de transporte privado para los desplazamientos laborales.

3.5.3. LOS IMPUESTOS AMBIENTALES

Como hemos podido ver son instrumentos especialmente para la lucha contra la contaminación. Ello se debe a una serie de características, como pueden ser el hecho de generar comportamientos eficientes, significar un poderoso incentivo para la continua reducción de las emisiones de contaminantes y un importante incentivo para la innovación tecnológica. Por último se suele destacar lo que se ha venido a llamar su "doble dividendo": los tributos son una fuente de financiación del Sector Público pero por su naturaleza distorsionan el proceso de toma de decisiones de los agentes, en el caso concreto de los impuestos ambientales esta distorsión llevará hacia comportamientos más beneficiosos para el entorno.

Un elemento básico de cara a garantizar la eficacia de los impuestos es la elasticidad precio de la demanda de los bienes gravados. Así, un impuesto correctamente diseñado, sólo alcanzará sus objetivos si el tipo de gravamen causa un cambio de comportamiento por parte de los sujetos pasivos. De esta forma, cuando nos enfrentemos a situaciones en las que la demanda sea poco elástica a cambios en los precios, parece que los instrumentos como los impuestos exigirán la aplicación de elevados tipos de gravamen para alcanzar los resultados deseados.

Los impuestos se pueden diseñar de múltiples formas buscando resolver distintos problemas. No obstante podemos clasificar los impuestos con objetivos ambientales en tres grupos:

- A) Impuestos sobre la utilización de insumos contaminantes ("input taxes").
- B) Impuestos sobre la producción ("output taxes").

C) Impuestos sobre las emisiones de contaminantes ("emission taxes").

1. Impuestos sobre la producción (*Output taxes*).

Esta es la propuesta tradicional de impuesto medioambiental. En concreto esta propuesta proviene de Pigou (1920) que en su libro *Welfare Economics* constató como en determinadas circunstancias existía una brecha entre los costes marginales privados de las empresas y los costes marginales sociales que se originaban como resultado de los procesos productivos que llevaban a cabo.

Para resolver dicha circunstancia Pigou proponía la introducción de un impuesto/subvención uniforme sobre la producción del bien que generaba la discrepancia⁴³⁷. En el caso de que los costes sociales excediesen a los privados el impuesto era el elemento que permitía interiorizar los efectos externos, mientras que cuando los efectos externos se debían a un exceso de los costes privados sobre los sociales el mecanismo apropiado era la subvención⁴³⁸. El resultado de dicha introducción era la reducción del output contaminante y por tanto el cierre de la brecha entre costes privados y sociales.

Esta primera aproximación al papel de los impuestos para proteger el medio ambiente debe de ser destacada en cuanto a su papel pionero, y también en cuanto a la sencillez de su planteamiento, pero es bastante evidente que sus resultados sólo serán óptimos cuando la única forma de reducir la contaminación sea la reducción

⁴³⁷ Dentro del importante nivel de confusión existente en alguno de los textos consultados se llega a afirmar que PIGOU lo que propuso fue un impuesto sobre las emisiones, lo cual no es cierto. (Vid. OCDE (1.993) Op. Cit. Pág. 34.)

⁴³⁸ Es importante destacar que la contaminación tiene habitualmente la consideración de un efecto externo negativo, y por lo tanto desde la perspectiva pigouviana serían los impuestos los instrumentos adecuados para su interiorización.

de la producción del output. Es decir cuando no exista ningún proceso productivo más respetuoso con el medio ambiente o ningún insumo menos contaminante.

En este caso concreto, el resultado de la medida tomada será que la empresa reducirá su producción del bien contaminante y que los consumidores del mismo pagarán un mayor precio por el mismo.

B. Impuestos sobre la utilización de insumos contaminantes (*Input taxes*).

Normalmente la emisión de contaminantes se deberá a la introducción en el proceso productivo de uno o varios insumos contaminantes. La constatación de este hecho dio lugar al planteamiento de los impuestos sobre insumos contaminantes, normalmente basados en gravar el contenido de agentes contaminantes de un insumo concreto, por ejemplo, y con referencia al problema de la lluvia ácida, gravar el contenido de azufre del carbón empleado para la producción de electricidad, o el contenido en nitrógeno de gasolinas y otros carburantes⁴³⁹.

Este planteamiento incentiva a las empresas a cambiar los insumos empleados en favor de otros con menores contenidos de las sustancias contaminantes. No obstante también esta solución tiene problemas. En primer lugar, de nuevo da lugar a resultados subóptimos si existen medios técnicos para reducir la carga contaminante (lavado de carbón) o procesos productivos que den lugar a residuos no contaminantes o fácilmente eliminables ("scrubbers", filtros de lecho fluidizado,...), aunque cada vez más los estudiosos de la materia plantean los

⁴³⁹ Una variación es el impuesto sobre la energía propuesto desde instancias ecologistas (LOESER, 1.993) el cual gravaría el contenido energético de los insumos, buscando mejorar la calidad del medio ambiente a través de una reducción en la demanda de energía en general y por lo tanto incitando a la innovación en materia de eficiencia energética.

problemas que se derivan de la utilización de lo que denominan tecnologías del final de proceso de producción, puesto que no reducen la cantidad de residuos, sino la forma en que se producen, pudiéndose generar nuevos problemas ecológicos.

Además, y más importante, la sustitución de un insumo como consecuencia de una medida de este tipo puede conllevar resultados indeseables. De nuevo haciendo referencia al caso de la lluvia ácida, el cambio del combustible usado en las centrales térmicas (mayoritariamente carbón proveniente del medio oeste americano, y con un elevado contenido en azufre) llevaría a la desaparición de un número muy importante de empleos en dicha región y a la desaparición en la misma de un buen número de industrias complementarias a la extracción. Ello ha llevado a que en los estudios elaborados se tengan en cuenta estos efectos *redistributivos* de carácter espacial a la hora de plantear soluciones para los problemas de contaminación.

C. Impuestos sobre las emisiones de contaminantes (*Emission taxes*).

Los impuestos sobre las emisiones representan el siguiente paso dentro del refinamiento de los instrumentos con objetivos ambientales, en concreto se plantea que en presencia de discrepancias entre costes marginales privados y sociales, uno de los mecanismos existentes para cerrar la brecha existente entre ambos es la introducción de un impuesto que grave las emisiones de contaminantes.

Obviamente con este tipo de impuestos las dificultades técnicas crecen, así la medición de las emisiones junto con la constatación de que los daños causados dependen no sólo del volumen de emisiones sino también de una serie de condiciones climáticas y geográficas (régimen de vientos, características físicas del

medio donde se producirán las deposiciones, existencia de poblaciones u otras zonas sensibles en el lugar de las deposiciones,...) llevan a que su aplicación práctica sea muy compleja.

Es aceptablemente sencillo medir las emisiones de aquellas fuentes que están localizadas, pero en el caso de las fuentes no localizadas, como pueden ser los vehículos o las filtraciones de fertilizantes y pesticidas derivadas de actividades agrícolas, la medición de las emisiones es, al menos de momento, técnica y/o económicamente impracticable.

3.6. EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN

3.6.1. INTRODUCCIÓN.

El medio ambiente, actúa, desde una perspectiva económica, como un recurso esencial. De él extraemos toda una serie de servicios sin los cuales los procesos económicos simplemente no se podrían dar. Desde los aspectos más simples, universalmente reconocidos, de proveernos de insumos productivos o de servir de receptáculo donde depositar los residuos derivados de las actividades económicas, a proveernos de servicios de disfrute y gozo, tal y como la visión de parajes naturales, o, yendo a aspectos más complejos, servir de soporte vital para los seres humanos y las restantes especies de series vivos que pueblan el planeta.

Gráfico 3.6. El papel económico del Medio Ambiente



Fuente: Elaboración propia.

El problema de la contaminación se produce cuando abusamos del medio ambiente en su papel de receptor de los residuos generados en las actividades económicas. Estos residuos causan daños de distinta intensidad en función de la capacidad del medio ambiente para asimilarlos, es decir, en función de su **capacidad de absorción**⁴⁴⁰.

La capacidad de absorción del medio no es un aspecto lineal propio de un ecosistema, sino que depende de multitud de variables, así, un mismo ecosistema tiene muy distintas capacidades de absorción en función de características diferenciales como los aspectos climáticos, o los tipos de contaminantes que le afectan, e incluso hay situaciones en las cuales la capacidad de carga es nula, es decir, toda descarga en el medio puede tener graves efectos sobre el mismo.

Todo ello nos parece suficientemente relevante para considerar, a continuación, una serie de taxonomías, en referencia a los contaminantes, con las

⁴⁴⁰ También denominada *capacidad de carga* (load capacity).

cuales poder desvelar en su momento algunos aspectos poco claros de la lucha contra la contaminación.

Aprovecharemos posteriormente para mostrar algunos de los aspectos técnicos más relevantes en relación con la reducción de la contaminación, para concluir detallando algunos de los principales beneficios y costes asociados con la lucha contra la contaminación.

3.6.2. CAPACIDAD DE ABSORCIÓN DEL MEDIO AMBIENTE.

Podemos establecer una primera clasificación de los elementos contaminantes, según la capacidad de absorción de los mismos por parte del medio ambiente. En tal caso podríamos hablar de:

- 1) Contaminantes acumulativos (stock pollutants).
- 2) Contaminantes no acumulativos (fund pollutants)⁴⁴¹.

Evidentemente los primeros se caracterizan por ser difícilmente asimilables⁴⁴² por la naturaleza, y por tanto tienden a acumularse en esta. Es el caso de los metales pesados, como el plomo, o de bastantes elementos no biodegradables.

⁴⁴¹ Estos términos han sido traducidos buscando resaltar la capacidad de asimilación de los contaminantes que tiene el medio ambiente. Una traducción alternativa posible habría sido identificar a los primeros como **contaminantes fondo** y a los segundos como **contaminantes flujo**.

⁴⁴² A los contaminantes acumulativos los podremos encontrar en otros textos con la denominación de no biodegradables o contaminantes persistentes, lo cual de nuevo enlaza con el concepto de **capacidad de absorción** de los ecosistemas. Por su parte a los no acumulativos se les suele denominar biodegradables.

Por contra los segundos son absorbidos con más facilidad por la naturaleza, como sucede con ciertos desechos orgánicos, que son transformados por las bacterias en compuestos inofensivos para el medio ambiente.

En este caso el factor más relevante será la tasa de vertido, que deberá ser la adecuada para permitir la asimilación de los contaminantes.

3.6.2.1. Asignación óptima de la contaminación.

A continuación vamos a examinar la asignación eficiente de la contaminación. Para ello el elemento básico a considerar será si el agente contaminante es acumulativo, o no.

En el caso de los **contaminantes acumulativos** sabemos que su nivel aumenta con el tiempo y con ello, muy probablemente, sus efectos. Con ello se establece una relación entre las generaciones actuales y las futuras puesto que el daño que éstas soportarán es función de las emisiones actuales. Este es el caso de tres de los fenómenos de contaminación que más preocupan al conjunto del planeta, las emisiones de gases con efecto invernadero, las emisiones de gases que deterioran la capa de ozono y las emisiones de precursores de la lluvia ácida. Todos ellos tiene alguna dimensión de acumulación en el medio y por lo tanto una vigencia más allá de la generación presente.

El cálculo de la asignación óptima de la contaminación se basará en la determinación de la producción óptima del bien entre cuyos residuos se encuentra la contaminación. Para ello sabemos que el mecanismo habitual consiste en hallar el **valor presente** de los beneficios netos. La diferencia esencial entre este análisis y el

que tradicionalmente se observa en los manuales de microeconomía es que en este caso estamos hablando de beneficios sociales y no de privados.

En estas circunstancias es fácil concluir que la producción eficiente del bien, y por tanto, la adición a la cantidad acumulada de contaminante, disminuye a lo largo del tiempo, según van creciendo los costes marginales del daño causado. Y, con ello, el precio del bien debería aumentar reflejando los crecientes costes que la sociedad experimenta en su producción.

El final del proceso es el cese de las adiciones de contaminantes en el medio ambiente y la estabilización del fondo de contaminante existente. En este momento cualquier emisión adicional estará duramente regulada, bien forzando el reciclaje de los desechos, bien a través de otros medios⁴⁴³.

No obstante hemos olvidado un factor clave en toda nuestra anterior argumentación. El progreso técnico puede afectar a esta asignación eficiente, tanto a causa de la aparición de tecnologías menos contaminantes, como por la aparición de medios para reciclar y reducir el nivel existente de agente contaminador.

Por su parte, en el caso de los contaminantes no acumulativos, sus emisiones sólo son preocupantes cuando exceden la capacidad de absorción del medio ambiente, en este caso comparte bastantes características con los contaminantes acumulativos de los que ya hemos hablado.

⁴⁴³ En algunos casos dichos otros medios pueden llegar a ser muy efectivos, como el plantar árboles para que absorban compuestos de carbono de la atmósfera y reduzcan la presencia de gases con efecto invernadero (*carbon sequestering*).

Cuando estos contaminantes se emiten a tasas por debajo de la capacidad de asimilación del medio, el nexo entre las generaciones presentes y futuras se rompe, o es muy débil.

En tal caso las emisiones presentes afectan a los daños presentes, y las emisiones futuras a los daños futuros, pero, eso sí, el nivel de daños futuros depende de las emisiones actuales. Tietenberg⁴⁴⁴, en su análisis, plantea que este escenario permite hacer uso del análisis estático y merced a la mayor simplicidad introducir otros aspectos en el análisis.

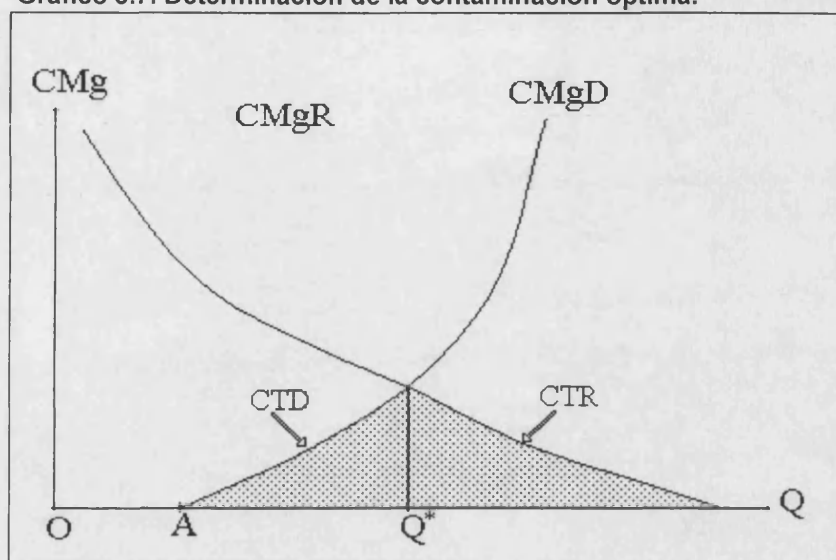
De entrada vamos a olvidarnos del comienzo habitual, la maximización del beneficio neto, y vamos a plantear una formulación alternativa consistente en minimizar dos tipos distintos de costes:

- * Costes del daño.
- * Costes de reducción de las emisiones.

Para determinar la asignación eficiente deberíamos considerar dos cosas, en primer término, como varían los costes según lo hace el coste de reducción. Y, en segundo lugar, como lo hacen los daños según varían las emisiones de contaminantes.

⁴⁴⁴ TIETENBERG, T. (1.988): *Environmental and Natural Resource Economics*. Harper-Collins. New York. 2ª ed. Págs. 310-312.

Gráfico 3.7. Determinación de la contaminación óptima.



Fuente: Elaboración propia.

En el Gráfico 3.7., tenemos reflejados: en el eje vertical, los costes marginales (CMg) en términos monetarios, y en el horizontal, las emisiones de contaminantes (Q) en unidades físicas. Por su parte la curva CMgR muestra el comportamiento del coste marginal de reducir las emisiones, frente a la curva CMgD, que refleja el coste marginal del daño causado. También en el eje horizontal se refleja aquel nivel de emisiones para el cual el ambiente no se ve dañado, A, que es una aproximación al concepto de *capacidad de asimilación* del medio.

La zona punteada, está dividida en dos. En el área CTD tenemos el coste total de los daños causados por la contaminación, mientras que el área CTC muestra el coste total del control de la contaminación, ambos, lógicamente, para el nivel de emisiones elegido, Q^* .

Vamos a aceptar una serie de supuestos de partida. Entre ellas que el daño marginal causado crece según lo hacen las emisiones, creciendo más que

proporcionalmente con el aumento de las emisiones. Ello es bastante lógico, puesto que estamos hablando de contaminantes no acumulativos, y por tanto en cantidades pequeñas son fácilmente asimilables por el medio ambiente, mientras que según crecen las emisiones, la capacidad de absorción de la naturaleza se ve desbordada y los daños se disparan.

También los costes marginales de reducción de las emisiones crecen con la cantidad controlada. De hecho, Kneese y Schulze aportan abundantes datos al respecto, afirmando⁴⁴⁵: “Cuanto mayor sea el porcentaje de contaminantes eliminado de un proceso industrial, mayores serán los costes de eliminar cantidades adicionales”.

En el gráfico un movimiento hacia la izquierda representa una mayor reducción y una menor contaminación emitida. La contaminación *óptima* vendría representada por Q^* , donde el coste marginal causado por la última unidad emitida de contaminante coincide con el coste marginal de evitarlo. Puntos a la derecha de Q^* son ineficientes puesto que conllevan que los costes adicionales de reducción superan los daños evitados, como también lo son puntos a su izquierda, que implican que el coste marginal del daño causado excede al coste marginal de su control.

Es importante resaltar, que, tal y como ya comentamos anteriormente, el nivel óptimo de contaminación derivado de un análisis como este no es cero, puesto que el coste para el conjunto de la sociedad de esta opción sería excesivo⁴⁴⁶.

⁴⁴⁵ KNEESE, A.V. y SCHULZE, C. (1.975): *Pollution, prices and public policy*. The Brookings Institution, Washington, D.C. Pág. 19.

⁴⁴⁶ Tampoco el óptimo de emisiones es único. Cambia según el área del país que se esté examinado. Así, por ejemplo, en el caso de la lluvia ácida algunas regiones son menos sensibles que otras a sus efectos, porque sus características físicas y geológicas dan lugar a una mayor capacidad de neutralización de los ácidos.

Pero volvamos a la taxonomía de los contaminantes, puesto que existen más clasificaciones posibles, algunas de las cuales nos pueden ser útiles cuando llegue el momento de analizar la **lluvia ácida**.

3.6.3. LOS CONTAMINANTES Y SU ÁMBITO DE ACTUACIÓN.

Otra posible clasificación de los contaminantes puede efectuarse en base a su zona de influencia, definida tanto en base a una dimensión horizontal, como en base a una vertical.

La dimensión horizontal se refiere al ámbito en el que los contaminantes producen el daño, mientras que la dimensión vertical se refiere a si el daño causado se debe a las concentraciones de contaminantes a nivel del suelo, o a las producidas en la atmósfera.

En función de la dimensión horizontal los contaminantes pueden ser locales, cuando el daño causado por los mismos se experimenta cerca de la zona de emisión, o regionales, cuando se dan a una distancia notable.

Por lo que se refiere a la dimensión vertical, nos encontramos con agentes contaminantes de superficie, cuyos daños se deben, fundamentalmente, a sus concentraciones a nivel del suelo, o contaminantes atmosféricos, cuyos efectos se deben a su acumulación atmosférica.

La clasificación que expone Tietenberg⁴⁴⁷ nos permite establecer el siguiente esquema de posibilidades:

Cuadro 3.2. Clasificación geográfica de los contaminantes.

CONTAMINANTES	LOCALES	REGIONALES	LOCALES Y REGIONALES
DE SUPERFICIE	1	2	5
ATMOSFÉRICOS	3	4	6
DE SUPERFICIE Y ATMOSFÉRICOS	7	8	9

Para la comprensión de este cuadro hay que aclarar que un contaminante, dentro de cada dimensión puede ser de los dos tipos establecidos, así, por ejemplo, el anhídrido sulfuroso, principal precursor de la lluvia ácida, es tanto un contaminante local como regional.

Según nuestro esquema se pueden dar cuatro situaciones simples:

1. Contaminantes locales de superficie.
2. Contaminantes regionales de superficie.
3. Contaminantes locales atmosféricos.
4. Contaminantes regionales atmosféricos.

Y cinco situaciones compuestas:

5. Contaminantes locales y regionales de superficie⁴⁴⁸.

⁴⁴⁷ Op.Cit. Págs. 307 y 308.

⁴⁴⁸ Si tratáramos de diseñar una estrategia de control de la lluvia ácida a partir de este esquema, este sería el punto de la clasificación más apropiado. Los precursores de lluvia ácida son contaminantes que dependiendo de ciertas características técnicas o naturales, se comportan como contaminantes

6. Contaminantes locales y regionales de tipo global.
7. Contaminantes locales de superficie y atmosféricos.
8. Contaminantes regionales de superficie y atmosféricos.
9. Contaminantes locales y regionales, de superficie y atmosféricos.

Esta clasificación nos podrá permitir diseñar medidas de política económica. Para ello debemos de considerar la complejidad adicional con que nos encontraremos ante las situaciones compuestas.

3.6.4. LOS CONTAMINANTES DEL AIRE Y DEL AGUA.

Seneca y Taussig⁴⁴⁹ examinan de forma diferenciada los contaminantes del agua y los contaminantes del aire. Esta clasificación es esencial en el sentido de que tradicionalmente la regulación de la contaminación se ha hecho de forma diferenciada para el agua y para el aire. No obstante debo resaltar que su utilidad será muy limitada en nuestro caso.

Habitualmente los precursores de lluvia ácida han sido regulados como contaminantes aéreos, pero dicho encuadre sólo es cierto en cuanto a su transporte, no en cuanto a sus efectos, que se produce básicamente en la superficie terrestre, y por tanto afectan también a los ecosistemas acuáticos⁴⁵⁰.

locales y/o como regionales, y además de los distintos daños provocados por la lluvia ácida, los principales se dan a nivel de superficie.

⁴⁴⁹ SENECA, J.J. y TAUSSIG, M.K. (1.974): *Environmental Economics*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.). Págs. 129-137 y 146-154.

⁴⁵⁰ De hecho este tipo de división ya no se emplea en textos más recientes, como sucede con TIETEMBERG, T. (1.988), que todo lo más se limitan a efectuar un análisis de los contaminantes que afectan exclusivamente al agua. Pero la legislación, especialmente la de los países con más tradición al respecto, como sucede con los EE.UU, sigue empleando esta clasificación.

3.6.5. LOS CONTAMINANTES Y SUS PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN.

Dentro de las abundantes taxonomías que existen de la contaminación, hay una que divide los contaminantes en:

- a. **Contaminantes primarios.**
- b. **Contaminantes secundarios.**

Según esta tipología, un contaminante es **primario** cuando no se ve alterado al entrar en la atmósfera, como sucede con la ceniza o el polvo. Mientras que si el contaminante es **secundario** sufre transformaciones tras su emisión, como sucede con el anhídrido sulfuroso, que en determinadas condiciones se convierte en ácido sulfúrico⁴⁵¹.

De cara al diseño de actuaciones de política económica la mayor complejidad se dará ante contaminantes de tipo secundario, puesto que no sólo será importante conocer las emisiones de precursores, sino que también será imprescindible un adecuado conocimiento de todos aquellos factores que dan lugar a la transformación. Especialmente por lo que se refiere a la determinación de la tasa de transformación, que nos permitirá regular adecuadamente la emisión de los productos que posteriormente se convertirán en agentes contaminantes⁴⁵².

⁴⁵¹ SENECA, J.J. Y TAUSSIG, M.K. (1.974). Op.Cit. Págs. 146 y 147.

⁴⁵² Como veremos en su momento, en el caso de la lluvia ácida es relativamente asequible la medición de las emisiones de precursores. La gran dificultad aparece a la hora de interrelacionar estas con los niveles de precipitación ácida, puesto que no existe consenso en cuanto a los mecanismos y tasa de transformación de los residuos en agentes contaminantes.

3.6.6. CONTAMINANTES Y FUENTES DE EMISIÓN.

Finalmente se va a plantear, otra clasificación, que permitirá centrar, posteriormente, nuestro análisis. Consiste en considerar que tipo de contaminador es el que efectúa las emisiones, examinando si se trata de una **fuentes estacionaria (estática) de emisiones**, por ejemplo, una central térmica. O si estamos ante una **fuentes móvil de emisiones**, como sucede con los automóviles o con los aviones.

Es fácilmente observable que las medidas a tomar ante un caso u otro son distintas, comenzando por la determinación del lugar de emisión⁴⁵³, y terminando por los mecanismos de control de las emisiones.

Dado que la generación de precursores de lluvia ácida procede principalmente de **fuentes estacionarias** vamos a profundizar en su estudio siguiendo a Tietenberg (1.988)⁴⁵⁴.

3.6.6.1. Fuentes estacionarias.

Las estrategias de control de la contaminación procedente de **fuentes estacionarias** se diseñan en función de si los contaminantes son del tipo "criterio" (criteria pollutants)⁴⁵⁵ o del tipo "peligroso"(hazardous pollutants).

⁴⁵³ En el caso de las fuentes móviles se trata de una de las cuestiones más complejas.

⁴⁵⁴ Op.Cit. Págs. 334-361. Vid. también FREEMAN III^o, A.M. (1.982): *Air and Water Pollution Control. A Benefit-Cost Assessment*. John Wiley & Sons, Londres. Existe traducción al español con el título: *Control de la contaminación del Agua y el Aire*. Limusa, México, 1.987. Págs. 58-96.

⁴⁵⁵ Su nombre se debe a que las leyes ambientales exigen a la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos la elaboración de documentos con "criterios" para definir los estándares apropiados de cada uno de estos contaminantes.

Los primeros son elementos químicos bastante habituales en el medio ambiente, y sólo son peligrosos cuando su concentración es elevada.

Los segundos representan un peligro potencial mucho mayor contra la salud de los seres humanos y, además, sus fuentes de emisión son pocas y están bien localizadas.

3.6.6.1.a. Los contaminantes de criterio.

Tradicionalmente, para los contaminantes de criterio se han establecido niveles adecuados de calidad del medio ambiente, consistentes en la fijación de niveles máximos de concentración de los contaminantes por unidad de tiempo. Algunos de dichos niveles están referidos al largo plazo, por ejemplo, concentración media anual del contaminante, y otros al corto plazo, como la concentración media por hora.

En algunos casos los niveles máximos establecidos tienen dos grados de intensidad uno básico, o **norma principal**, y otro secundario, más restrictivo, al que se denomina **norma secundaria**.

La **norma principal** está diseñada para proteger la salud de los seres humanos, y se fija para todo contaminante. Mientras que la **norma secundaria** está diseñada para proteger otros aspectos del bienestar de los seres humanos, como pueden ser los estéticos (visibilidad), los referidos al deterioro del capital físico (edificios, monumentos, etc.,...) y otros⁴⁵⁶.

⁴⁵⁶ FRIEDLANDER, A.F. (1.979): "Introducción" en FRIEDLANDER, A.F. *Approaches to controlling air pollution*. MIT Press, Cambridge (Mass.). 1ª impresión de 1.978. Pág. 154.

Podemos examinar los **contaminantes de criterio** establecidos por la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los Estados Unidos, en el cuadro 3.3., adaptado de Tietenberg (1.988).⁴⁵⁷ Posteriormente, en el cuadro 3.4., que procede de la misma fuente, reflejaremos los niveles fijados normativamente⁴⁵⁸ para algunos de dichos contaminantes.

⁴⁵⁷ Op.Cit. Pág. 336-339.

⁴⁵⁸ Pollution Standards.

Cuadro 3.3. Los contaminantes criterio en la normativa de los EE.UU.

CONTAMINANTE	EFFECTOS S/SALUD	EFFECTOS S/BIENESTAR	FUENTES	CONTROL
Anhídrido Sulfuroso (Gas)	Agrava los problemas respiratorios y de corazón (especialmente en combinación con otros contaminantes).	Venoso para las plantas; ataca los pigmentos de las pinturas; corroe materiales de edificios y monumentos; daña los tejidos; disminuye la visibilidad; precursores de la lluvia ácida.	Centrales térmicas; fundiciones; refineries de petróleo; industrias que emplean combustibles fósiles.	Cambio de combustible; filtro de gases.
Partículas en suspensión (sólidas y líquidas)	Pueden llevar metales pesados y agentes cancerígenos. Problemas respiratorios en combinación con anhídrido sulfuroso.	Disminuyen la visibilidad; ensucian materiales y edificios; corroen los metales.	Procesos industriales de combustión.	Precipitadores electrostáticos. Otros.
Monóxido de Carbono (Gas)	Dificultades respiratorias con riesgo de muerte por su inhalación.		Vehículos a motor.	Modificaciones en los motores. Catalizadores.
Óxidos de Nitrógeno (Gas)	Elevadas concentraciones tiene efectos fatales. Bajas concentraciones aumentan la susceptibilidad a infecciones víricas.	Venenosos para las plantas, disminuye su crecimiento y la fertilidad de las semillas. Precursores de la lluvia ácida.	Centrales térmicas y vehículos a motor (combustibles fósiles).	Es el contaminante de más difícil control. Quemadores especiales y diversos tratamientos catalíticos. Procesos de reducción del nitrógeno en los combustibles.
Ozono (Gas)	Problemas respiratorios. Agrava las enfermedades cardíacas crónicas.	Corroe materiales: goma y pintura. Graves daños en cosechas y árboles.	Reacciones químicas de otros contaminantes.	Control de dichos contaminantes.
Plomo (Metal)	Afecta a la sangre y sistema reproductor. En niños afecta al aprendizaje y a la capacidad de socialización.		Escapes de los vehículos a motor. Industria del plomo.	Principal estrategia: generalización de las gasolinas sin plomo.

Fuente: TIETEMBERG, T. , 1.988

Cuadro 3.4. Niveles máximos fijados.

CONTAMINANTE	NORMA PRIMARIA	NORMA SECUNDARIA
ANHÍDRIDO SULFUROSO	1. 80 mg/m ³ (0'03 p.p.m.) media aritmética anual. 2. 365 mg/m ³ (0'14 p.p.m.) concentración máxima diaria. No se puede exceder mas de una vez al año.	Concentraciones durante tres horas de 1.300 mg/m ³ (0'5 p.p.m.).
OZONO	235 mg/m ³ (0'12 p.p.m.) promedio horario máximo de concentración. No se puede exceder más de una vez al año.	NO EXISTE
ÓXIDOS DE NITRÓGENO	100 mg/m ³ (0'05 p.p.m.) media aritmética anual.	NO EXISTE

Unidades: mg/m³ son millonésimas de gramo por metro cúbico.
p.p.m. son partes por millón.

Fuente: TIETEMBERG, T., 1.988.

El cumplimiento de dichos niveles se puede garantizar a través de un seguimiento y control de las emisiones de los potenciales generadores, no obstante los costes de reducción dificultan, como se vió anteriormente, la operatividad de un buen número de medidas.

3.6.6.1.b. Los contaminantes peligrosos.

En este caso la medida más adecuada parece ser la regulación directa, tanto a través de la estricta limitación de sus emisiones, como, incluso, de su prohibición.

Es habitual la aparición de listas elaboradas por las autoridades sanitarias o medioambientales con estos elementos. Estas listas son periódicamente actualizadas, de forma que, frecuentemente, cuando la evidencia científica así lo aconseja, elementos que tenían la consideración de **contaminantes de criterio** pasan a las listas de **contaminantes peligrosos**. Así sucedió con los **asbestos** o con

el **mercurio**, que pasaron a tener la consideración de contaminantes peligrosos en 1.971.

Como resultado de la consideración de un elemento como contaminante peligroso, se suele prohibir su uso, o establecer más estrictas condiciones para su manipulación y empleo.

3.6.6.2. Las fuentes móviles⁴⁵⁹.

El control de las fuentes móviles muestra notables diferencias con el de las fuentes estáticas. Dichas diferencias se basan al menos en tres factores, la ya nombrada movilidad de las fuentes, el enorme número de vehículos existente y el papel del automóvil en el *modus vivendi* de las sociedades occidentales.

La movilidad tiene, cuanto menos, dos efectos adversos diferentes, por un lado los problemas de contaminación se debe a la situación de las fuentes móviles en espacios concretos y en lapsos temporales concretos, por ejemplo, las acumulaciones de vehículos en las grandes ciudades a las horas punta. Desafortunadamente las estrategias de cambio de ubicación de fuentes, que se puede plantear en el caso de las fuentes estáticas, carece de sentido en el caso de las móviles, que suelen acompañar -llevar- a los individuos a donde ellos van. Por otra parte es difícil adecuar los vehículos a las pautas locales de contaminación, puesto que un mismo vehículo puede moverse a lo largo de muy distintas áreas urbanas y rurales a lo largo de su vida útil.

⁴⁵⁹ Vid. TIETEMBERG, T. (1.992): *Environmental and Natural Resource Economics*. Harper Collins, New York. 3º ed. Cap. 17. Págs. 450-475.

En cuanto al número de fuentes, poco hay que decir, éste dificulta en gran medida cualquier política de reducción de las emisiones, en tanto en cuanto la cantidad de fuentes a controlar reporta unos costes de inspección difícilmente sostenibles. Si a ello le añadimos que un buen número de propietarios, simplemente por desconocimiento, llevan vehículos en malas condiciones, el alcance de los objetivos ambientales puede llegar a ser poco menos que milagroso.

Podría parecer, en estas circunstancias, que el planteamiento adecuado consistiría en centrarse en las fuentes estáticas y olvidarse de las móviles, desgraciadamente éstas son causantes de un porcentaje muy significativo de las concentraciones de ozono, monóxido de carbono y dióxido de nitrógeno. Cada fuente participa en dichas concentraciones con unas emisiones mínimas, pero es tan grande el número de fuentes que el resultado global es muy preocupante.

Habría que comentar dos aspectos importantes relacionados con las últimas tendencias de comportamiento del sector automovilístico y de la demanda de vehículos. Por un lado el aumento de vehículos diesel, que ha implicado un preocupante aumento de emisión de partículas sólidas y la práctica eliminación de la gasolina con plomo, y la consecuente gran caída en las concentraciones de plomo en la atmósfera.

Una cuestión central en toda estrategia de control de las emisiones provenientes de fuentes móviles es la determinación del agente responsable de las reducciones. Las opciones más razonables parecen ser, responsabilizar al fabricante, responsabilizar al propietario del vehículo, o responsabilidad compartida. Cada una de las opciones tiene sus ventajas e inconvenientes, en

especial por lo que hace referencia a: el número de agentes a controlar; la tasa de deterioro por uso; la vida esperada de los automóviles y la disponibilidad, efectividad y coste de los programas de reducción de emisiones en el punto de producción y en el de uso.

En palabras de Tietenberg⁴⁶⁰: “La regulación a nivel de producción tiene un considerable atractivo”. Desafortunadamente el deterioro de los mecanismos de reducción de emisiones de los vehículos sólo se puede frenar con inspecciones periódicas, lo cual también tiene un coste notable.

Además, estas medidas sólo afectarían a los vehículos nuevos, y por lo tanto, dado que los automóviles tienen una vida útil bastante larga, los efectos de los programas para reducción de emisiones tendrían efectos notables sólo en un período dilatado.

Sin entrar en más profundidad, podemos ver que la complejidad del control de las emisiones de las fuentes móviles exige un importante esfuerzo de imaginación por parte de los gestores de la política ambiental.

⁴⁶⁰ Op. Cit. (1.992). Pág. 451.

3.7. MECANISMOS DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES.

Llegado el momento en el cual el contaminador deba plantearse que estrategia adoptar para el control de sus emisiones de precursores, el tema de los costes de los procedimientos será una cuestión básica, pero como afirman Meyer y Yandle⁴⁶¹ el coste económico no resulta siempre en la práctica el elemento definitivo en la decisión.

Existen gran variedad de mecanismos para reducir las emisiones, la mayoría de ellos basados en la actuación de los contaminadores, pero también alguno de ellos asociados con respuestas de aquellos que consumen los productos que dan lugar a la contaminación.

Dentro de los basados en la actuación de los contaminadores los métodos existentes consisten en modificar los procesos productivos⁴⁶², dichas modificaciones pueden ir en la línea de modificar los insumos empleados en los procesos productivos, bien cambiándolos por otros que dan lugar a una menor producción de contaminación, bien combinándolos en distintas proporciones, también con el objetivo de alcanzar producciones más limpias.

⁴⁶¹ MEYER, R. y B. YANDLE (1.987) "The Political Economy of Acid Rain" en *Cato Journal*, N° 2 (VII), Otoño. Pág. 531.

⁴⁶² Vid. KNEESE, A.V. y SCHULZE, C. (1.975). Op. Cit. Pág. 23-24.

Otro tipo de actuaciones son las consistentes en modificar las características de los insumos productivos, a través de adicionar o eliminar determinados componentes en los mismos.

Además, también se pueden introducir modificaciones en los mismos procesos productivos de forma que el sistema productivo reduzca los residuos generados o, al menos, genere residuos más fácilmente gestionables.

Tampoco podemos olvidar aquellos procesos consistentes en introducir modificaciones al final⁴⁶³ de los procesos productivos de forma que la eliminación o reducción de la contaminación se produzca allí donde se dan definitivamente los vertidos.

Por último, tendríamos, aquellos sistemas, no siempre posibles, consistentes en evitar o paliar los daños una vez ya producidas las emisiones.

Así, para el caso de la lluvia ácida, una modificación del primer tipo consistiría en cambiar el carbón con alto contenido en azufre, uno de los principales elementos causantes de la lluvia ácida, por carbones menos contaminantes.

Un ejemplo del segundo tipo consistiría en el **lavado del carbón**, un procedimiento físico mediante el cual se reduce el contenido de azufre del carbón empleado en la producción, y por lo tanto se reducen las emisiones producidas.

⁴⁶³ Tecnología denominada *del final de la cañería* (end of pipe technology).

Un ejemplo del tercer tipo vendría dado por la gestión de las materias primas, por ejemplo en una fábrica de muebles, de forma que se redujeran los recortes inutilizables, por ejemplo a través de la gestión informatizada del despiece de los tablonés, con lo cual junto con un ahorro de insumos, también se obtendría una menor producción de residuos.

Un caso del cuarto tipo consistiría en la introducción de **filtros para reducir el azufre** o *scrubbers*, mecanismos que instalados en las chimeneas atrapan gran parte de las emisiones indeseadas de compuestos de azufre.

Un caso del último tipo, consistiría en la plantación de árboles para que estos atrapen el carbono de la atmósfera, reduciendo sus concentraciones en la misma.

Como se ha comentado también existe la posibilidad de que la contaminación se reduzca a través de la actuación sobre los consumidores del producto que genera el problema. El mecanismo es bastante directo, consiste en mejorar la eficiencia en la utilización del mismo. Por ejemplo, en el caso de problemas como la lluvia ácida o el efecto invernadero, las medidas de ahorro energético dan lugar no sólo a una ganancia financiera para los consumidores sino también en una menor producción de contaminación por parte de las empresas productoras de electricidad.

Como se vió en el primer capítulo las leyes de la termodinámica limitan en gran medida las posibilidades de muchos de los mecanismos citados. Ciertamente es difícil obtener reducciones netas en la producción de residuos, la gran mayoría de las medidas citadas lo que logran es modificar el tipo de residuos alcanzados

con el proceso productivo, así, se puede pasar de tener residuos gaseosos a tener residuos sólidos, o de líquidos a sólidos, etc. siempre buscando el estado más favorable para su gestión.

Desde esta perspectiva, obviamente las medidas más deseables son las que conllevan efectivamente una reducción de la generación de residuos, bien mediante las técnicas que mejoren la eficiencia en la utilización de los insumos, bien mediante las técnicas que reduzcan la concentración de contaminantes en la atmósfera o bien mediante aquellas que reduzcan la demanda del bien en cuya producción se da la generación de contaminación.

Todo ello nos hace plantearnos, que, cuando la regulación pública lo permita, los distintos individuos que tienen alguna relación con la contaminación deberán elegir aquellos mecanismos que sean más adecuados para el objetivo fijado. Para ello será fundamental que exista una adecuada información sobre el conjunto de beneficios y costes asociados con modificaciones en los niveles de contaminación.

En el próximo apartado veremos, brevemente, algunos aspectos cruciales en la determinación de dichos beneficios y costes, sin los cuales la evaluación social de los niveles de contaminación alcanzados será insatisfactoria.

3.8. BENEFICIOS Y COSTES ASOCIADOS CON LA REDUCCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN.

3.8.1. LOS DAÑOS DE LA CONTAMINACIÓN: LOS BENEFICIOS DE SU REDUCCIÓN.

En el proceso de medición de los daños causados por la contaminación hay toda una serie de pasos a seguir. Siguiendo a Field podemos establecer los siguientes⁴⁶⁴ :

- 1.- Medición de las emisiones.
- 2.- Determinación de la calidad ambiental resultante.
- 3.- Cálculo del grado de exposición de los seres humanos.
- 4.- Medición de los impactos (salud, estética, materiales,...)
- 5.- Cálculo de los valores de dichos impactos.

Este proceso se debe llevar a cabo con todos y cada uno de los daños que se producen como resultado de la contaminación, y que reportan costes a la sociedad.

⁴⁶⁴ FIELD, B.C. (1.995): *Economía ambiental. Una introducción*. M^cGraw-Hill, Bogotá. Pág. 155.

Dichos efectos adversos son de muy diversas categorías, podemos establecer los siguientes⁴⁶⁵ :

- a.- Daños sobre la salud de los seres humanos.
- b.- Daños sobre la vegetación (incluyendo cosechas).
- c.- Daños sobre los animales (incluyendo ganado).
- d.- Daños sobre materiales.
- e.- Daños derivados de modificaciones climáticas (nieblas, pérdida de visibilidad, aumento de las temperaturas,...)

a.- En relación con estos costes compartimos con Elsom⁴⁶⁶ la definición de salud dada por la Organización Mundial de la salud, entendiéndola como “un estado de completo bienestar físico, mental y social, y no meramente la ausencia de enfermedades.”

Desde esta perspectiva los malos olores o la visión de paisajes arruinados representan un daño sobre la salud de los individuos. Obviamente el caso extremo de daño viene dado por la muerte y las enfermedades crónicas, mientras que la gran mayoría de los individuos se suelen resentir en distinto grado de la contaminación.

Para estudiar estas situaciones se tratan de establecer relaciones *dosis-respuesta*⁴⁶⁷, aunque este tipo de investigaciones suelen dar lugar a resultados

⁴⁶⁵ ELSOM, D. (1.990): *La Contaminación Atmosférica*. Cátedra, Madrid. Pág. 27. Existen muchísimas otra clasificaciones, algunas similares como la de KUIK, O.J. et al. (1.992): *Assessment of Benefits of Environmental Measures*. Graham & Trotman, Londres. Pág. 5. Y otras mucho más amplias, como la de FREEMAN III^o, A.M. (1.982). Op. Cit. Págs. 22 y 23.

⁴⁶⁶ Op. Cit. Pág. 83.

⁴⁶⁷ Muestran como se ve afectado un determinado *receptor* por cambios en la calidad del bien ambiental. Estas funciones son las bases sobre las que se asienta la mayoría de los estudios de impacto ambiental.

inciertos puesto que las poblaciones analizadas tienden a responder a la contaminación en función de su sensibilidad a la misma, así como de multitud de factores tales como la edad, el sexo, factores climáticos,... es decir, todo lo más se podrán obtener conclusiones relativas a si zonas más afectadas por determinados contaminantes muestran mayores niveles de mortalidad y morbilidad y que tipo de afecciones sufren las personas perjudicadas.

Se trata de un tema recurrente en los análisis de evaluación de las políticas ambientales⁴⁶⁸, y también de un tema sumamente polémico, en tanto en cuanto se suelen barajar valoraciones para la vida humana.

b- Los daños sobre la vegetación son otro de los resultados de la contaminación, dichos daños se dan tanto en las cosechas como en zonas silvestres y de nuevo resulta de gran complejidad asociarlos con la existencia de contaminantes. De hecho los análisis se complican a causa de que algunos elementos tildados de contaminantes tienen efectos beneficiosos, o al menos neutros, sobre determinadas especies vegetales. De nuevo interactúan multitud de factores, geológicos, climáticos, geográficos, ... dando lugar a conclusiones muy vagas⁴⁶⁹.

c- No sólo los seres humanos responden negativamente a determinados contaminantes, también los animales se ven afectados por la contaminación. Las especies más sensibles a través de la muerte o la enfermedad, y las más resistentes

⁴⁶⁸ Vid. entre otros muchos, FREEMAN III^o, A.M. (1.987). Op. Cit. Págs. 23-24 y Cáp. 4. LAVE, L.B. y SESKIN, E.P. (1.971): "Health and air pollution " en BOHM, P. y KNEESE, A.V. (Eds.): *The Economics of the Environment*. Macmillan / St. Martin's Press. Londres. Págs. 119-139. MOONEY, G. (1.978): "Human Life and Suffering" en PEARCE, D.W. (1.978): *The Valuation of Social Cost*. George Allen & Unwin, Londres. Págs. 120-139.

⁴⁶⁹ Vid., por ejemplo, el análisis de FREEMAN III^o, A.M. (1.987). Op. Cit. Págs. 107-113.

a través de cambios fisiológicos o de importantes concentraciones en sus tejidos que pueden tener efectos a medio y largo plazo en la evolución de sus especies, pero también en los seres humanos o en otras especies cuando se alimentan de los ejemplares afectados.

d- Los materiales, tanto los creados por el ser humano como los que encontramos en estado natural están también en contacto con la contaminación, y algunos de ellos son especialmente sensibles a variedades de ésta. De hecho algunos de ellos sufren toda una serie de procesos degenerativos que los debilitan y destruyen, como sucede con el *mal de la piedra* que afecta a gran parte de los monumentos más relevantes del planeta⁴⁷⁰.

e- Hace ya más de cien años aparecieron las primeras crónicas relativas a los efectos perjudiciales sobre el bienestar, y directamente sobre la salud, derivados de fenómenos como las *neblinas* (smog) en determinadas ciudades de países altamente industrializados. Hoy en día se han extendido las crónicas a otros efectos asociados, y se han llevado a cabo valoraciones relativas a las pérdidas ocasionadas por la falta de visibilidad⁴⁷¹ y por los efectos climáticos de determinados contaminantes que causan modificaciones en las temperaturas que se prevé que puedan llegar a tener gravísimas consecuencias en el futuro.

Los estudios en referencia a todos estos daños son muy abundantes, no obstante, como ya se ha reiterado, las estimaciones son muy elevadas pero no se han podido establecer relaciones *dosis-respuesta* de gran fiabilidad. Ello dificulta la medición de los beneficios asociados con la reducción de la contaminación.

⁴⁷⁰ Vid. por ejemplo FREEMAN III^o, A.M. (1.987). Op. Cit. Págs. 113-123.

⁴⁷¹ TOLLEY, G y FABIAN, R. (ed.). (1.988): *The economic value of visibility*. Blackstone Books, Mount Pleasant (MI).

Además las técnicas citadas, sólo representan un primer paso en la valoración de los beneficios derivados de la reducción de la contaminación, puesto que la estimación de las relaciones entre emisiones y daños o entre concentraciones de contaminantes y daños, sin dejar de ser un elemento crucial, no nos permiten obtener los valores de los beneficios derivados del control de la contaminación. Y es en este último apartado en el cual la aportación de los economistas es más importante, pero también donde mayores incertidumbres se dan.

En efecto, siguiendo a Kuik et al.⁴⁷² podemos afirmar que los beneficios económicos de una medida de política ambiental es el valor de las mejoras en el medio ambiente que resultan de la medida. Si dichos valores se pueden expresar en términos monetarios se les suele denominar disposición al pago (WTP)⁴⁷³, una alternativa consiste en medir los valores en términos de la compensación monetaria que se exigiría para aceptar los daños. En el caso de los bienes con mercados bien establecidos esa información es relativamente sencilla de obtener, pero no es así cuando nos enfrentamos a bienes como la calidad ambiental, que son ejemplos de bienes públicos.

La definición de los beneficios como disposición al pago conlleva que se asume la existencia de una curva de demanda para los efectos de mejoras en la calidad ambiental, en tal caso los beneficios vendrían dados por el área bajo dicha curva de demanda. Ello es tanto como decir que la determinación de los beneficios exige obtener, directa o indirectamente, la forma de la curva de demanda de calidad

⁴⁷² Op. Cit. (1.992). Pág. 3. Vid. una definición similar, en FREEMAN III^o, A.M. (1.979): *The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice*. Johns Hopkins University Press, Baltimore. Pág. 3, y otra, pero más laxa, en FIELD, B.C. (1.995).Op. Cit. Pág. 154.

⁴⁷³ Willingness to pay.

ambiental. Desgraciadamente sus características de bien público hacen que carezca de algo parecido a un mercado convencional y por lo tanto no existen datos de precios y cantidades de intercambio en el mercado que nos permitan estimar las relaciones de demanda.

No obstante, incluso en esas circunstancias, hay mecanismos para determinar los valores que los individuos atribuyen a las mejoras en la calidad ambiental. En cualquier caso, para abordar la cuestión del *valor económico total* en el caso de bienes ambientales el punto de partida será mostrar una taxonomía de los distintos tipos de *valores*. Así tendríamos⁴⁷⁴ :

1.Valores intrínsecos. Son valores propios de los bienes ambientales, indiferentes al uso que de los mismos hagan los seres humanos.

2.Valores de uso. Se basan en el uso que hacen los seres humanos de los bienes ambientales, es decir en los beneficios que obtienen de ellos.

3.Valores de no-uso. Básicamente se refieren a beneficios *potenciales* que los seres humanos ven en los bienes ambientales.

3.1.Valor de opción.

3.3.Valor de existencia.

3.2.Valor de investigación.

3.4. Otros.

⁴⁷⁴ Básicamente la literatura coincide al hablar de valores intrínsecos y de valores instrumentales. Estos últimos son el centro del proceso de valoración económica, son atribuidos por los individuos a los distintos bienes y se derivan de su jerarquía de deseos y necesidades.

La siguiente cuestión es ¿Qué tipo de valor se puede considerar en los análisis económicos? La distinción que se establece tradicionalmente es entre **valor de uso y valor de no-uso**.

A. El valor de uso.

Los usuarios de un bien se ven afectados por los cambios que éste experimenta. La cuestión básica, por tanto, reside en la identificación de los usuarios. Como en el caso del medio ambiente se suele tratar de bienes públicos, que no cuentan con mercados regulares, se suele examinar el comportamiento de las personas en relación con bienes privados que guarden algún tipo de relación del consumo del bien público.

Por ejemplo, uno de los métodos empleados, el de los **costes de desplazamiento**, considera como, normalmente, para disfrutar de un determinado paisaje, los individuos tienen que acudir a mercados privados (adquisición de un billete de tren, combustible para su vehículo,...). No obstante este enfoque tiene serios problemas, en primer lugar porque aquellos que viven cerca del lugar en cuestión no van a tener que desplazarse para disfrutar del mismo, con ello no habrá consumo de bien privado asociado (*uso no consuntivo del bien*)⁴⁷⁵. Por otra parte hay quien le basta una foto, o un libro, o un documental sobre el paisaje en cuestión para disfrutar de él (*uso indirecto, delegado o vicario*)⁴⁷⁶.

⁴⁷⁵ Por ejemplo, este método sería poco aconsejable en el caso de tener que evaluar un área como la Albufera valenciana, puesto que su proximidad con la capital determina un consumo de bienes privados relacionado ridículo, en comparación con la valoración que muchos de sus *usuarios* le otorgarían.

⁴⁷⁶ Este supuesto puede dar lugar a situaciones curiosas en las que se llegue a dotar de valor de uso a bienes que ya no existan.

B. El valor de no-uso.

Existen distintos tipos, entre ellos:

B.1) Valor de Opción. Se trata del otorgado por aquellas personas que aunque no han disfrutado del bien ambiental en cuestión, desean tener abierta la posibilidad de hacerlo en un momento futuro⁴⁷⁷.

a) Valor de opción estricto.- Se deriva de la *incertidumbre* individual respecto de la disponibilidad futura del bien.

b) Valor de cuasi opción.- En este caso se debe a la llamada *incertidumbre del decisor*, es decir la falta de suficiente información como para tomar una decisión en relación con el bien en cuestión. La problemática se hace todavía más compleja si hay amenaza de *irreversibilidad*.

B.2) Valor de Existencia. En este caso se trata del otorgado por individuos que ni han disfrutado del bien ni piensan hacerlo en el futuro. En este caso distintos tipos de comportamientos altruistas pueden llevar a que valoren la pervivencia del bien ambiental⁴⁷⁸.

⁴⁷⁷ O.C.D.E. (1.992): *La Évaluation des Avantages et Prise de Décision dans le domaine de l'Environnement*. O.C.D.E., París. Pág. 9. Se habla de este valor como asociado a una "prima de seguro" que los individuos están dispuestos a abonar a cambio de tener abierta la oportunidad de disfrutar del elemento en el futuro.

⁴⁷⁸ Vid. AZQUETA, D (1.994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid. Pág. 59. Se citan al menos cuatro tipos de altruismos distintos, alguno de ellos basados en la visión ecocéntrica de la naturaleza.

B.3) Valor de Investigación. La valoración del bien ambiental se debe, en este caso, a las posibilidades de investigación que se abren con su persistencia. Se trata de un valor a medio camino entre el Valor de Uso y el de Existencia.

En base a este planteamiento podemos definir el Valor Total para el Usuario (VTU) como⁴⁷⁹ :

$$\text{VTU} = \text{Valor de uso} + \text{Valor de opción.}$$

Por su parte Pearce y Turner, buscando dotar de operatividad a la definición de Valor Económico Total asocian el concepto de *valor intrínseco* con el de *valor de existencia*. Notable intento de poder introducir en el marco neoclásico aspectos importantes de la valoración de bienes ambientales que habitualmente quedan fuera del mismo, no obstante el hecho de que valor intrínseco y valor de existencia estén separados por la visión de los seres humanos, hace difícil aceptar esta asunción.

Pearce y Turner, no obstante, se permiten a partir de ella dar una definición de Valor Económico Total (VET):

$$\text{VET} = \text{Valor de uso} + \text{Valor de Opción} + \text{Valor de Existencia}$$

En todo caso hay que recordar importantes aspectos que modifican los resultados de este tipo de valoración. En primer lugar la cuestión de las

⁴⁷⁹ Vid. PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1.990): *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire. Existe traducción al español con el título: *Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente*. Celeste Eds.; Madrid, 1.995. Págs. 174-175. Los valores intrínsecos plantean problemas de mucho más difícil resolución. También PEARCE, D.W. y WARFORD, J.J. (1.993): *Economics, Environment and Sustainable Development*. Oxford U.P. for The World Bank, Oxford. Págs. 102-105.

irreversibilidades que posteriormente introduciremos. El segundo es el tema de la *incertidumbre*, en especial la que hace referencia a las complejísimas interrelaciones entre las partes de un ecosistema. El tercero, y no por ello menos importante, es la cuestión de la valoración de bienes ambientales *únicos*.

3.8.2. MÉTODOS DE VALORACIÓN.

3.8.2.1. Introducción.

Podemos clasificar los métodos de valoración dentro de dos grandes grupos⁴⁸⁰, por un lado los métodos *indirectos* u observados, basados en las relaciones existentes entre bienes ambientales (que carezcan de mercado) y bienes privados. Por otro lado los métodos *directos o hipotéticos* que se basan en información directamente recabada de las personas⁴⁸¹.

⁴⁸⁰ Freeman cita tres grupos: "Uno de ellos es preguntar sencillamente a los individuos, por medio de encuestas e interrogatorios. El segundo consiste en someter a votación universal las proposiciones con niveles alternativos de mejoras en la calidad del ambiente. ... El tercer enfoque implica el análisis de datos procedentes de transacciones comerciales en bienes y servicios relacionados con la calidad del ambiente." FREEMAN III°, A.M. (1.987). Op. Cit. Pág. 16. El primer y tercer método citado son los reproducidos en la mayoría de los análisis. En algún otro texto encontrado referencias al segundo, pero sin incluir experiencias prácticas. Vid. FREEMAN III°, A.M. (1.979). Op. Cit. Págs. 62-63.

⁴⁸¹ En O.C.D.E. (1.992).Op. Cit. Págs. 11 y 12, se habla de cuatro tipos de metodologías, las basadas en las preferencias reveladas, las que los hacen en las preferencias reveladas o explícitas, las basadas en relaciones dosis- respuesta y las que lo hacen en la identificación de las preferencias de la sociedad. No obstante su posterior agrupación en métodos directos e indirectos, resulta confusa a la luz del análisis que se va a llevar a cabo a continuación.

Aunque los bienes ambientales puedan carecer de mercado, muchos de ellos están relacionados con bienes que sí lo tienen. Obviamente la relación entre bienes privados puede ser tanto de *sustituibilidad* como de *complementariedad*.

Dentro del primer grupo tendríamos, entre otros, el *método de los costes evitados o inducidos*, y dentro del segundo el *método de los costes de viaje o desplazamiento* y el *método de los precios (salarios) hedónicos*.

Por otra parte, es posible que no se pueda establecer una relación clara entre calidad ambiental y consumo de determinados bienes privados, en ese caso los métodos directos tienen una gran utilidad, y aunque sea posible encontrar dicho vínculo, la posibilidad de obtener una valoración alternativa respecto de un determinado bien ambiental dota de interés a estos métodos.

3.8.2.2. El método de los costes evitados o inducidos.

El método que vamos a examinar en primer caso plantea que el bien privado y el bien ambiental son substitutivos. Se examinan dos posibilidades:

a)El bien ambiental forma parte de la función de producción ordinaria de un bien o servicio, como un insumo más.

b)El bien forma parte de la función de producción de utilidad de un individuo.

El análisis en ambos casos es similar de forma que sólo comentaremos las características y problemas asociados a la utilización del bien ambiental como insumo de la función de producción ordinaria.

De hecho no es difícil encontrar supuestos en los que el bien ambiental, el aire o el agua, constituyen insumos de un proceso productivo. En dicho caso el planteamiento residirá en conocer como afectan cambios en la calidad o cantidad del bien ambiental al rendimiento de los demás factores en la producción de bienes privados. Para dicho conocimiento será imprescindible un instrumento ya citado: las *funciones de dosis-respuesta*.

El procedimiento de los costes evitados o incurridos parte del conocimiento de las funciones dosis-respuesta referentes a un determinado tipo de contaminación y busca determinar el impacto de las medidas propuestas sobre las actividades productivas afectadas⁴⁸², dadas las características del entorno examinado.

Son bastantes las limitaciones de éste método. En especial se cita el problema de las medidas defensivas. La cuestión reside en el hecho de que este enfoque supone agentes precio-aceptantes, de no serlo no está tan clara la valoración de los resultados derivados de las medidas tomadas, puesto que los beneficios y/o costes se repartirán entre productores y consumidores.. Además, también se supone que se mantienen constantes tanto la composición de la producción como la cantidad y composición del resto de insumos empleados, lo cual tampoco parece ser lo más habitual. Lo usual, en la práctica, es que los productores, ante cambios en las condiciones de producción, tomen medidas de

⁴⁸² Dicho análisis se puede realizar tanto en términos de costes evitados como de costes causados o inducidos.

protección (*averting behaviour*), tanto modificando la composición de su producción como alterando su utilización de insumos⁴⁸³.

3.8.2.3. El método del coste de viaje o desplazamiento.

Tal y como comentamos anteriormente este método se basa en las relaciones de *complementariedad* entre bienes ambientales y bienes privados. Es decir, cuando el disfrute del bien ambiental implica el empleo de bienes privados. De hecho, la idea que subyace en él, es la utilización de la información sobre la cantidad de tiempo y dinero que los individuos dedican a visitar un espacio recreativo dado.

Su objetivo consiste en estimar como cambia la demanda del bien ambiental ante cambios en los costes de disfrutarlo, centrándose fundamentalmente en el uso recreativo del bien.

Al menos cinco tipos de cuestiones se deben resolver para obtener los resultados deseados. En primer lugar la existencia de datos sobre costes de desplazamiento y tiempo de viaje. Además, se necesitan datos sobre las características de las familias que visitan el espacio recreativo. Obviamente se debe disponer también de datos sobre el área examinada, sus características y todos los servicios de que provee. El cuarto problema consiste en especificar las relaciones de demanda, para concluir con la resolución de los problemas de estimación que puedan surgir.

⁴⁸³ Como resalta AZQUETA, D. (1.994). Op. Cit. Págs. 80-81, el método sólo será válido, en consecuencia, cuando los productores sean pequeños empresarios y no tomen medidas defensivas.

De hecho es en el primer aspecto, en la determinación de los costes y en su imputación, donde surgen los peores problemas. Así, existen costes inevitables y que obviamente se deben incluir, y costes discrecionales, en torno a los cuales existen profundas discrepancias en cuanto a su consideración.

Dentro de este tema, es importante retomar el problema de las *irreversibilidades*. La cuestión primordial al tratar cuestiones de irreversibilidad es que nos enfrenta a casos en los que no son valorables los costes, y el hecho de no poder preguntar a las generaciones futuras sobre si prefieren cañones (**crecimiento**) o mantequilla (**bienes ambientales**) deja en una situación incómoda al gestor de la política ambiental. De hecho un buen número de autores rechaza que en estas circunstancias sea factible aplicar el análisis coste beneficio, o lo que es lo mismo, que sea de utilidad el modelo de Krutilla-Fisher⁴⁸⁴. Como alternativa se ha planteado la posibilidad de hacer la cuestión al revés, es decir, preguntar si existe un *valor mínimo del bien ambiental* que se va a eliminar. En dicho caso si dicho valor mínimo crítico hace negativo al valor presente de la inversión propuesta la decisión sería **preservar**.

3.8.2.4. El método de los precios hedónicos.

De nuevo este método se basa en las relaciones de complementariedad entre bien ambiental y bien privado. En concreto se aplica cuando el bien ambiental es una de las características buscadas al adquirir el bien privado. Es bastante

⁴⁸⁴ Vid. O.C.D.E. (1.989): *Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation*. O.C.D.E. París. Págs. 61-62 y 78.

habitual que con la adquisición de un determinado bien el adquirente satisfaga varias necesidades, en esta multiplicidad de atributos se apoya este método⁴⁸⁵.

A través de los *precios hedónicos* se busca descubrir las distintas cualidades de un bien que dan lugar a su precio, diferenciándolas en función de su importancia. En otras palabras, se trata de descubrir la disposición marginal a pagar por cada una de las características deseables del bien en concreto.

Así, alguna de las aplicaciones más conocidas, son las que relacionan la *calidad ambiental* de los puestos de trabajo y los salarios exigidos⁴⁸⁶ o las que relacionan el precio de las viviendas con la calidad ambiental de las zonas en las que se ubican, entendida la calidad ambiental en sentido amplio⁴⁸⁷.

La validez de este método se asienta en el supuesto de movilidad de las personas dentro del mercado analizado, es decir, no existen unos costes de transacción insalvables y los individuos se pueden comportar *a la Tiebout*, votando con los pies. Cuando esta característica no se verifica será más apropiado el método de los costes evitados/inducidos.

Este método recoge únicamente *valores de uso*, no considerándose los valores otorgados por aquellos que no utilizan el bien. Tampoco se puede olvidar la

⁴⁸⁵ Ello sucede con la adquisición de determinados bienes como la vivienda, el automóvil, ropa, etc.... Con ellos no sólo se busca un medio cubrir las necesidades de refugio, transporte,... sino que también se *adquieren* otras condiciones de índole estética y de autoestima.

⁴⁸⁶ En este caso se suele hablar de *salarios hedónicos*.

⁴⁸⁷ Es decir valorando aspectos como el ruido, la contaminación atmosférica, la oferta de zonas verdes, el nivel económico medio de los demás vecinos, la existencia de problemas de marginalidad en el barrio,....

problemática de las generaciones futuras, cuyos intereses quedan en manos de las actuaciones presentes de los usuarios del bien.

Veamos un cuadro en el que se reproduce el impacto de una variable ambiental, el ruido sobre los precios de la vivienda:

Cuadro 3.5. Impacto del ruido del tráfico sobre el precio de la vivienda en porcentaje de su precio

Situación	Impacto de un cambio unitario en L_{eq}
Estados Unidos	
++ North Virginia	0'15
++ Tidewater	0'14
++ North Springfield	0'18-0'50
++ Towson	0'54
++ Washington	0'88
++ Kingsgate	0'48
++ North King County	0'30
++ Spokane	0'08
++ Chicago	0'65
Canadá	
++ Toronto	1'05
Suiza	
++ Basel	1'26

L_{eq} : nivel constante de sonido (en decibelios) usado como referencia.

Fuente: O.C.D.E. (1.989)

Como vemos, el precio de las viviendas se ve afectado con distinta intensidad por los cambios en el ruido en el tráfico, en algunos casos, grandes ciudades de los Estado Unidos, o en el ejemplo de Canadá y Suiza, los efectos son más que substanciales.

3.8.2.5. El método de valoración contingente⁴⁸⁸

Se trata de un método directo basado en preguntar a las personas cuanto están dispuestas a pagar (recibir) por el cambio en el bienestar sufrido o esperado ante un cambio en la calidad ambiental.

El método se aplica a través de encuestas, entrevistas, cuestionarios o procedimientos similares. Éstos se suelen articular en tres bloques. En el primero se ofrece la información relevante respecto de las características del bien que va a ser modificado. En el segundo bloque se muestran las modificaciones y por último se obtiene información con respecto a las características socioeconómicas más relevantes de la persona encuestada.

El objetivo final de este tipo de ejercicios es que los entrevistados revelen su disposición a pagar (a recibir compensación) por una mejora (un empeoramiento) de la calidad de un bien ambiental dado.

Los principales problemas de este método hacen referencia a la dificultad de obtener de los entrevistados respuestas honestas, bien informadas y sin sesgo. Además, las respuestas obtenidas difícilmente podrán ser contrastadas, al menos cuando es el único método aplicable⁴⁸⁹, situación en la que se hace más necesaria su contrastación. Una dificultad técnica adicional hace referencia al problema de

⁴⁸⁸ Vid. RIERA, P. (1.994): *Manual de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

⁴⁸⁹ No hay relaciones claras entre los bienes ambientales y bienes privados.

las importantes divergencias detectadas entre *Disposición a pagar* y *Exigencia de compensación*.

Aunque algunos autores dicen que los resultados buscados deben asegurar las mismas garantías de fiabilidad que las que proporcionaría el mercado en el caso de tratarse de bienes privados, me parece más conveniente la comparación de Mitchel y Carson (1.989) según los cuales el método lo que debería reproducir no es el comportamiento de los agentes en el mercado, sino el de los votantes ante un referendun, puesto que las características específicas de muchos bienes ambientales⁴⁹⁰ difícilmente se pueden comparar con las propias de los bienes privados.

La abundante literatura crítica con el método de la valoración contingente (MVC) no menoscaba algunas de sus características deseables. Así, frente a los métodos indirectos de valoración, es el único método capaz de aproximar cuantificaciones a los *valores de no-uso* de los bienes ambientales.

Otra ventaja que se suele argumentar es que con el MVC no es necesario introducir ningún supuesto previo, ni ninguna estimación de la función de demanda de la persona, evitándose problemas de especificación y estimación.

El informe del *Blue Ribbon Pannel*, realizado entre otros por expertos como Arrow o Solow, ha dado el espaldarazo definitivo a la aplicación de este método.

⁴⁹⁰ Nos referimos a su caracterización como bienes públicos o bienes mixtos.

A continuación se reproduce el cuadro 3.6. que muestra una serie de aplicaciones efectuadas en la década de los ochenta en Noruega, se trata fundamentalmente de ejemplos de aplicación del método del Coste de Desplazamiento, y algún caso de aplicación del método de Valoración Contingente.

Cuadro 3.6. Aplicación de los métodos de valoración contingente y coste de desplazamiento en Noruega.

Elemento a valorar	Evaluación monetaria de Beneficios - Costes en £ (Abril 89)	Método empleado	Tipo de Valor obtenido
Fondo nacional de peces de agua dulce (1.981)	128-204 por persona y año	MVC	V. Económico Total
Pesca de salmón en línea. Río Gaula (1.981)	24'8 por pescador y día	CD	V. de uso
Pesca de trucha en línea. Río Hallingdalselv (1.984)	13 por pescador y día	CD	V. de uso.
Pesca de trucha en línea. Río Tinnelv (1.984)	13 por pescador y día	CD	V. de uso.
Agotamiento del fondo de salmón. Río Numedalslagen (1.985)	Contribución para evitar "una cierta reducción": 12'5. Contribución para evitar "una reducción considerable": 26.	MVC (estudio local)	V. de opción y V. de uso.
Pesca de salmón y trucha en línea. Río Vikadeselv (1.988)	10-14 por pescador y día	CD	V. de uso
	10-14 por pescador y día	MVC	
Pesca de salmón y trucha en línea. Río Stordalselv (1.988)	18-23 por pescador y día	CD	V. de uso

CD: Método del Coste de Desplazamiento

MVC: Método de Valoración Contingente

Fuente: O.C.D.E. (1.992)

3.8.2.6. Los problemas de la agregación.

Pudiera parecer que después de todos los pasos recorridos nos encontrásemos a las puertas del alcance de medidas fiables de los valores asociados a cambios en la calidad ambiental. Desafortunadamente aún quedan importantes aspectos a considerar. Entre ellos podríamos considerar el difícil paso a dar para pasar de los datos obtenidos de los individuos a un valor agregado, llamémosle social, de los cambios esperados.

La literatura del bienestar muestra cuatro procedimientos para alcanzar dicho valor agregado⁴⁹¹. El primer criterio considerado es el de Pareto que establece que no se puede aceptar ningún cambio de políticas excepto que al menos un individuo mejore (cambio positivo en el bienestar) y no empeore ninguno. Ello lleva a que se renuncia a la burda agregación por suma del bienestar de los individuos. Desafortunadamente pocas medidas superan ese criterio.

El segundo criterio fue propuesto independientemente por Hicks y Kaldor en 1.939. Establece que se debe aceptar una política si aquellos que ganan con ella pueden compensar plenamente las pérdidas de bienestar de los perdedores. El test, por tanto, se pasa si la **suma** de cambios individuales en el bienestar es mayor que cero. El criterio empleado por la nueva economía del bienestar plantea que la compensación necesita ser efectivamente pagada, y asumen que se pueden sumar los cambios en el bienestar individual para obtener el social.

⁴⁹¹ El tema es de gran complejidad, simplemente plantearemos sus líneas generales siguiendo a Freeman (FREEMAN III°, A.M. (1.979). Op. Cit. Págs. 54-57).

Obviamente, junto con aquellos que opinan que la compensación se debe pagar, también los hay que opinan que basta con la existencia del potencial de la misma. En este caso la discusión avanzó hacia temas de equidad y justicia social. Muchos se plantearon que la compensación se debía pagar o no en función de quien la iba a pagar y de quien obtenía los beneficios de la medida. En este sentido se define el tercer criterio, propuesto por Little en 1.957, que hace explícita la preocupación por los aspectos de equidad. Propone un test bifásico. En un primer momento se verifica si pasa el test de Hicks-Kaldor, y segundo se verifica si el cambio conlleva una mejora en la distribución de la renta.

El cuarto enfoque va más allá en este camino, al considerar los aspectos de justicia social y equidad a la hora de introducir nuevas políticas. La propuesta más habitual plantea el establecimiento de todo un conjunto de pesos o una función de bienestar social que de distinta importancia a los cambios individuales en el bienestar en función de los *méritos* relativos de cada individuo. Obviamente los problemas prácticos del enfoque son de difícil resolución y se tratan de resolver introduciendo supuestos relativos al comportamiento de la distribución de la renta y de las elasticidades renta de la demanda de los individuos.

3.8.3. LOS COSTES DE REDUCIR LA CONTAMINACIÓN⁴⁹².

La lectura del capítulo anterior nos da pie a las cuestiones que se van a plantear a continuación. Se puede caer en la tentación de pensar que reducir la contaminación sea una opción carente de costes, pero lo cierto es que los tiene y son un elemento crucial a la hora del diseño de las políticas ambientales, puesto que se pueden producir *excesos* en las restricciones a las emisiones de contaminantes si no se considera también esta otra cara de la moneda.

Comentamos anteriormente que es habitual encontrar en la literatura, como explicación a algunos problemas ambientales, el argumento de los ‘fallos de mercado’. En todo caso parece más adecuado, en un doble sentido, hablar de efectos externos, tanto porque dicho concepto permite constatar las divergencias entre costes privados y costes sociales, como porque el concepto de fallo de mercado suena a algo excepcional, mientras que algunos autores, con los que coincidimos, parten de la caracterización de los efectos externos como resultados ordinarios del proceso económico⁴⁹³.

⁴⁹² Vid. entre otros los análisis de Field. FIELD, B.C. (1995). Op. Cit. Págs. 186-209. O el de Goodstein. GOODSTEIN, E.S. (1995): *Economics and the Environment*. Prentice Hall, Englewood Cliffs (N.J.). Págs. 108-130.

⁴⁹³ Vid. OLMEDA, M. (1984): *Los efectos externos del mercado: un reto al análisis económico convencional*. Promolibro, Valencia. Pág. 169: “Constituyen un componente real normal -y no excepcional- del comportamiento de consumo y de producción en nuestros días”.

Por tanto la existencia de la contaminación no es algo extraordinario, sólo refleja la ausencia de mecanismos en el mercado que hagan que las empresas tengan en consideración el monto total de costes derivados de su proceso de producción.

Puede parecer, por tanto, que la interiorización de los efectos externos represente siempre algo deseable, pero como vimos en el capítulo anterior no siempre es deseable y/o adecuado interiorizar los efectos externos. Como comentaremos a continuación, la reducción o eliminación de la contaminación también conlleva costes, y estos se deberán tener en consideración a la hora de determinar que políticas son más adecuadas para gestionar el medio ambiente.

3.8.3.1. Los costes de oportunidad.

En palabras de Field⁴⁹⁴ este concepto nos muestra “la alternativa más altamente valorada en la cual se podrían haber invertido estos recursos y a la cual la sociedad tendría que renunciar cuando los recursos se utilizan en otra forma específica”. Es decir, al emplear recursos en el control de la contaminación, y ser estos escasos, estamos renunciando a otros posibles empleos de los mismos.

3.8.3.2. Otros costes del control de la contaminación.

Como resultado de los programas de reducción de la contaminación se dan además toda una serie de costes adicionales, costes directos algunos de ellos, y por lo tanto más fácilmente cuantificables que muchos de los beneficios. Así, por

⁴⁹⁴ FIELD, B.C. (1.995). Op. Cit. Pág. 187.

ejemplo, el control de la contaminación puede implicar costes para la sociedad en términos de desempleo.

Determinadas medidas ambientales han causado despidos y reducción de mano de obra en los sectores afectados. No obstante, muchas veces estas medidas a su vez han generados nuevos empleos, bien en otras zonas geográficas, bien en nuevos sectores que aparecen como consecuencia de la regulación. En todo caso estos costes tienden a ser minusvalorados como consecuencia de los supuestos de movilidad sectorial y espacial del factor trabajo que se aplican en un buen número de análisis.

Otro elemento a considerar, aunque también bastante directo de obtener, es el coste en materia de modificaciones tecnológicas derivadas de la normativa de protección ambiental. Así, habrá que adquirir nueva maquinaria, construirla, preparar nuevos espacios para situarla o para almacenar los residuos, efectuar cambios en la maquinaria empleada, reciclar al personal para que aprenda a utilizarla, o, en los casos de cambios en los combustibles, buscar nuevas fuentes de aprovisionamiento y cambios en los procesos productivos.

Además, dado que mucha de esta nueva tecnología es intensiva en capital, se pueden generar problemas de liquidez y financiación en muchas empresas.

Un último elemento, que cada vez aparece más en los análisis efectuados, es el llamado coste de ejecución de la normativa⁴⁹⁵, en el sentido de que su entrada en funcionamiento exigirá recursos para la burocracia que la gestione y, en multitud de casos, gastos en vigilancia e inspección para garantizar su cumplimiento.

⁴⁹⁵ *Enforcement costs.*

3.8.3.3. El descuento.

El descuento es un procedimiento habitual en la valoración económica⁴⁹⁶. En el caso de los problemas ambientales el descuento cobra protagonismo a causa de que determinados contaminantes tienen sus efectos tras un determinado plazo de tiempo. En tal caso el tiempo será un elemento crucial en la estimación de los costes y beneficios, y dado que los beneficios de las políticas ambientales se miden en referencia a las preferencias de los individuos, también se deben tener en consideración las preferencias temporales de los mismos.

La gente suele preferir los beneficios ahora que después, y al contrario con los costes, y por tanto un beneficio o coste futuro debe ser *descontado* para recoger las preferencias temporales. La tasa a la que se descuenta se denominará *tasa o tipo de descuento* y como resultado de su aplicación se tiende a reducir el valor de las medidas que producen beneficios en el futuro y aumentar aquellas que los producen en el corto plazo.

El descuento conlleva un riesgo, ya que tal y como advierte Field⁴⁹⁷ “existen algunos asuntos ambientales significativos, como el calentamiento global, en el cual se espera que los impactos considerables ocurran en un futuro distante, y en este caso el descuento tiende a reducir substancialmente la importancia de los programas que se dirigen a este problema”.

⁴⁹⁶ Vid. en referencia con sus aplicaciones ambientales BATEMAN, R.K., PEARCE, D. y TURNER, R.K. (1.994): *Environmental economics. An elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire. Págs. 97-99 y 102-106. GOODSTEIN, E.S. (1.995). Op. Cit. Págs. 62-84. WEITZMAN, M..L. (1.993): “The environmental discount rate” en *Discussion Papers. Harvard Institute of Economic Research*, nº 1625. Y en un sentido más amplio cualquier manual de microeconomía o de análisis coste-beneficio.

⁴⁹⁷ Op. Cit. Pág. 180.

Obviamente tampoco podemos rechazarlo, aunque hay que reconocer que las generaciones presentes parecen mostrar un sesgo un tanto peligroso en favor de las cuestiones del corto plazo, especialmente en materia de problemas ambientales. Por ello muchos ambientalistas discuten la lógica del descuento *per se*, que puede llevar a resultados dramáticos en el futuro.

No es sencillo introducir dichas objeciones en los análisis, porque con ello se debe buscar el reflejo de los intereses y deseos de las generaciones futuras, y, por tanto, en cualquier caso estaremos tomando decisiones en nombre de seres que aun no existen o que aun no tienen capacidad de decisión⁴⁹⁸.

El descuento puede ser especialmente desaconsejable en presencia de *irreversibilidades*. En palabras de Pearce y Warford⁴⁹⁹: “la irreversibilidad confiere una pérdida permanente para las generaciones futuras, dicha pérdida será lamentada con distinta intensidad por parte de las generaciones futuras”. Ello quiere mostrar que mantener todas las opciones abiertas puede carecer de sentido si es poco probable que las generaciones futuras lamenten algunas pérdidas, pero sí denuncien la renuncia al desarrollo.

En el proceso de descuento, tipos elevados pueden trasladar la carga de determinadas acciones a las generaciones futuras, pero es sabido que el nivel general de inversión cae según aumenta el tipo de descuento frenando la senda de desarrollo

⁴⁹⁸ De hecho, y aunque no es un tema que vayamos a abordar, el tema del descuento y el tema de los *derechos* de las generaciones futuras, suele ir ligado en multitud de análisis con el tema del *desarrollo sostenible*. Vid. por ejemplo NORGAARD, R.B. y HOWARTH, R.B. (1.991): “Sustainability and discounting the future” en COSTANZA, R. *Ecological economics. The science and management of sustainability*. Columbia University Press, New York. Págs. 88-101 o el citado análisis de Goodstein. GOODSTEIN, E.S. (1.995). Op. Cit. Págs. 70-84.

⁴⁹⁹ PEARCE, D.W. y WARFORD, J.J. (1.993). Op. Cit. Pág. 65.

económico, en general. Dado que se requieren recursos naturales para los procesos de inversión también caerá la demanda de dichos recursos. Incluso se ha llegado a afirmar⁵⁰⁰: “El resultado de la elección de tipos de descuento sobre el uso general de los recursos ambientales y el medio ambiente es ambiguo”. Postulado que se utiliza para invalidar algunos argumentos excesivamente simplistas contra el descuento.

Se trata, en todo caso, de una cuestión central en los procesos de toma de decisiones ambientales. Siempre que exista un vínculo entre las acciones presentes y la situación ambiental de las generaciones futuras habrá que plantear qué beneficios y qué costes estamos trasladando al futuro. Hoy por hoy, parece ineludible la necesidad del descuento, no obstante habrá que matizar cuándo es adecuado, y, fundamentalmente, cómo y quién determina cuál es el tipo de descuento apropiado para cada circunstancia.

⁵⁰⁰ Vid. PEARCE, D.W. y WARFORD, J.J. (1.993). Op. Cit. Pág. 69.

ANEXO 3

Apéndice matemático.

F^i muestra el nivel de utilidad o de producción del individuo o empresa i , y X_j el argumento de F^i ($j=1, \dots, m$). Existe un efecto externo generado por la empresa o el individuo h que afecta al individuo i ($i \neq h$) cuando:

$$F^i = F^i(X_1^i, \dots, X_m^i; X_n^h) \quad (1.1)$$

Además, podemos definir un efecto externo *marginal* como

$$u_{X_n^h}^i \neq 0, \text{ donde } u_{X_n^h}^i = \frac{\partial F^i}{\partial X_n^h} \quad (1.2)$$

dicho efecto externo será positivo o negativo en función de si

$$\left[u_{X_n^h}^i > 0 \text{ ó } u_{X_n^h}^i < 0 \right]$$

Por otra parte, decimos que existe un efecto externo *inframarginal* cuando

$$u_{X_n^h}^i = 0 \quad (1.3)$$

dicho efecto externo será positivo o negativo en función de si

$$u_{X_n^h}^i = 0 \text{ y } \int u_{X_n^h}^i dX_n^h > 0; \text{ ó}$$

$$u_{X_n^h}^i = 0 \text{ y } \int u_{X_n^h}^i dX_n^h < 0$$

Bienes públicos

$$\begin{aligned} \max W(U_1(x, y_1), U(x, y_2)) \\ \text{s.a.: } T(x, y_1 + y_2) = 0 \end{aligned} \quad (2.1)$$

Condiciones de primer orden:

$$a \frac{\partial U_1(x^*, y_1^*)}{\partial x} + b \frac{\partial U_2(x^*, y_2^*)}{\partial x} - t \frac{\partial T(x^*, y^*)}{\partial x} = 0 \quad (2.2)$$

$$a \frac{\partial U_1(x^*, y_1^*)}{\partial y_1} - \frac{\partial T(x^*, y^*)}{\partial y} = 0 \quad (2.3)$$

$$b \frac{\partial U_2(x^*, y_2^*)}{\partial y_2} - \frac{\partial T(x^*, y^*)}{\partial y} = 0 \quad (2.4)$$

Donde $a = \frac{\partial W(U^*)}{\partial U_1}$, $b = \frac{\partial W(U^*)}{\partial U_2}$ e $y^* = y_1^* + y_2^*$

Operando eliminamos los multiplicadores de Lagrange

$$\frac{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial x + b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial x}{\partial T(x^*, y^*)/\partial x} = \frac{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial y_1}{\partial T(x^*, y^*)/\partial y} = \frac{b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial y_2}{\partial T(x^*, y^*)/\partial y}, \quad (2.5.)$$

igualdad que implica que: $a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial y_1 = b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial y_2$. Con ello si eliminamos los denominadores de la primera igualdad y aplicamos lo anterior:

$$\frac{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial x + b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial x}{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial y} = \frac{\partial T(x^*, y^*)/\partial x}{\partial T(x^*, y^*)/\partial y}$$

$$\frac{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial x}{a\partial U_1(x^*, y_1^*)/\partial y_1} + \frac{b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial x}{b\partial U_2(x^*, y_2^*)/\partial y_2} = \frac{\partial T(x^*, y^*)/\partial x}{\partial T(x^*, y^*)/\partial y} \quad (2.6.)$$

Esta última expresión (2.6.) nos dice en términos de relaciones marginales de sustitución y de transformación que $RMS_1 + RMS_2 = RMT^{501}$.

Impuesto óptimo.

El Beneficio Social Neto (BSN) viene dado por la diferencia entre los beneficios brutos de la actividad y los costes privados (C(Q)) y externos (CE(Q)).

$$BSN = pQ - C(Q) - CE(Q) \quad (3.1.)$$

Vamos a maximizarlo:

$$\frac{\partial BSN}{\partial Q} = p - \frac{\partial C}{\partial Q} - \frac{\partial CE}{\partial Q} = 0 \quad (3.2.)$$

Si definimos el coste social (CS) como la suma de costes privados y costes externos:

$$p = \frac{\partial C}{\partial Q} + \frac{\partial CE}{\partial Q} = \frac{\partial CS}{\partial Q} \quad (3.3.)$$

Despejando tendríamos:

$$p - \frac{\partial C}{\partial Q} = \frac{\partial CE}{\partial Q}$$

⁵⁰¹ Con lo cual las condiciones de optimalidad no coinciden con las características de un mercado competitivo, ya que en lugar de $RMS_i = RMT$ para cada consumidor, aquí se exige que $\sum RMS_i = RMT$. Cada RMS expresa la cantidad de bien privado (y) que el individuo está dispuesto a sacrificar a cambio de una unidad adicional de bien público (x). Dicha cuantía debería ser la financiación exigida a cada individuo para que la provisión del bien público sea posible.

$$\frac{\partial \text{BPN}}{\partial Q} \stackrel{\text{ó}}{=} \frac{\partial \text{CE}}{\partial Q} \quad (3.4.)$$

Usando (3.3.) vemos que si:

$$t^* = \frac{\partial \text{CE}}{\partial Q^*} \quad (3.5.)$$

Entonces,

$$p = \frac{\partial C}{\partial Q^*} + t^* \quad (3.6.)$$

Es decir, el Beneficio Social Neto máximo se alcanza allí donde los precios se igualan con el coste marginal privado (que la empresa ya tomaría normalmente en consideración) más el impuesto (que pasará a ser un nuevo coste para la empresa).

4. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA LLUVIA ÁCIDA: EL DISEÑO DEL IMPUESTO.

4.1. INTRODUCCIÓN.

Desde la perspectiva económica resulta bastante directo caracterizar a la lluvia ácida como un caso de efectos externos medioambientales. Desgraciadamente las recetas que la teoría nos proporciona para su interiorización no son de fácil aplicación, puesto que existen toda una serie de circunstancias particulares que desvirtúan los análisis convencionales. Así, deberemos tomar en consideración los siguientes aspectos:

1º) La lluvia ácida es un problema intergeneracional, es decir, los efectos de las emisiones actuales se extienden más allá del presente, alcanzando a generaciones de seres humanos y otros seres vivos que aún no han nacido. Ello se debe a que los agentes contaminantes causantes de la lluvia ácida entran en la categoría que hemos denominado de *contaminantes persistentes*, es decir, con efectos acumulativos.

2º) Tampoco se puede olvidar la dimensión flujo del fenómeno, puesto que un porcentaje importante de deposiciones ácidas están ligadas con emisiones producidas cerca en el tiempo. Por tanto el diseño de medidas de control deberá

compatibilizar las dos dimensiones del fenómeno, su dimensión flujo y su dimensión fondo. Este último aspecto deberá ser tenido en cuenta, especialmente, cuando se evalúen los resultados de las medidas de control, dado que la dimensión fondo de la lluvia ácida implicará que parte de los beneficios derivados de su control no comenzarán a evidenciarse hasta pasado un cierto lapso de tiempo⁵⁰².

3º) Se trata de un fenómeno interjurisdiccional. La literatura coincide con nuestros resultados del capítulo primero en que realmente no es un problema de escala global, pero lo es de escala continental. Desafortunadamente las recetas tipo regulación directa o regulación indirecta están pensadas para jurisdicciones claramente definidas y con autoridad para la aplicación y verificación de los paquetes de medidas.

4º) La lluvia ácida tiene efectos sumamente variables en función de características geográficas, físicas, biológicas y climáticas, tanto de los puntos emisores como de los puntos receptores y se pueden ver grandes diferencias ante modificaciones en algunos de estos aspectos.

5º) El hecho de que los agentes causantes de la lluvia ácida sean perniciosos, tanto en su faceta de contaminantes primarios, como en su faceta de contaminantes secundarios, añade mayor complejidad a su control.

6º) En referencia a los contaminadores, se trata de un fenómeno bipolar. Gran parte de las emisiones de anhídrido sulfuroso provienen de grandes contaminadores estáticos, mientras que la mayoría de las emisiones de óxidos de nitrógeno están originadas por un sinnúmero de minúsculas fuentes móviles.

⁵⁰² Esto es especialmente evidente en el caso del efecto invernadero, puesto que se estima que el efecto de las reducciones de las emisiones de gases con efecto invernadero sobre la temperatura global del planeta no comenzará a vislumbrarse hasta bien entrado el siglo XXI, tal es la cantidad acumulada de los agentes productores del fenómeno y su persistencia en la atmósfera.

7º) Aquellos contrarios a la intervención, es decir, los sectores que deberán soportar el peso de la carga del ajuste, destacan que los beneficios derivados del control del fenómeno son inciertos, mientras que los costes son conocidos y elevados, aunque hemos destacado en nuestro análisis que ni los primeros son tan inciertos, ni los segundos están tan claramente determinados.

8º) El análisis convencional se basa, en su práctica generalidad, en situaciones de competencia perfecta. Pues bien, en el caso de las grandes fuentes estáticas participantes en el fenómeno la situación habitual es la de comportamientos monopolistas u oligopolistas, con gran influencia y poder de presión, sin olvidar que nos enfrentamos a algunos sectores altamente regulados, como es el sector eléctrico.

9º) Además, el objetivo tradicional del análisis convencional también se ha visto desplazado. Hoy en día el planteamiento es que los instrumentos empleados deben permitir el alcance de los objetivos socialmente aceptables, dejando a un lado la quimérica búsqueda del *óptimo social*.

10º) Los instrumentos ambientales, especialmente algunos de los enmarcados dentro de la regulación indirecta, se caracterizan por ser regresivos. Por si fuera poco, ello se conjuga con un mayor peso en la búsqueda de la eficiencia en detrimento de la equidad de las medidas.

11º) Pese al importantísimo desarrollo teórico llevado a cabo en materia de diseño y gestión de instrumentos de regulación indirecta, la aplicación de los mismos ha sido muy reducida y se encuentra con la oposición de la mayoría de agentes sociales afectados.

12º) Los analistas, parecen posicionarse en favor de las medidas de regulación directa o de las indirectas como si considerasen incompatibles a unas y otras, cuando la praxis parece demostrar que pueden interactuar con resultados muy positivos.

Estos doce aspectos son la clave para poder delimitar el hecho imponible de un impuesto contra la lluvia ácida y avanzar en el diseño de sus restantes elementos. Es decir, sin ellos no se podría configurar lo que se define en nuestro ordenamiento⁵⁰³ como: “el presupuesto de naturaleza jurídica o económica fijado por la Ley para configurar cada tributo y cuya realización origina el nacimiento de la obligación tributaria”, pero tampoco podríamos aproximar el resto de características del instrumento de control que buscamos.

4.2. CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LA LLUVIA ÁCIDA.

4.2.1. INTRODUCCIÓN.

Tal y como se comentó en el capítulo tercero, las categorías económicas de los efectos externos y de los bienes públicos pueden jugar un papel importante en la postulación de soluciones económicas al problema de la lluvia ácida.

Aunque resulta ser menos operativo en este caso, algunos autores parten de caracterizar el fenómeno como un caso de bien (mal) público, tal y como hace

⁵⁰³ Ley 230/1.963, General Tributaria, de 28 de Diciembre. Art. 28. EL HECHO IMPONIBLE.

Newbery⁵⁰⁴. No obstante, este autor matiza que la lluvia ácida difiere del *efecto invernadero* en el hecho de que no se trata de un bien público puro, dado que se da exclusión en el *consumo*, en el sentido de que las deposiciones soportadas en una zona sólo afectan a dicha zona y, además, a causa de la existencia de una relación bastante lineal entre emisiones y deposiciones, es decir, al contrario de lo que sucede con el efecto invernadero los daños se pueden localizar geográficamente, el fenómeno no es global.

Es frecuente que los economistas que estudian el fenómeno lo caractericen como un caso de indefinición de derechos de propiedad sobre el uso del medio ambiente. Dicho enfoque se repite en autores como Meyer y Yandle⁵⁰⁵ o como Beckerman⁵⁰⁶.

El enfoque que resulta más prometedor es el de considerar a la lluvia ácida como un caso de efecto externo, y más concretamente un caso de efecto externo recíproco⁵⁰⁷, en el sentido de que la mayoría de los países son tanto causantes como víctimas de la contaminación⁵⁰⁸.

⁵⁰⁴ NEWBERY, D.M. (1.990). Op. Cit. Págs. 319-328.

⁵⁰⁵ MEYER, R. y YANDLE, B. (1.987). Op. Cit. Págs. 527-529.

⁵⁰⁶ BECKERMAN, W. (1.990): *Economic Incentives and Environmental Policy*. Parlamento Europeo, Bruselas, 21 de Junio. Pág. 52. Vid. también la introducción al artículo de LEE, D.L. (1.985): "Rent-Seeking and its implications for Pollution Taxation" en *Southern Economic Journal*, nº 3 (LI). Pág. 731.

⁵⁰⁷ Así se caracteriza por ejemplo en KAITALA, V., POHJOLA, M. y TAHVONEN, O (1.992): "An Economic Analysis of Transboundary Pollution Between Finland and the Former Soviet Union" en *Scandinavian Journal of Economics*, nº3 (XCIV). Págs. 409-424. Vid. Pág. 410. O también en DASGUPTA, P. (1.991): "The environment as a commodity" en VINES, D. y STEVENSON, A.A. *Information, Strategy and Public Policy*. Basil Blackwell, Oxford. Págs. 71-103. En especial vid. págs. 76 a 78. En el caso de este autor la reciprocidad de los efectos externos está muy ligada también a la interjurisdiccionalidad de los fenómenos analizados, como también sucede con: CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (1.992): "The international dimension of environmental policy" en *European Economic Review*, 36. Págs. 379-387.

⁵⁰⁸ Autores como Meyer y Yandle hablan de efectos externos recíprocos pero en el sentido coasiano, es decir, la contaminación, desde la perspectiva económica, no existiría si no hubieran víctimas, como tampoco existiría sin contaminadores. MEYER, R. y YANDLE, B. (1.987). Op. Cit. Pág. 528.

Para el correcto análisis económico de la lluvia ácida es esencial comprender los motivos de orden económico por los que se da el fenómeno. Ya se han comentado los serios problemas que tiene el modelo neoclásico convencional para analizar fenómenos como la contaminación. Estos problemas pueden paliarse mediante la utilización de la categoría de los efectos externos, porque ésta nos permite aceptar que los resultados del mercado no tienen porqué ser óptimos, y nos permite sugerir actuaciones que nos permiten mejorar el bienestar de la sociedad en su conjunto.

En efecto, la lluvia ácida es, claramente, un evento que confiere un daño apreciable sobre personas que no son partes consentidoras en los procesos de toma de decisión que generan, de forma residual, el fenómeno. Las deposiciones que se dan en las comarcas valencianas de Els Ports y de El Maestrat causan daños en la zona sin que los individuos que viven en ella consientan en los procesos de producción que generan las emisiones, de hecho han mostrado claramente su oposición a las emisiones incontroladas provenientes de la central térmica de Andorra (Teruel).

Derivados de la producción de determinados bienes, electricidad en este caso concreto, se producen otros bienes (males), contaminantes diversos. Al contrario que la electricidad, estos segundos no son intercambiados a través del mercado, quedan fuera de éste, y, dado que son males, implican una socialización de costes. La empresa generadora de la contaminación tiene en consideración los ingresos derivados de su actividad (tarifa eléctrica) y también los gastos (costes de personal, financieros, de materias primas,...) pero no tiene en cuenta la existencia de una serie de gastos que se ocasionan sobre terceros (costes de los daños ambientales).

La teoría dice que la brecha abierta entre los beneficios/costes privados y los beneficios/costes sociales, aleja a la economía del óptimo social. En nuestro caso

seremos más modestos y simplemente afirmaremos que la sociedad en su conjunto está peor de lo que podría estar. De hecho, aunque el alcance del óptimo social no sea un objetivo factible, la sociedad podría estar en mejor situación si se tomaran algún tipo de medidas correctivas.

Siguiendo las definiciones que vimos en el capítulo tercero calificaremos a la lluvia ácida como un efecto externo de tipo tecnológico. Compartimos con bastantes autores la opinión de que los efectos externos monetarios, dado que acaban abriéndose paso a través del sistema de precios, no son realmente efectos externos.

También, siguiendo a Buchanan y Stubblebine, consideraremos al fenómeno como un efecto externo de tipo *relevante*, es decir, la actividad que los causa es desempeñada por individuos con capacidad de tomar decisiones o, profundizando más en el análisis de Buchanan y Stubblebine, diremos que es un efecto externo potencialmente relevante, es decir el/los individuo/s afectados lo son en grado suficiente como para que deseen que el generador modifique su comportamiento.

Menos habitual, pero no menos fructífero, es el planteamiento de autores como Wirl⁵⁰⁹ que emplean la diferenciación entre efectos externos tipo flujo y tipo fondo para evaluar la problemática asociada a la imposición sobre la contaminación. En cualquier caso, consideramos que Wirl se equivoca en su planteamiento al contraponer el caso del efecto invernadero, caso claro y paradigmático de efecto externo tipo fondo, con la lluvia ácida, que él califica como ejemplo de efecto externo tipo flujo olvidando las vertientes acumulativas del fenómeno. En nuestra opinión la lluvia ácida se comporta bien como efecto externo tipo flujo o como tipo fondo dependiendo de parámetros no estables. Así, ya se ha comentado como un

⁵⁰⁹ WIRL, F. (1.994): "Pigouvian Taxation of Energy for Flow and Stock Externalities and Strategic, Noncompetitive Energy Pricing" en *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, de enero. Págs. 1-18.

mero cambio en las políticas de lucha contra la lluvia ácida, fue el origen de su generalización como efecto externo tipo fondo.

Por último, tal y como ya se ha comentado, entendemos que la lluvia ácida es un caso de efecto externo recíproco, pero en el sentido de Meade (1.952) y no en el de Coase. Es decir en el sentido de fenómenos en los que las víctimas son a su vez causantes de efectos externos, es decir son tanto contaminados como contaminadores y no en el sentido coasiano de que para que se dé el efecto externo tan necesario es que exista un causante como una víctima.

Dado que no encontramos ante un efecto externo relevante y potencialmente relevante, parece claro que tal vez nos deberíamos plantear su eliminación, o, al menos, su reducción. Para ello debemos partir de un postulado básico, el efecto externo deberá ser interiorizado, siempre que los beneficios derivados de su control excedan los costes de dicho control. Ello es sumamente importante, puesto que existen muy distintos mecanismos para interiorizar un efecto externo, pero no todos ellos van asociados con los mismos beneficios y costes de control.

Como ya se ha comentado, básicamente son dos los tipos de mecanismos de interiorización de los efectos externos. Por un lado está la regulación directa y por otro la regulación indirecta. No repetiremos los argumentos ya planteados, pero recordemos que nos hemos inclinado, sin rechazar la participación de la regulación directa, por interiorizar el fenómeno mediante un instrumento de regulación indirecta, más concretamente con un impuesto ambiental. Éste, dadas las dificultades inherentes al proceso de interiorización, no será un clásico impuesto pigouviano, sino que se tratará de un impuesto híbrido, que básicamente buscará gravar las emisiones de los contaminantes que causan la lluvia ácida.

En el proceso de interiorización de la lluvia ácida se deberán tener en cuenta otros aspectos, tales como su ámbito intergeneracional e interjurisdiccional, el reparto no homogéneo de los daños, la diversidad de contaminadores,....etc.

Examinemos pues, a continuación, aquellos aspectos que afectan directamente al proceso de interiorización de la lluvia ácida, puesto que, como ya se ha insinuado, la aplicación estricta de las recetas clásicas de interiorización no nos bastará en un caso de tal complejidad.

4.2.2. LA DIMENSIÓN TEMPORAL.

Tal y como se relató al comienzo de este capítulo la lluvia ácida es un fenómeno de carácter intergeneracional, ello viene motivado por el hecho de que los agentes químicos causantes del fenómeno pueden entrar en la categoría de *contaminantes persistentes*. Es decir, se trata de compuestos que resisten el paso del tiempo y, bien en su forma original o bien a través de transformaciones que sufren, tienen efectos en un plazo medio o largo.

En algunas circunstancias los daños se producen sólo cuando se ha dado una acumulación suficiente de contaminantes, como sucede con la participación de los óxidos de nitrógeno en el efecto invernadero. En otras circunstancias lo que sucede es que los contaminantes permanecen en una situación latente y actúan cuando las condiciones ambientales lo permiten, causando, en tales circunstancias, importantes daños. Este es el caso del fenómeno conocido como *shock ácido*, provocado por el contacto entre las deposiciones ácidas sólidas acumuladas y la humedad.

Este aspecto se debe tener en consideración al menos desde dos perspectivas. Por un lado, a la hora del cálculo de los beneficios y costes asociados con el control

de la lluvia ácida se deberán aplicar técnicas de descuento, puesto que los efectos del control también conciernen a las generaciones futuras. Por otro lado, se debe recordar que la reducción en las emisiones presentes tendrá un retraso en cuanto a la reducción en los daños causados, debido a los citados efectos acumulativos, ello puede provocar que se minusvaloren los beneficios asociados al control del fenómeno, puesto que estos no se darán inmediatamente después de tomadas las medidas.

Tampoco podemos olvidar la dimensión flujo del fenómeno. Entre las emisiones de precursores de lluvia ácida y las deposiciones húmedas existe una relación bastante lineal. Es decir, conocidas y controladas las matrices de transporte de los precursores, y mejorado el conocimiento sobre las pautas de transformación de los mismos en ácidos, se puede determinar con creciente certeza cuándo y dónde se van a dar el grueso de las deposiciones ácidas húmedas.

En el diseño de las políticas de control de la lluvia ácida éste puede ser un parámetro crucial, puesto que la aproximación de los vínculos entre fuentes y receptáculos de las deposiciones es un elemento básico para la valoración de los daños y el diseño de los programas de forma que sean eficientes, es decir que reporten el menor coste a la sociedad. Así, es sabido que las deposiciones no hacen daño alguno cuando se producen en el mar o que determinados tipos de suelos neutralizan sin problemas los ácidos depositados, por ello los programas se pueden idear de forma que minimicen las reducciones de aquellos contaminadores que causen menos daños y que maximicen las de aquellos que sean principales causantes de los deterioros.

Como hemos visto, la doble dimensión flujo y fondo del fenómeno de la lluvia ácida, se debe de tener en cuenta a la hora de establecer programas de lucha

contra la contaminación. En el olvido de alguna de estas dimensiones puede estar el origen de problemas ambientales futuros.

4.2.3. LA DIMENSIÓN ESPACIAL.

Como hemos examinado ampliamente en el capítulo primero, una de las principales características de la lluvia ácida es su carácter interjurisdiccional. La lluvia ácida, desde la perspectiva geográfica, entra dentro de lo que denominaremos, problemas de tipo mixto, es decir, con efectos tanto locales como regionales, tal y como hemos examinado en el apartado 6.3. del capítulo tercero. En dichas circunstancias el control del fenómeno chocará con una barrera difícil de salvar, la existencia de distintas jurisdicciones y, por tanto, de distintas autoridades.

Veamos con una sencilla parábola un esquema de las posibles relaciones entre la contaminación generada en las distintas jurisdicciones y los daños que causa en ellas mismas y en otras.

4.2.3.1. Parábola de la Isla d'Esempio.

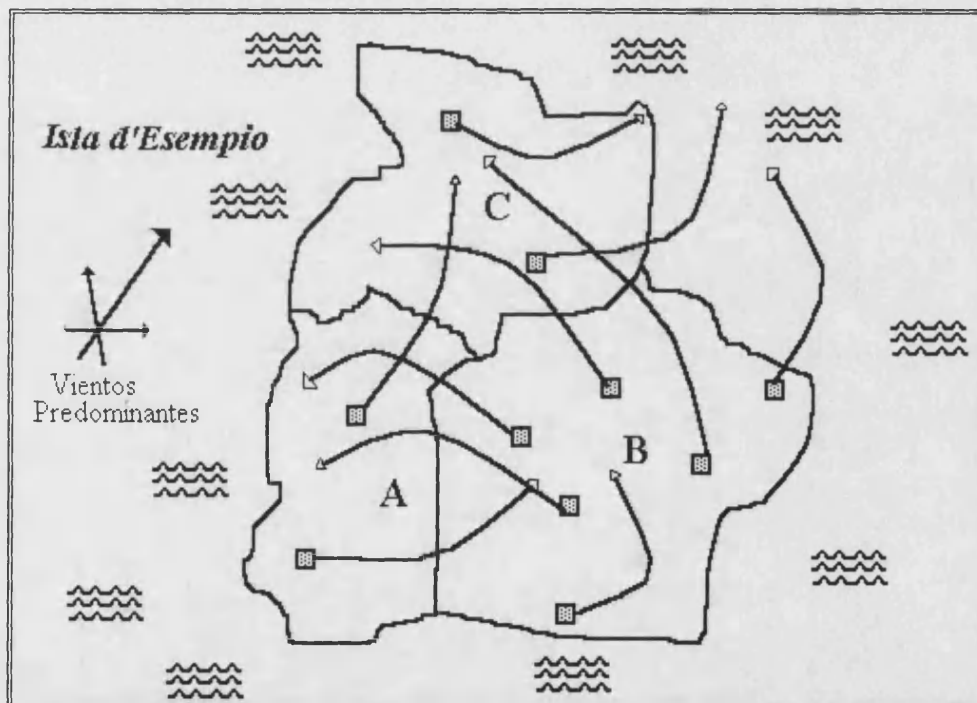
La isla d'Esempio es un territorio habitado, completamente hipotético, en el cual existen tres naciones, el país A, el país B y el país C. Dada su riqueza minera, en los tres países se han instalado industrias intensivas en la utilización de combustibles fósiles. Concretamente en A existen dos grandes fuentes, en B seis y en C dos más.

El régimen de vientos determina que las precipitaciones cargadas de contaminantes se den de forma reiterativa en zonas concretas de la isla. Así A provoca precipitaciones ácidas tanto en su vecino B, como en su

vecino C. B provoca precipitaciones tanto en C y en A, como sobre sí mismo. Mientras que C provoca sólo precipitaciones sobre sí mismo.

Las precipitaciones sobre el mar se ignoran puesto que sus efectos ambientales y económicos son prácticamente despreciables. Además, supondremos que las deposiciones causan unos daños homogéneos a causa de unas condiciones biológicas y edafológicas muy similares en todo el territorio.

Gráfico 4.1. Parábola d'Eempio.



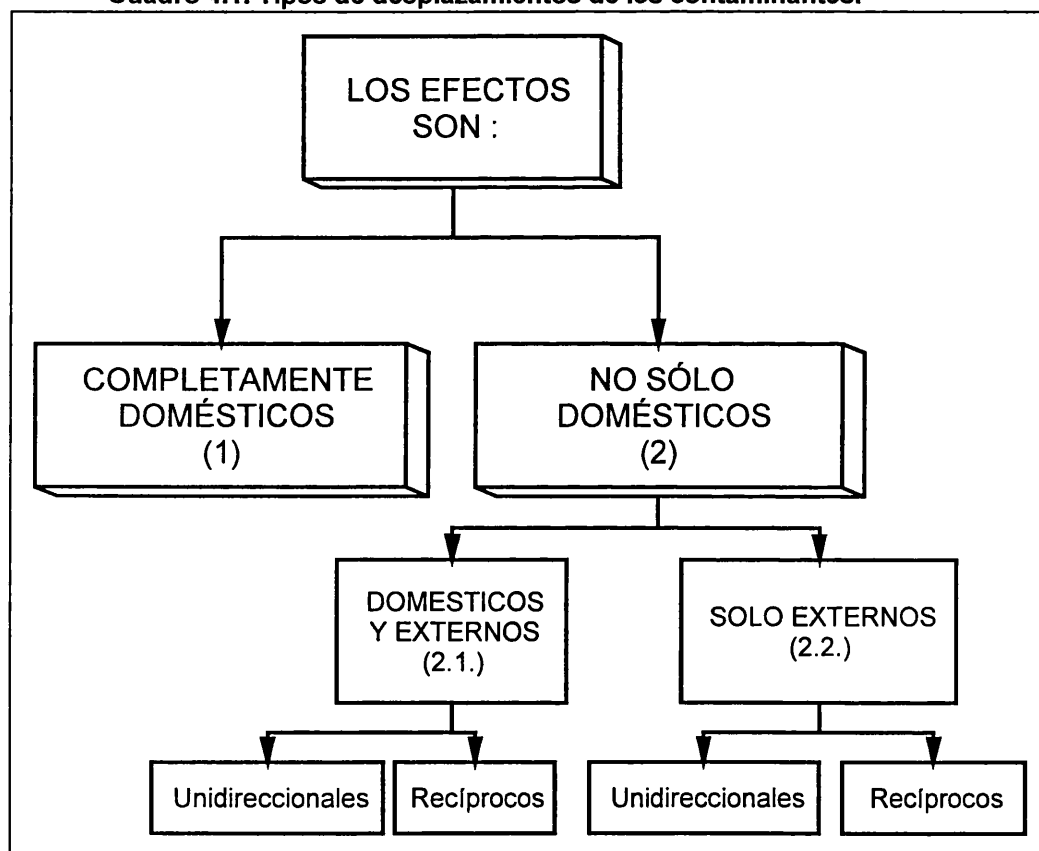
Fuente: Elaboración propia.

Ninguno de los tres países tiene un tamaño ni un peso económico suficiente para influir y guiar las decisiones de los otros dos.

Podemos afirmar, siguiendo a Lloyd⁵¹⁰ que “los gobiernos nacionales no se preocupan de regular las actividades dentro de sus propios territorios en beneficio de residentes de otro país. Por consiguiente, desde un punto de vista global, hay una contaminación excesiva”.

Para plantear soluciones conviene fijar todos los casos posibles. En base a la situación de la isla d’Esempio, podemos establecer al menos cinco situaciones posibles.

Cuadro 4.1. Tipos de desplazamientos de los contaminantes.



Fuente: Elaboración propia.

⁵¹⁰ LLOYD, P. (1.992): “El problema de la elección de una política ambiental adecuada” en ANDERSON, K. y BLACKHURST, R. *El Comercio Mundial y el Medio Ambiente*. Mundi-Prensa, Madrid. Págs. 55-81.

Por un lado, como sucede con C, nos podemos encontrar con situaciones en las que las precipitaciones contaminantes causadas sean totalmente domésticas. Por otro lado, también podemos encontrarnos con situaciones en las que las precipitaciones no sean sólo domésticas. En este caso, puede que sean bien domésticas y externas, como sucede con B, o bien sólo externas como sucede con A. Pero además, en los casos tipo (2), puede suceder que la contaminación externa sea unidireccional, es decir sólo la causemos nosotros, como sucede con C en relación con A o B, o que sea recíproca, es decir que causemos precipitaciones en otras jurisdicciones pero que también soportemos las originadas en otros puntos. Como sucede con A o con B, que causan y reciben precipitaciones del otro país.

En este tipo de situaciones "La política globalmente óptima se traduce en una reducción no uniforme de la contaminación por fuente y, por consiguiente por país. (...) Debe observarse que, en ausencia de transferencias entre países, algunos de éstos sufrirían pérdidas, en el sentido de que los beneficios netos se reducirían, incluso cuando el mundo en su conjunto saliera beneficiado de la reducción de la contaminación."⁵¹¹

De hecho, la aplicación de medidas comunes choca con una serie de aspectos importantes. En primer lugar la existencia de países con diferente vulnerabilidad ambiental. En segundo, la existencia de diferentes niveles de renta, en tanto que éstos se traduzcan en diferentes demandas del bien público *calidad ambiental*. Por último, las políticas adoptadas pueden causar importantes transferencias de renta cuando las tecnologías necesarias para su cumplimiento sean de algún país en concreto⁵¹².

⁵¹¹ LLOYD, P.J. (1.992). Op. Cit. Pág. 73. Vid. opiniones coincidentes con la citada en KAITALA, V., POHJOLA, M. y TAHVONEN, O (1.992). Op. Cit. y NEWBERY, D. (1.990). Op. Cit. Págs. 324-328.

⁵¹² O.C.D.E. (1.994). Op. Cit. Pág. 84.

A este respecto, es importante establecer que cuando el fenómeno se da dentro de un mismo país, los problemas de coordinación entre autoridades municipales, autonómicas o estatales se pueden resolver más fácilmente, puesto que en último extremo el gobierno central puede imponer sobre las jurisdicciones menores su potestad⁵¹³. El problema verdaderamente complejo surge cuando la lluvia ácida afecta a varios países. En esas circunstancias y ante la ausencia de una autoridad superior que decida en los conflictos, la cooperación y los acuerdos internacionales parece ser la única vía de salida⁵¹⁴.

Ello no implica que no se hayan probado otras vías, pero su funcionamiento no parece el más apropiado para resolver estas cuestiones. Así sucedió, por ejemplo, en los Estados Unidos con la utilización del sistema judicial para tratar de resolver los problemas de lluvia ácida entre los EE.UU. y Canadá.

Concretamente, en el caso de EL ESTADO DE NUEVA YORK CONTRA THOMAS, un ciudadano estadounidense, el Sr. Thomas litigó contra su propio país para que se redujeran las emisiones que generaban deposiciones ácidas en Canadá⁵¹⁵.

También España tuvo su experiencia en relación con la utilización del sistema judicial para luchar contra la lluvia ácida, primero a través de las denuncias de algunos de los municipios afectados y de grupos de activistas, a finales de los 80 y posteriormente, desde 1.989, a través de la interposición por parte de la fiscalía de

⁵¹³ Por ejemplo en materia ambiental es bastante habitual que el poder último de decisión recaiga sobre una autoridad central única.

⁵¹⁴ Muy interesantes resultan las reflexiones de Barret en BARRET, S. (1.991): "Analyse économique des accords internationaux sur l'environnement: enseignements por une convention sur le réchauffement de la planete" en O.C.D.E. *Parer au changement climatique*. O.C.D.E. París. Págs. 119-162.

⁵¹⁵ Vid. OHLIN, B.A. (1.987): "Clean Air Act. Transboundary Acid Rain Pollution Abatement. Administrative Citizen Suit" en *Natural Resources Journal*, nº 3(XXVII) de Verano. Págs. 707-722. El Sr. Tomas ganó el caso pero perdió, posteriormente, en el tribunal de apelación.

una querrela por delito ecológico. El juicio, no carente de polémica, concluyó con el caso archivado tres años más tarde⁵¹⁶.

Por varios motivos no parece ser esta vía la más adecuada para resolver los problemas derivados de la lluvia ácida. Por una parte, recordemos que no siempre los tribunales de justicia están en disposición de fallar sus sentencias en plazos razonables, lo cual, por ejemplo, podría suceder en nuestro país donde los tribunales muestran serios problemas de saturación y, por otra parte, en zonas como Europa son tantos los países involucrados que se generaría un maremagnum de demandas cruzadas de difícil resolución.

De hecho, la experiencia parece haber sido más positiva cuando se han utilizado los acuerdos internacionales para pactar la resolución de los conflictos ambientales. Así, dadas las dificultades, la Comunidad Europea optó por esta vía y por la coordinación y creación de organizaciones internacionales encargadas de la vigilancia de los acuerdos establecidos⁵¹⁷.

En el diseño de los programas de lucha contra la lluvia ácida hay otro elemento de tipo espacial que debe ser observado, se trata de como se da el fenómeno y como afecta a los receptores en función de variables geográficas,

⁵¹⁶ El tema, sobre el que corrieron ríos de tinta, tuvo un seguimiento muy especial por parte de los medios de comunicación. Vid. entre otros muchos: EFE (1.992): "El fiscal del Estado ordena no acusar al presidente de Endesa de delito ecológico" en *El País*, 14 de febrero. Redacción (1.992): "Leopoldo Torres ratifica la orden de no inculpar al presidente de Endesa por la lluvia ácida" en *El País*, 22 de febrero. Anónimo (1.992): Acusación del fiscal contra los directivos de Endesa en *Las Provincias*, 28 de febrero. NAVARRO, S. (1.992): "El bosque de azufre" en *El País*, 29 de febrero. MARTÍNEZ, J. (1.992): "Industria elevó irregularmente los niveles de emisión de la térmica de Andorra, según el fiscal" en *El País*, 4 de abril. RICÓS, F. (1.992): Endesa afirma que no causa la muerte de Els Ports" en *Las Provincias*, 23 de junio. Redacción (1.992): "Nueva querrela ecologista contra Endesa por la contaminación en Els Ports" en *Las Provincias*, 3 de julio. FABRA, M. (1.992): "Toharia: La central de Andorra no influyó en los daños del Maestrat" en *Levante*, 4 de julio.

⁵¹⁷ Vid. HAIGH, N. (1.992): "The European Community and International Environmental Policy" en HURRELL, A. y KINGSBURY, B. *The International Politics and the Environment*. Clarendon Press, Oxford. Págs. 228-249.

físicas, biológicas y climáticas tanto de los puntos emisores como de los puntos receptores. Obviamente ello condicionará muy negativamente aquellos programas que opten por medidas homogéneas y primará aquellos otros que discriminen en función de las variables citadas.

Si sabemos que las deposiciones que se producen en el mar y, en general, en aguas saladas, no tienen efectos dañinos perceptibles, o que aquellas deposiciones que se pueden dar en zonas desérticas despobladas y sobre determinados tipos de suelo no causan daños económicos relevantes, deberemos tratar, aplicando un criterio de discriminación vertical, de forma distinta a los que emitiendo lo mismo causan distintos daños.

Por último, otro aspecto relevante a tener en cuenta es la faceta del papel del transporte de los contaminantes a larga distancia como factor crucial en la comprensión de la lluvia ácida. De hecho, los contaminantes precursores de la lluvia ácida son también sumamente perjudiciales, crean problemas de salud, pérdidas de visibilidad y otros daños. Esta faceta del problema es en la mayoría de las ocasiones una problemática de índole local. Las emisiones de precursores de lluvia ácida causan daños en un radio moderadamente corto del punto de emisión, en ese radio dañan en su estado original pero también pueden sufrir transformaciones y causar deposiciones ácidas.

En las circunstancias relatadas, dado que los daños y los causantes de los mismos están bajo una misma jurisdicción, las recetas tradicionales de lucha contra la contaminación se pueden emplear sin ningún problema y con resultados efectivos.

De hecho, así sucedió entre los años sesenta a setenta, cuando se comenzaron a endurecer las medidas de lucha contra la contaminación atmosférica local.

Desgraciadamente, al paliar el problema se generó uno mucho más grave. Veamos cómo.

Las normativas de calidad ambiental local plantearon la necesidad de reducir las concentraciones de contaminantes en la atmósfera local. Esto se podía lograr a un coste moderado mejorando la dilución de los contaminantes. Para ello se ideó un método sencillo, elevar la altura de las chimeneas de forma que al lanzarse más alto los contaminantes los regímenes de vientos se encargaran de diluir las concentraciones de contaminantes y acabaran con el problema. El resultado real fue, efectivamente, la reducción de la contaminación local, pero los contaminantes emitidos, lejos de diluirse son transportados en masa por las corrientes de aire y como consecuencia de su permanencia en la atmósfera sufren diversas transformaciones, fundamentalmente procesos de oxidación, que dan lugar a la aparición de ácidos, no sólo más dañinos sino además con efectos en otras jurisdicciones, a veces muy distantes⁵¹⁸.

4.2.4. LA DIVERSIDAD DE LOS CONTAMINADORES.

Como ya establecimos anteriormente una de las principales dificultades a la que nos enfrentamos a la hora de tratar de controlar los efectos perniciosos de la lluvia ácida es su carácter bipolar en lo que hace referencia a las fuentes que originan el fenómeno.

Dicha bipolaridad es tan pronunciada que, frecuentemente, los estudios llevados a cabo tratan a ambos contaminadores separadamente o sólo examinan uno

⁵¹⁸ Vid. en referencia con el paso del problema local al internacional la aportación de YANDLE, B. (1.985): "Sulfur dioxide: State vs. federal control" en *Journal of Energy and Development*, nº 1 (X), de Otoño. Págs. 63-72.

de ellos. Así, concretamente, el grueso de la literatura sobre lluvia ácida se centra en las denominadas fuentes estáticas, principales emisores de anhídrido sulfuroso.

Estas fuentes se caracterizan por ser empresas tanto privadas como públicas de gran tamaño. De hecho, cuando no se trata de industrias oligopolísticas se trata al menos de empresas en sectores fuertemente regulados⁵¹⁹, como el sector eléctrico, lo que hace que tengan un importante poder de negociación.

Nuestro país no constituye una excepción en la regulación a la que está sometido el sector eléctrico y aunque los aires de la privatización y de la desregulación también barren nuestra economía, las empresas eléctricas siguen determinando sus tarifas de forma regulada. La norma básica que regula el sector eléctrico es la Ley 40/1.994, de 30 de diciembre, de Ordenación del sistema Eléctrico Nacional, aunque las tarifas siguen siendo determinadas en función de una norma más antigua, el Real Decreto 1.538/1.987, de 11 de diciembre, conocido como el “*marco legal y estable del sistema eléctrico*”⁵²⁰. Cada año, y siguiendo esta norma se fija el tasa de retribución aplicable a las inversiones y costes de distribución, así como se determina las partidas que deberán recaudar las entidades distribuidoras⁵²¹.

⁵¹⁹ No son demasiados abundantes los estudios sobre los efectos de los instrumentos de política ambiental efectuados tomando en consideración la temática de las industrias reguladas, como sucede en un buen número de países con el sector eléctrico. Conocemos un magnífico estudio que aborda esta problemática de forma general: OATES, W.E. y STRASSMAN, D.L. (1.984): “Effluent fees and market structure” en *Journal of Public Economics*, 24. Págs. 29-46. Y un estudio que la aborda desde la perspectiva concreta de la lluvia ácida: BOHI, D.R. y BURTRAW, D. (1.991): “Avoiding regulatory gridlock in the Acid Rain Program” en *Journal of Policy Analysis and Management*, nº 4(X) de otoño. Págs. 676-684. Ambos coinciden en que la empresa regulada no será, en general, minimizadora de costes lo que complica notablemente el análisis. En todo caso OATES y STRASSMAN opinan que pese a ello un impuesto sobre las emisiones puede ser el instrumento más adecuado para el control de la contaminación.

⁵²⁰ Ha sufrido recientes e importantes modificaciones a través de la Orden de 15 de diciembre de 1.995.

⁵²¹ A modo de ejemplo, en el Real Decreto 2.204/1.995, de 28 de diciembre, por el que se establece la tarifa eléctrica para 1.996 se fija entre otros una serie de partidas que se deben de recaudar e ingresar en las arcas públicas, por ejemplo, un 3’54% de la facturación para financiar los costes de

Obviamente, ello determina que el análisis económico tradicional, llevado a cabo bajo el supuesto de competencia perfecta, no siempre soporte bien su aplicación en este tipo de contextos. Al menos, el hecho de ser relativamente pocas fuentes de contaminación facilita su control.

En favor de las fuentes estáticas se debe decir que han soportado el grueso del ajuste ambiental llevado a cabo para mejorar la calidad del aire atmosférico y en ese sentido han moderado sus emisiones individuales de forma notable.

Las segundas fuentes a las que nos enfrentamos son las denominadas fuentes móviles, primordialmente las caracterizadas por el sector transporte. Bajo esta denominación se agrupan tanto actividades empresariales de servicios de transporte como actividades de consumo privado de transporte. La abundancia de las fuentes y su movilidad constituyen una dificultad difícilmente salvable para los legisladores.

Se trata de un sector fuertemente competitivo, lo cual podría parecer que representa una mayor facilidad a la hora del diseño de los instrumentos de control, desafortunadamente así como los que prestan los servicios suelen tener un poder de mercado muy escaso y por lo tanto ser prácticamente precioaceptantes, no sucede lo mismo con los fabricantes de los vehículos que, siendo los que están en mejores condiciones para equiparlos de manera que sean menos contaminantes, constituyen un fuerte grupo de presión reacio a las nuevas normativas ambientales⁵²².

las Centrales Nucleares en Moratoria, o un 4'864% que se ingresa para financiar determinadas actividades relacionadas con la minería del carbón.

⁵²² No olvidemos que el sector del automóvil parece estar en crisis, y normativas ambientales más restrictivas podrían dar como resultado el encarecimientos de los vehículos y nuevas caídas en las ventas.

Para agravar más el problema, la contaminación proveniente de estas fuentes no sólo no se ha estabilizado sino que ha crecido y tiene perspectivas de seguir haciéndolo. Ello no implica que no se hayan dado mejoras en el diseño de los vehículos sino que se trata más bien de un problema de crecimiento muy elevado del parque de vehículos automóviles prácticamente en todo el mundo.

4.2.5. DEL ANÁLISIS ECONÓMICO A LA PRÁCTICA DEL DISEÑO DE POLÍTICAS.

En el análisis económico convencional el objetivo buscado es el alcance del nivel de bienestar óptimo para el conjunto de la sociedad. Desafortunadamente la realidad muestra que este planteamiento, lícito en cuanto al análisis teórico, permite alcanzar escasos resultados cuando nos enfrentamos a la praxis del diseño de políticas. Por ello, los enfoques más modernos suelen hablar de objetivos socialmente aceptables.

Otra constante en el análisis económico convencional es la referente al papel que pueden jugar los instrumentos de regulación indirecta en el alcance de los objetivos fijados. De nuevo, la teoría y la práctica muestran un abismo, dado que la ingente cantidad de literatura que nos llega en referencia con el papel de la regulación indirecta no se corresponde con las escasísimas experiencias prácticas que se han llevado a cabo. Este fenómeno parece ayudado por la tendencia general de los estudiosos del tema a posicionarse en favor de unos u otros instrumentos, sin tomar en consideración el papel de refuerzo mutuo que pueden ejercer la regulación directa y la regulación indirecta.

También debemos considerar el hecho de que muchos de los instrumentos propuestos y de las medidas tomadas tienen efectos claramente regresivos. Lo cual

suele venir reforzado por una búsqueda generalizada de la eficiencia en el diseño de los programas en detrimento de los aspectos de equidad y, de hecho, este trabajo participa de dicha debilidad conceptual.

Todas estas consideraciones nos sirven para preparar el contexto en el que se va a desarrollar el diseño de nuestro instrumento. En todo caso faltan por presentar una serie de consideraciones previas al diseño del impuesto que se centran fundamentalmente en fijar los objetivos a alcanzar o lo que es similar, determinar el nivel de actuación que se desea. Básicamente disponemos de dos⁵²³. El primero se denomina de 'riesgo cero' o enfoque de los niveles de seguridad. Consiste en fijar unos niveles de calidad ambiental que minimicen los riesgos sobre la salud, las cosechas, o cualquier otra variable fijada.

Este enfoque cuenta con dos problemas reseñables, por un lado no existen concentraciones mínimas seguras para determinados contaminantes, como, por ejemplo, determinados agentes carcinógenos. Por otra, el enfoque no toma en consideración los costes de las medidas, por tanto se podrían dar niveles de protección con un coste que la sociedad no está dispuesta a asumir.

Al segundo enfoque se le llama tecnológico, una de sus vertientes más conocida es la llamada BAT (*Best Available Technology*) o criterio de la *Mejor Tecnología Disponible (MTD)*. Consiste, resumidamente, en forzar a los contaminadores a que utilicen en cada momento la mejor tecnología para la protección ambiental que esté disponible en el mercado. Bajo este enfoque la única contaminación autorizada es la que resta tras introducir la tecnología que cumple el criterio.

⁵²³ PORTNEY, P.R. (1.992): "The Evolution of Federal Regulation" en PORTNEY, P.R. (Ed.). *Public Policies for Environmental Protection*. Resources for the Future, Washington, D.C. Págs. 7-25.

También es un enfoque problemático, en primer lugar porque no existe siempre una tecnología *claramente* mejor que las otras, en segundo lugar porque tal vez las tecnologías existentes no basten para garantizar unos niveles mínimos de calidad ambiental y por último, porque la mejor tecnología puede ser también la más cara y cabe la posibilidad de que no sea coste-efectiva.

Lógicamente ambos enfoques fueron modificados, entre otros aspectos, a través de la introducción de consideraciones de costes. Ello dio lugar, en el segundo caso a la opción denominada BATNEEC (*BAT Not Entailing Excessive Cost*), es decir *MTD que No Conlleve Costes Excesivos*.

No es nuestra opción la elección del enfoque, sino que esta es una decisión a tomar por los políticos con el máximo grado posible de participación social. En cualquier caso su elección permite ya a los políticos encargar a los técnicos la elaboración de los estándares de calidad ambiental.

Este es el paso previo a la elección del instrumento para el alcance de los objetivos fijados. En nuestro caso dicho instrumento será un impuesto, acompañado por un sistema de estándares de calidad ambiental, es decir lo que podríamos denominar un esquema de *estándares-impuestos* como el planteado por Baumol y Oates.

4.2.6. LA NECESIDAD DE INTERVENCIÓN REEXAMINADA.

Con la información de que disponemos, y pese a que hemos optado por la intervención vamos a efectuar otra aproximación, en este caso teniendo en cuenta la probabilidad de que las estimaciones efectuadas se den realmente. Para efectuar este

análisis vamos a partir de los datos de daños causados reproducidos en la tabla 1.4. Estos datos, se presentan en términos de ECU por tonelada de azufre emitida.

En primer lugar, asumiremos por simplicidad que los daños marginales son constantes, es decir que las cifras que se dan se mantienen para cualquier nivel de emisiones. Como bien sabemos, ello no es estrictamente cierto, al menos por dos razones, por un lado porque los daños no son homogéneos para todos los destinos de las deposiciones y porque existe un importante consenso en relación con que los daños marginales son crecientes, es decir, aumentan según lo hacen las emisiones, lo cual sin duda está relacionado con el carácter acumulativo de muchos de los compuestos emitidos.

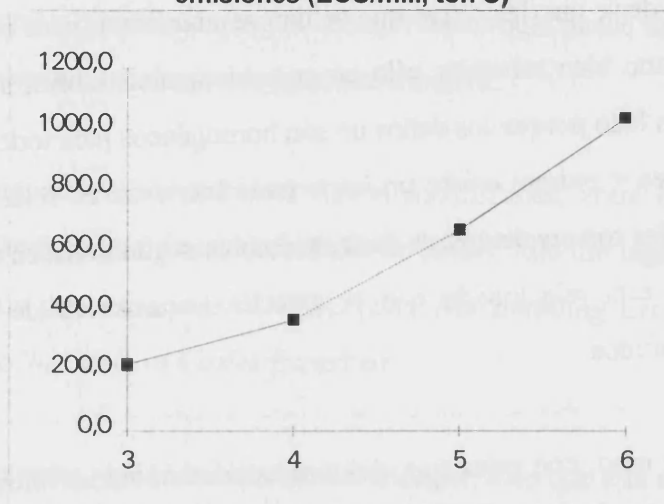
En todo caso, con estas suposiciones estaríamos minusvalorando los costes causados por el fenómeno y, por lo tanto, los resultados mostrarían unas necesidades de intervención comedidas en relación con las reales.

Incluso en estas circunstancias, dado el debate existente en relación con la fiabilidad de las estimaciones de daños de la lluvia ácida sobre la salud, plantearemos una serie de suposiciones que a todas luces eviten una posible sobreactuación. Para ello supondremos tres escenarios alternativos. Por un lado aceptaremos las estimaciones presentadas en la tabla 1.4., en segundo término, no les daremos validez y sólo computaremos el resto de estimaciones de daños y, por último, asumiremos sólo el 50% de las estimaciones de daños sobre la salud.

Para aproximar el nivel adecuado de actuación tomaremos los datos reproducidos en la tabla 1.6. Según estos, el coste marginal de reducción de las emisiones es creciente, lo cual concuerda perfectamente con la opinión de la mayoría de los expertos. El gráfico 1.1. nos muestra el comportamiento de los costes

marginales de control de la contaminación según aumentan las toneladas reducidas (en millones de toneladas).

Gráfico 4.2. Coste Marginal de Reducir las emisiones (ECU/mill, ton S)



Fuente: Elaboración propia en base a STAUFFER, C.H., 1.988.

Como los datos estaban en términos de dólares por millón de toneladas de anhídrido sulfuroso se han efectuado una serie de modificaciones para comparar beneficios y costes. En primer lugar, se han convertido los dólares en ECU, tomando el tipo de cambio de 1'35 \$ por ECU, que se mantiene bastante estable en el tiempo, y por otro lado hemos estimado las cantidades de azufre asociadas con los niveles de anhídrido sulfuroso a reducir. En este caso hemos supuesto que por cada tonelada reducida de azufre se reducen en dos las toneladas generadas de anhídrido sulfuroso⁵²⁴.

Para el análisis que vamos a efectuar hemos tenido en cuenta los planteamientos de North, Balson y Boyd⁵²⁵. En base a estos vamos a plantear nueve escenarios, seis derivados de la intervención y tres derivados de la no intervención.

⁵²⁴ La información disponible habla de ratios entre 1'8 y 2'1.

⁵²⁵ NORTH, D.W., BALSON, W.E. y BOYD, D.W. (1.985): "Acid deposition: a decision framework that includes uncertainty" en ADAMS, y PAGE, ...

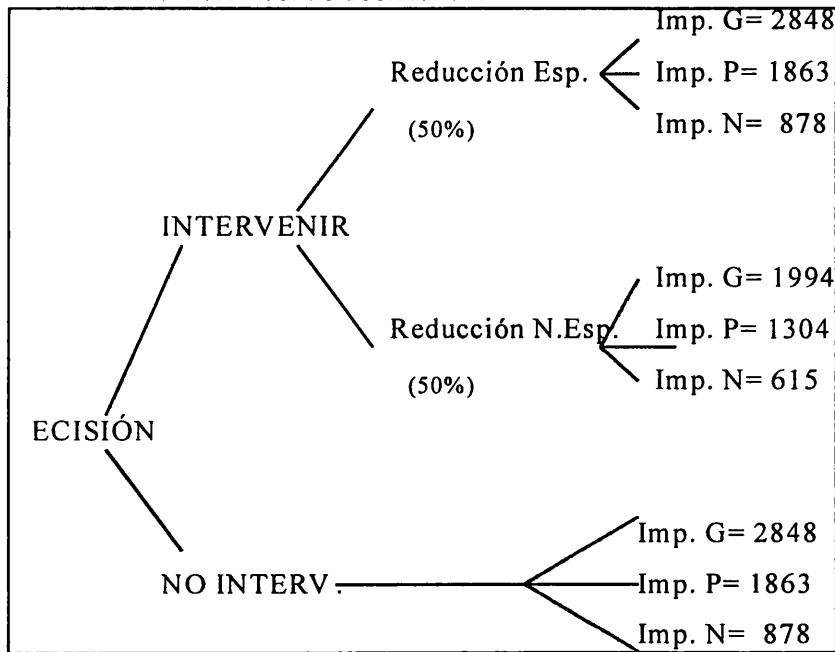
Para la opción de más controles partiremos de las tecnologías existentes para el control de las emisiones, como hemos comentado estas tecnologías permiten reducciones a un coste marginal creciente. Por simplicidad el análisis solo estará referido a las emisiones de anhídrido sulfuroso.

En función de lo establecido hasta el momento estamos asumiendo la información científica sobre los daños a los distintos ecosistemas y sólo vamos a jugar con las estimaciones de costes sobre las vidas humanas causados por la lluvia ácida. Según este planteamiento, supondremos tres situaciones y les dotaremos de una probabilidad de que ocurran. En primer término, que los daños sobre la salud humana son los estimados (25%), en segundo lugar, que son despreciables o que, al menos, no son fiables las estimaciones (50%) y aquel en el que aceptamos sólo el 50% de las estimaciones (25%).

Además para hacer más realista el planteamiento vamos a suponer que es igual de fácil que la intervención de lugar a los resultados buscados como que de lugar a unos resultados no deseados y que en estas circunstancias los daños causados se puedan reducir como máximo en un 70%.

Veamos el árbol de decisiones que se deriva de este planteamiento:

Gráfico 4.3. Arbol de decisiones.



Fuente: Elaboración propia.

Ahora ya estamos en disposición de determinar si la intervención es deseable e incluso de aproximar hasta que nivel los costes la hacen aconsejable. Según la información de que disponemos los daños máximos a evitar con la intervención serán de:

$$C_{int_{CE}} = 50\% \cdot 25\% \cdot 2848 + 50\% \cdot 25\% \cdot 1863 + 50\% \cdot 50\% \cdot 878 + 70\% \cdot 50\% \cdot 25\% \cdot 2848 + 70\% \cdot 50\% \cdot 25\% \cdot 1863 + 70\% \cdot 50\% \cdot 50\% \cdot 878 = 1.374 \text{ ECU/ton. de azufre.}$$

Por su parte, en caso de no intervención los daños esperados tendrían un importe estimado en:

$$C_{Nint_{CE}} = 25\% \cdot 2848 + 25\% \cdot 1863 + 50\% \cdot 878 = 1.617 \text{ ECU/ton. de azufre.}$$

Es decir, en principio se puede esperar un ahorro máximo por tonelada emitida de azufre de 1.374 ECU, importe que viene asociado con unos costes de reducción de las emisiones superior a los seis millones de toneladas de azufre o, lo que es lo mismo, unos doce millones de toneladas de anhídrido sulfuroso. Además, en todo caso la ganancia derivada del diferencial entre la intervención y la no intervención es de 243 ECU por cada tonelada reducida de emisiones de azufre.

En consecuencia, de nuevo el análisis llevado a cabo apoya la hipótesis de la necesidad de controlar el fenómeno. Aunque la delimitación del nivel necesario de control es una decisión más política y social que económica.

4.3. EL DISEÑO DEL IMPUESTO.

La información disponible, así como las reflexiones efectuadas a la luz de la misma nos permiten plantear ya el diseño del impuesto contra la lluvia ácida. Previamente repasaremos, con brevedad, las otras opciones que se han examinado, la regulación directa y los permisos negociables para contaminar, que han sido los otros instrumentos que teórica y prácticamente se han empleado para el control de la lluvia ácida.

Como se comentó en el capítulo segundo, la regulación directa suele aparecer bajo dos formas, estándares tecnológicos y estándares específicos sobre la actuación de las fuentes. Dolan⁵²⁶ cita como un ejemplo del primer tipo una regulación que estableciera el requisito de instalar *filtros* para reducir las emisiones

⁵²⁶ DOLAN, E.G. (1.990): "Controlling Acid Rain" en BLOCK, W.E. (Ed.). Págs. 221-22.

de anhídrido sulfuroso de fuentes específicas. Mientras que un ejemplo del segundo tipo consistiría, por ejemplo, en una normativa que limitara las cantidades emitidas de anhídrido sulfuroso por unidad de energía producida.

El primero de los dos mecanismos es el más imperfecto. Por una parte, no tiene en consideración que la tecnología que permita la reducción de las emisiones al menor coste puede variar entre plantas, por otra parte, resulta ser un pésimo incentivo para la innovación tecnológica.

El segundo método al menos permite a las fuentes elegir la tecnología empleada para reducir las emisiones, aunque sigue sin tener en consideración las diferencias en el coste marginal de reducir las emisiones de las distintas plantas.

Para concluir, ambos métodos tienen otra carencia fundamental, y es que incorporan un estímulo nulo a la reducción de las emisiones a través de reducciones en el uso del producto final, en este caso la electricidad, con la excepción de aquellas situaciones en las que se permite el traslado a los consumidores finales del aumento de costes soportado por la empresa.

Dichas carencias han llevado a que se fije con relativa claridad el conjunto de objetivos que debería cumplir el instrumento empleado para el control de la lluvia ácida.

En primer lugar, debería permitir flexibilidad en la elección del mecanismo técnico empleado para reducir las emisiones.

En segundo lugar, la reducción total requerida debería poderse distribuir entre las plantas de modo que se igualaran los costes marginales de reducción entre todas ellas.

En tercer lugar, el mecanismo debería incentivar tanto el ahorro por parte de los consumidores finales como la reducción de las emisiones por parte de los contaminadores.

Este último aspecto hace que la mayoría de autores⁵²⁷ se decanten en favor de los permisos negociables para contaminar o de los impuestos.

De hecho, existe una abundante literatura sobre permisos negociables y lluvia ácida. Dichos trabajos, mayoritariamente norteamericanos, presentan no sólo elucubraciones teóricas sino también material obtenido de aplicaciones prácticas⁵²⁸.

En algunos casos las propuestas, como sucede con la de Mentz⁵²⁹ van más allá del plano nacional y evalúan posibles aplicaciones internacionales del mecanismo de permisos.

En otros casos, incluso los analistas europeos se plantean proponer la introducción de sistemas de permisos⁵³⁰ pese a que ni los antecedentes⁵³¹, ni la

⁵²⁷ También hay excepciones. Al menos en el sentido de una visión excéptica de las *innumerables virtudes* de los instrumentos de regulación indirecta. Un ejemplo bien trabajado es el de Theeuwes. THEEUWES, J.J.M. (1.991): "Regulation or taxation" en KRAAN, D.J. y ROELAND, J.V. *Environmental protection: public or private choice*. Kluwer Academic Pub., Dordrecht. Págs. 51-69.

⁵²⁸ Vid. TIETENBERG, T.H. (1.989): "Acid Rain reduction credits" en *Challenge*, n°2(XXXII) de Marzo-Abril. Págs. 25-29. ATKINSON, S.E. (1.983): "Marketable pollution permits and acid rain externalities" en *Canadian Journal of Economics*, n°4(XVI) en Noviembre. Págs. 704-722. ATKINSON, S.C. (1.985): "Marketable pollution permits and acid rain externalities: a reply" en *Canadian Journal of Economics*, n°3 (XVIII) de Agosto. Págs. 676-679. OATES, W.E y McGARTLAND, A.M. (1.985): "Marketable pollution permits and acid rain externalities: a comment and some further evidence" en *Canadian Journal of Economics*, n°3 (XVIII) de Agosto. Págs. 668-675.

⁵²⁹ MENTZ, F.C. (1.995): "Transborder emissions trading between Canada and the U.S." en *Natural Resources Journal*, XXXV, de Otoño. Págs. 803-819.

⁵³⁰ LONDON ECONOMICS (1.992): *The potential role of market mechanisms in the control of acid rain*. H.M.S.O., Londres.

⁵³¹ AUTRAND, A. (1.992): "Fiscalité et environnement: les voies de l'avenir" en *Revue du Marche Comun et de l'Union Européenne*, n° 363 de diciembre. Págs. 894-899. Pág. 895: "Tampoco los

actitud de los grupos ambientalistas, ni los informes de las distintas comisiones de la CE se decantan por ellos, sino que se muestran más favorables a la aplicación de impuestos.

Revisados estos últimos aspectos, podemos ya abordar la cuestión del diseño del impuesto contra la lluvia ácida.

4.3.1. INTRODUCCIÓN.

Comenzaremos por definir que supuesto dará lugar a la aparición de la obligación de tributar, es decir, que elemento o elementos serán decisivos en la conformación del impuesto.

Desde la perspectiva estrictamente teórica el impuesto se introduce como consecuencia de que alguien ha generado contaminación, que dicha contaminación conlleva unos costes económicos relevantes, y que dichos costes económicos relevantes provocan que costes sociales y costes privados no coincidan.

El impuesto, por tanto, al menos idealmente, buscará cerrar la brecha abierta entre costes sociales y costes privados, esto es, interiorizar el efecto externo.

Desafortunadamente la constatación de las características del fenómeno hace que nos tengamos que conformar con definir aproximaciones al impuesto pigouviano óptimo. Ello, por muy diversos motivos. En primer lugar, el

derechos negociables para contaminar parecen ser la solución a los problemas medioambientales puesto que se trata de un instrumento extraño a la cultura europea”.

desconocimiento de las funciones de coste marginal del daño causado y de la de coste marginal de reducir las emisiones. Dicho desconocimiento se debe no sólo a falta de información científica sobre las distintas variables consideradas, también influye la problemática asociada a dotar de valores monetarios a algunos de los elementos en juego. Dicho problema, tal y como vimos, fue ya planteado en su momento por Baumol y Oates⁵³², por tanto, el objetivo del impuesto no será el alcance del óptimo social, sino, más bien, el alcance de un nivel de contaminación *socialmente aceptable*.

En segundo lugar, el enfoque tradicional desarrollado para empresas en competencia perfecta, precioaceptantes y con total flexibilidad para ajustar sus insumos, no se corresponde tampoco con la realidad a la que nos enfrentamos. La existencia de diversidad de contaminadores, con características diversas y con comportamientos diferentes frente al mercado marcará también la plasmación de nuestra propuesta.

Por último, lo que los economistas hemos defendido con tanto ánimo, el papel de la regulación indirecta en el control de la contaminación en general, y en el control de la lluvia ácida en particular, no parece corresponderse con la opinión de bastantes de los afectados por los programas de lucha contra la contaminación, a saber, los contaminadores, los burócratas de la Administración Pública, los grupos ambientalistas y los consumidores en general. Y aunque esto está cambiando⁵³³ día

⁵³² Primero en BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1971): "The use of Standards and Prices for protection of the Environment" en *Swedish Journal of Economics*, LXXIII, de marzo. Págs. 42-54. Y más tarde en su *The Theory of Environmental Policy*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.), 1975. Existe traducción al español con el título: *La teoría de la política económica del medio ambiente*. Antoni Bosch, ed., Barcelona, 1982. Cap. 10.

⁵³³ Vid. por ejemplo, los ambientalistas (Vid. LOESER, G. (1993): "Instrumentos de intervención: medidas fiscales y regulatorias, ecoimpuestos" en AEDENAT. *Energía para el mañana. Conferencia sobre "Energía y equidad para un mundo sostenible"*. Los Libros de la Catarata, Madrid. Págs. 189-220. GRUPO VERDE DEL PARLAMENTO EUROPEO, (1992): *El Impuesto Ecológico*. Green Papers, nº1. Bruselas. RIECHMAN, J. (1992): "Tasas e impuestos verdes: una herramienta de política ecologista", *Mientras tanto*, Nº 49 de Marzo/Abril de 1992.

a día, el ambiente aún se enrarece cuando se oye hablar de quitar el peso del ajuste de los instrumentos de regulación directa y ponerlo sobre los de regulación indirecta.

De entre los distintos enfoques viables parece ser que un impuesto sobre las emisiones sería la respuesta más razonable a los problemas expuestos⁵³⁴. Ello será cierto cuando las emisiones sean directamente medibles y las fuentes de las mismas sean controlables con unos costes razonables. Lo cual parece casar aceptablemente con las fuentes estáticas de nuestro análisis, principales emisores de anhídrido sulfuroso y también causantes de un volumen importante de emisiones de óxidos de nitrógeno.

Desafortunadamente no sucede así con las fuentes móviles, que son las principales emisoras de óxidos de nitrógeno. Las posibilidades del control y seguimiento de las emisiones, aunque técnicamente posible, conllevaría unos costes excesivos. Por tanto se debe optar, en el caso de estas fuentes, entre dejarlas sin gravar, opción defendida por no pocos autores e incluso por algunas de las propuestas existentes de impuestos contra la lluvia ácida⁵³⁵, o gravarlas empleando una variable de más fácil control, que de alguna manera aproxime el gravamen a las emisiones causadas.

Págs 63-84. O los mismos políticos, tanto nacionales (Vid. BORRELL, J. (1.992): "Cambio climático: la posición de España", *El País*, 22 de Junio; RADA, A. (1.996): "Borrell aboga por un impuesto ecológico" en *Las Provincias*, 23 de Enero) como europeos (Vid VV.AA. *Incentivos económicos y fiscales para alcanzar objetivos de medio ambiente*. Parlamento Europeo. Dir. General de Estudios, Bruselas, Octubre de 1.990).

⁵³⁴ En ese sentido se diseñó el *impuesto para el aire puro* propuesto por la Administración Nixon en 1.972. En esta propuesta, que no llegó a ser aprobada, se pretendía cargar un impuesto sobre las emisiones de anhídrido sulfuroso, para aquellas zonas que rebasaran los estándares de calidad atmosférica fijados, y sólo gravando las emisiones que excedieran lo establecido en dichos estándares.

⁵³⁵ Vid. RAUFER, R.K. y FELDMAN, S. L. (1.987): *Acid Rain and Emissions Trading. Implementing a Market Approach to Pollution Control*. Rowman & Littlefield, Totowa (N.J.). Pág. 15: "Los programas de control se suelen centrar en la reducción de emisiones de SO₂..."

Nuestra opción al respecto será clara, las emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de vehículos automóviles constituyen un riesgo de creciente importancia, puesto que pese a las notables mejorías experimentadas en materia del comportamiento ambiental de los vehículos, su número sigue aumentando en todo el planeta. Por tanto, ignorar la contaminación causada por estas fuentes no nos parece adecuado, aunque somos conscientes de que cuando más comprehensiva sea la figura diseñada, mayor será también su complejidad.

En consecuencia nuestro impuesto tendrá como hecho imponible la emisión de precursores de lluvia ácida. De hecho, lo más correcto es que todos los precursores estén recogidos en el impuesto, puesto que una visión comprehensiva de los agentes causantes de la lluvia ácida permitirá un mejor control del fenómeno.

El hecho imponible elegido se plasmará de dos formas distintas en función del *tipo* de contaminador con el que nos enfrentemos. Las fuentes estáticas estarán sometidas al impuesto directamente por el hecho de emitir precursores de lluvia ácida, mientras que las fuentes móviles, por exigencias técnicas, se verán sometidas al impuesto por el hecho de tener capacidad de emitir contaminantes y a través del alguna variable o variables que se consideren significativas del comportamiento ambiental de dichas fuentes.

Vamos a revisar las experiencias existentes al respecto del control de la contaminación atmosférica. Primero comenzaremos estudiando las propuesta de impuestos contra el efecto invernadero, puesto que dicho análisis nos debería de servir para determinar con mayor precisión cómo llevar a cabo el diseño de nuestra figura contra la lluvia ácida⁵³⁶. Para proseguir, con el análisis de otras experiencias prácticas más directamente ligadas al control de la lluvia ácida.

⁵³⁶ Salvando las distancias, la experiencia de la lucha contra el efecto invernadero muestra más coincidencias que divergencias con los planteamientos contra la lluvia ácida.

4.3.2. LAS EXPERIENCIAS PRÁCTICAS: LA FISCALIDAD Y LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA.

4.3.2.1. La lucha contra el *efecto invernadero*: la fiscalidad del carbono.

Aunque la experiencia que nos interesa examinar con más detalle es la referida a la llamada *ecotasa* comunitaria, comenzaremos por repasar las experiencias existentes a nivel de países individuales⁵³⁷.

4.3.2.1.a. Las experiencias unilaterales.

En la mayoría de los países donde existen tributos sobre el carbono se grava de forma distinta a los distintos sectores, aunque en el cuadro 4.2. que se reproduce más abajo, sólo se han recogido los tipos generales.

Por ejemplo en Dinamarca el tipo de gravamen era de 11'1 ECU para las economías domésticas y empresas no registradas a efectos del Impuesto sobre el Valor Añadido (IVA) y de 5'5 ECU para el resto de empresas.

Mientras que en Noruega sólo se grava el carbón empleado para obtener energía, estando exenta la producción de cemento y también el combustible empleado por las pesquerías costeras. El petróleo usado en otros sectores, entre otros papel y pulpa, o invernaderos, tributa al 50%.

⁵³⁷ OPSCHOOR, J.B. et al. (1.994). Op. Cit. Págs. 72 y 73.

La propuesta de Italia sólo tendría efectos sobre los combustibles utilizados en las centrales térmicas incluidas en la directiva de la Comunidad Europea sobre grandes plantas de combustión.

Cuadro 4.2. La fiscalidad del carbono.

País	Tipo por ton. de CO ₂ (ECU)
Dinamarca	5'5-11'1
Finlandia	1'1
Holanda	0'4
Italia	1'7
Noruega	13'8 carbón 15'7 fuel-oil 40'6 gasolina 40'6 gas natural
Suecia	37'9

Fuente: O.C.D.E., 1.994.

Sólo la tasa sueca parece suficientemente elevada como para tener el buscado efecto incentivador, de hecho algunas plantas calefactoras están modificando su consumo de combustibles desde los fósiles a los biológicos.

4.3.2.1.b. La ecotasa comunitaria.

La comunidad científica se muestra razonablemente unánime en cuanto a la necesidad de controlar las emisiones de los llamados gases con efecto invernadero. Los análisis efectuados se han centrado en el papel de la imposición sobre la energía como mecanismo para reducir las emisiones de dióxido de carbono (CO₂).

A nivel de la Comunidad Europea como resultado del debate se llegó a una propuesta para un paquete de medidas para limitar las emisiones de CO₂ y mejorar la eficiencia energética⁵³⁸.

⁵³⁸ Comisión de las CC.EE. (1.991): *A Community strategy to limit carbon dioxide emissions and improve energy efficiency*. SEC (91), 1744 Final, Octubre.

La propuesta de la C.E. se basaba en el desarrollo de una estrategia para estabilizar las emisiones de carbono para el año 2.000 al nivel de 1.990⁵³⁹. Para ello se reconocía la necesidad de tomar medidas incentivadoras y reguladoras con los objetivos de animar la I+D y de inducir la adopción de tecnologías más eficientes en términos de energía. El programa incluía la introducción de un impuesto sobre el carbono y la energía que vamos a comentar a continuación⁵⁴⁰.

Se trataría de un gravamen combinado sobre el contenido de energía y de carbono de los productos energéticos. Esta figura debería haberse puesto en funcionamiento en 1.993 con un tipo de gravamen de referencia de 3 dólares por barril de crudo (a precios de 1.990) y dividido por igual entre contenido de carbono y contenido energético. Dicho gravamen aumentaría un dólar por año hasta alcanzar un máximo (10\$) en el año 2.000⁵⁴¹.

Seis sectores industriales caracterizados por una mayor intensidad energética estarían exentos: acero, químicas, metales no-ferrosos, cemento, cristal y celulosa y, por último, papel, siempre buscando proteger la competitividad internacional, pero con el requisito de que dichos sectores acordaran tomar medidas para reducir sus emisiones de carbono con un efecto similar al que se habría obtenido del impuesto.

⁵³⁹ Estas se han estimado, para el conjunto de la Comunidad Europea en dicho año, en 2.738 millones de toneladas.

⁵⁴⁰ Vid. entre otros: PIACENTINO, D. (1.992): "Prevention of Global Warming and Taxation of energy and Carbon Emissions: On a Recent EC Proposal" en *Rivista di Politica Economica*, LXXXII, 3rd Series, nº 6, de Junio. Págs. 153-170 o Comunicación de la Comisión de las Comunidades Europeas al Consejo del 14 de Octubre de 1.991 (1.992): "Eurotasse ecologiche: una strategia comunitaria per limitare le emissioni di anidride carbonica e migliorare l'efficienza energetica" en *Rivista de Diritto Finanziario e Scienza delle Finanze*, nº 1 (LI), I, de Marzo. Págs. 117-137.

⁵⁴¹ Se ha criticado la opción del impuesto uniforme, parece ser más adecuado un impuesto que tome en consideración las características de los países afectados. Vid. por ejemplo, AGOSTINI, P., BOTTEON, M. y CARRARO, C. (1.992): "A Carbon Tax to reduce CO₂ emissions in Europe" en *Energy Economics*, nº4 (XIV) de Octubre. Págs. 279-290. También opinaba así la propia Comunidad al plantear las líneas generales de su programa de lucha contra el efecto invernadero. Vid. Comunicación de la Comisión de las C.E. al Consejo (1.992). Op. Cit. Pág. 127.

La puesta en funcionamiento de la *ecotasa* parecía inminente cuando en Junio de 1.992 la representación de la Comunidad firmó la Convención sobre el Cambio Climático, la llamada Convención de Río, por la que efectivamente se comprometía a cumplir el objetivo de estabilización de las emisiones de dióxido de carbono para el año 2.000 a nivel de las emisiones de 1.990.

En opinión de los analistas, los impuestos se pueden utilizar con especial facilidad en el caso del dióxido de carbono, tanto técnica como administrativamente, dado que el contenido en carbono de los combustibles es estable y conocido, no existen otros mecanismos viables para evitar las emisiones tras la combustión y existe una relación precisa entre contenido y emisiones de carbono. Ello significa que la idea de gravar las emisiones se puede poner adecuadamente en marcha a través de un impuesto de producto cargado sobre los bienes energéticos.

También existe una opinión generalizada en referencia a que la medida propuesta por la C.E. puede ser regresiva, afectando notablemente al poder de compra de las familias con bajos niveles de ingresos. Ello puede ser compensado con ventajas fiscales y subvenciones, dentro del mismo programa e incluso con ingresos obtenidos con el impuesto, y tal vez por ello se hizo explícito su objetivo de neutralidad⁵⁴².

Además, puede afectar a la competitividad de la industria europea, en concreto a determinados sectores. No obstante el citado principio de neutralidad fiscal implícito en el programa puede atenuar este fenómeno a través de reducciones

⁵⁴² Vid. Comunicación de la Comisión de la C.E. (1.992). Op. Cit. Pág. 126: “Una característica básica del nuevo impuesto será la neutralidad de su recaudación. Es decir, su introducción no debe implicar una mayor carga fiscal para los agentes económicos, por ello deberá ir acompañada de incentivos y reducciones fiscales. Actuándose siempre con gran cautela para evitar distorsiones en la competencia y garantizar la disponibilidad de productos energéticos sin generar problemas socioeconómicos”.

en otros impuestos e incluso establece la posibilidad de dejar exentos de gravamen a los sectores más vulnerables.

En mayo de 1.992 la Comisión aprobó el impuesto condicionando su adopción al establecimiento de medidas fiscales equivalentes por parte del resto de países de la O.C.D.E. (especialmente Japón y los EE.UU.). Con ello se buscaba preservar la competitividad de la industria europea. Muchos analistas afirman que dicha condicionalidad implica el aplazamiento *sine die* de la adopción del impuesto. Posiblemente esta es una de las principales razones por las cuales el Comisionado para el Medio Ambiente de la C.E. no acudió a la Cumbre de Río y renunció a su cargo⁵⁴³.

Lo cierto es que el mecanismo diseñado estuvo cerca de constituir la primera experiencia real de un impuesto supranacional con objetivos medioambientales, pero motivos que no sólo son los aducidos llevaron a que el experimento se abortara, lo cual no impidió que determinados países se lanzaran individualmente a plantear impuestos con el objetivo de controlar las emisiones de dióxido de carbono.

Los efectos perversos que se podían esperar del impuesto sobre el carbono si se introducía unilateralmente por parte de la Comunidad Europea fueron el argumento principal esgrimido por ésta para no introducir el impuesto hasta que los demás países de la O.C.D.E. lo hicieran. No obstante, algunos trabajos, como el de Nicoletti y Oliveira Martins⁵⁴⁴ no parecen mostrar evidencia de dichos efectos⁵⁴⁵ lo

⁵⁴³ CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). (1.993): *The European carbon tax: An economic assessment*. Kluwer Academic Pub. para la Fondazione Eni Enrico Mattei, Dordrecht. Pág. 5.

⁵⁴⁴ NICOLETTI, G. y OLIVEIRA MARTINS, J. (1.993): "Global effects of the European Carbon Tax" en CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). Op. Cit. Págs. 15-48.

⁵⁴⁵ Los autores denomina a dichos efectos recíprocos con el nombre específico de *carbon leakage* haciendo referencia a los posibles aumentos en las emisiones por parte de aquellos países que no introduzcan el impuesto.

cual minimiza los supuestos costes de la actuación unilateral⁵⁴⁶. En todo caso los estudios presentados⁵⁴⁷ concluyen que las políticas coordinadas pueden dar mejores resultados que las acciones unilaterales.

Además del *carbon leakage*⁵⁴⁸ se pueden dar otros efectos no buscados como consecuencia de las interacciones entre el impuesto sobre el carbono y los precios de mercado de los combustibles fósiles. Los productores reaccionarán al impuesto no se sabe si aumentando precios, para trasladar el impuesto, o bajándolos, para estabilizar la demanda⁵⁴⁹.

En la propuesta de *ecotasa* comunitaria sobre el efecto invernadero se reflejó la posibilidad de gravar, además del contenido en carbono de los combustibles empleados, también su contenido energético. Este impuesto, de tipo mixto, buscaba no sólo provocar los tradicionales incentivos para la reducción de la contaminación por parte de productores y consumidores, sino también fomentar el desarrollo de tecnologías más eficientes y el ahorro energético⁵⁵⁰. No obstante los estudios

⁵⁴⁶ Vid. BOTTEON, M. Y CARRARO, C. (1.993): "Is the European Carbon Tax really effective?" en CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). Op. Cit. Págs. 255-284.

⁵⁴⁷ En especial vid. HOEL, M (1.993): "Stabilizing CO₂ Emissions in Europe: Individual Stabilization versus Harmonization of Carbon Taxes" en CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). Op. Cit. Págs. 221-238; JORGENSEN, D.W., SLESNICK, D.T. y WILCOXEN, P.J. (1.992): "Carbon taxes and economic welfare" en *Brookings Papers on Economic Activity: Microeconomics*. Págs. 393-454: Son especialmente interesantes y reveladores algunos de los comentarios reproducidos, en especial el de MEYER, J. Págs. 449 y 450; por último HOEL, M. (1.992): "Carbon taxes. An international tax or harmonized domestic taxes?" en *European Economic Review*, nº 2 y 3 (XXXVI) de abril. Págs. 400-406: frente a la alternativa de un impuesto doméstico para alcanzar objetivos domésticos, un impuesto internacional o impuestos domésticos armonizados, se muestra claramente partidario del impuesto internacional del carbono, que tiene, en su opinión, unos costes casi despreciables.

⁵⁴⁸ Vid. nota al pie nº 541.

⁵⁴⁹ Vid. INGHAM, A., ULPH, A. y ULPH, D. (1.993): "Carbon Taxes and Energy Markets" en CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). Op. Cit. Págs. 67-99.

⁵⁵⁰ Vid. SMITH, S. (1.995): '*Greening' the tax system in Britain and Germany*. Anglo-German Foundation for the Study of Industrial Society. London. Págs. 32 y 33 o SMITH, S. (1.995b): '*Green' Taxes and Charges: Policy and Practice in Britain and Germany*. The Institute for Fiscal Studies, Londres. Prácticamente son el mismo estudio, sólo existen algunas diferencias en cuanto a su planteamiento.

efectuados parecen mostrar mejores resultados con un impuesto *puro* sobre el carbono que con el impuesto mixto sobre energía y carbono⁵⁵¹.

Algunos países miembros con niveles de emisiones de CO₂ per capita superiores a la media comunitaria, como los Países Bajos o Bélgica, decidieron ir más allá de la estabilización de las emisiones y establecieron objetivos de reducción de éstas para el año 2.000 en un 5%. Así como Dinamarca o Alemania pretenden reducir las suyas en un 20 y en un 25% respectivamente, para el año 2.005. Por otro lado los estados miembros con *bajo* consumo energético, como es el caso de España o Portugal, pero que deberían aumentarlo con su crecimiento, necesitarán objetivos y estrategias para conciliar dicho desarrollo con una mejora en la eficiencia energética, puesto que en ningún caso la Comunidad asegura la posibilidad de actuar por encima de los niveles fijados.

Ello nos hace reflexionar sobre la postura española defendida por el ministro Borrell. Así como la Comunidad se permite plantear exenciones y tipos de gravamen cero, no se plantea que aquellos países más atrasados en su desarrollo aumenten su nivel de emisiones. Vamos a examinar cuantitativamente que hay detrás de dichas afirmaciones. Trabajaremos con datos en términos per capita (toneladas de carbono per capita emitidas) que son de los más significativos.

⁵⁵¹ Vid. CARRARO, C. y SINISCALCO, D. (Eds.). Op. Cit. Pág. 9.

Tabla 4.1. Perspectiva de emisiones per cápita.

País	Emisiones presentes (1.989)	Emisiones futuras (2.000 ó 2.005)
España	1'42	1'42
Portugal	1'00	1'00
Alemania	3'02	2'27
Dinamarca	2'69	2'15
Bélgica	2'93	2'78

Fuente: Elaboración propia en base a datos de la Comisión de las CC.EE. e información sobre compromisos de estabilización de las emisiones.⁵⁵²

Como vemos los grandes perjudicados son los países menos desarrollados, y por tanto el planteamiento de Borrell en referencia a este tema tenía más sentido del que inicialmente parecía.

Para reducir la carga temporal derivada de la aplicación de esta estrategia sobre los países menos desarrollados de la Comunidad, ésta debería contribuir cubriendo parte de los costes de la adaptación. Para ello se podría actuar a través de los Fondos Estructurales.

La acción comunitaria deberá participar en un esfuerzo internacional global destinado a estabilizar las emisiones de CO₂, en el que Japón y los Estados Unidos han optado por centrarse en las medidas regulatorias. La Comunidad se ha comprometido a colaborar financieramente con los países del Este con el objetivo de que éstos puedan transformar sus economías de forma compatible con los objetivos fijados de control de las emisiones de gases con efecto invernadero. También los

⁵⁵² Como se ha trabajado en términos per capita se ha hecho, implícitamente, la asunción de que la población se va a mantener estable, lo cual, dada la actual situación demográfica, no parece muy descabellado.

países en vías de desarrollo deben esforzarse en buscar nuevas salidas que sean compatibles con el objetivo comentado, pero ello no será posible sin la colaboración de los países más industrializados.

Aunque la puesta en marcha de la *ecotasa* no parezca viable en el corto plazo los objetivos empiezan a presionar seriamente a los firmantes de la Convención de Río. Si además tenemos en cuenta que el impuesto está destinado a afectar sectores con bajas elasticidades precios en la demanda, las dificultades de alcanzar el objetivo si no entra en funcionamiento el impuesto aumentan⁵⁵³.

Además, en opinión de Barker, T. et al.⁵⁵⁴ el programa de lucha contra las emisiones no logra dar una respuesta satisfactoria al crecimiento a largo plazo de las emisiones provenientes de las centrales eléctricas y de otros consumidores industriales de combustibles fósiles. El cambio hacia el gas natural puede ayudar en las próximas décadas pero las emisiones probablemente recuperarán su tendencia alcista hacia finales de siglo. Más aún, un objetivo razonable a largo plazo de acuerdo con el consenso científico (International Panel on Climate Change) sería una reducción en el 60% respecto de las emisiones de 1.990 y no una mera estabilización de las mismas. Obviamente, si el resultado esperado es bastante modesto con el impuesto, sin éste difícilmente se alcanzarán ni siquiera los objetivos fijados en Río.

Como resultado de nuestra revisión de la literatura relativa al impuesto sobre el carbono podemos obtener algunas conclusiones importantes. En primer lugar el

⁵⁵³ Vid. BARKER, T, BAYLIS, S. y BRYDEN, C. (1.994): "Achieving the Rio Target: CO₂ abatement through Fiscal Policy in the UK" en *Fiscal Studies*, nº 3(XIX), de Agosto. Págs. 1-18: Si no se hubiese establecido la exención de las empresas con uso intensivo de combustibles fósiles los resultados en términos de reducción de las emisiones serían seguramente mejores, aunque el temor sobre los efectos sobre la competitividad de dichos sectores evitó esta posibilidad.

⁵⁵⁴ Op. Cit. Pág. 17.

impuesto que se propuso no tenía unos objetivos ambiciosos, ni la tarifa, ni los sectores exentos de gravamen podían dar lugar a resultados notables. De hecho en la literatura referida a la imposición sobre la contaminación se coincide en que sin una tarifa elevada los efectos serán poco notorios.

Importantes grupos de presión europeos lograron sabotear la puesta en marcha del programa de lucha contra las emisiones de gases con efecto invernadero al lograr que se estableciera como condición para su entrada en funcionamiento la aplicación del impuesto también por parte de Japón y EE.UU. Sólo aquellos países con una mayor presión social en favor de la protección ambiental han actuado unilateralmente de forma decidida para controlar sus emisiones de carbono. Ello pese a que los análisis coinciden en al plantear como mucho más ventajosa la coordinación internacional y el establecimiento de un impuesto a nivel global.

En ese sentido no es difícil encontrar referencias al temor de los políticos en referencia a la aparición de países que se comporten como *free rider*⁵⁵⁵, es decir que se aprovechen de la reducción en las emisiones sin participar en ella. Este aspecto ha venido reforzado por al menos dos cuestiones, por un lado por el temor de los países más avanzados a enfrentarse con una nueva variedad de *competencia fiscal*, y por otro, por el temor de no poder actuar contra esos países merced a las dificultades existentes para frenar la entrada de cualquier tipo de producto, como consecuencia de los acuerdos comerciales internacionales⁵⁵⁶.

La mayoría de estudios muestra que los costes asociados a un programa internacional de lucha contra las emisiones de gases con efecto invernadero serían

⁵⁵⁵ Vid. por ejemplo, CNOSEN, S. y VOLLEBERGH, H. (1.992): "Toward a Global Excise on Carbon" en *National Tax Journal*, nº 1(XLV), de Marzo. Págs. 23-36.

⁵⁵⁶ Vid. para un análisis teórico: SNAPE, R.H. (1.992): "El medio ambiente, el comercio internacional y la competitividad" en ANDERSON, K. y BLACKHURST, R. Op. Cit. Págs. 83-104.

fácilmente asumibles. No obstante posteriores desarrollos implicarían mayores costes, en especial cuando los costes de ayudar a los países en desarrollo en la sustitución de combustibles se sumase a los costes propios de los países industrializados⁵⁵⁷.

Por último también se han esgrimido argumentos relativos a los posibles efectos contractivos y regresivos de la *ecotasa*, en particular, y de los impuestos ambientales en general. No obstante su potencial recaudatorio permite efectuar modificaciones en el resto del sistema fiscal para permitir que la introducción de este tipo de figuras sea relativamente *neutral* en términos fiscales. En esta línea se manifestaron autores como Dornbusch y Poterba que recomendaron que se tomaran medidas para mantener la neutralidad⁵⁵⁸.

Para concluir recogeremos el cuadro presentado por Pearce⁵⁵⁹ recogiendo las conclusiones de algunos de los estudios empíricos efectuados hasta la fecha en relación con los resultados de un impuesto sobre el carbono:

⁵⁵⁷ Vid. PEARCE, D. (1.991): "The Role of Carbon Taxes in adjusting to Global Warming" en *The Economic Journal*, nº 101 de Julio. Págs. 938-948.

⁵⁵⁸ Op. Cit. Pág. 87. Vid otras muchas opiniones coincidentes como SPENCE, A.M. y WEITZMAN, M.L. (1.979): "Regulatory strategies for pollution control" en FRIEDLANDER, A.F. *Approaches to controlling air pollution*. MIT Press, Cambridge (Mass), 2ª reimp. (1ª impr. 1.978). Págs. 199-239.

⁵⁵⁹ PEARCE, D. (1.991). Op. Cit. Pág. 946. Vid. también la revisión de la literatura efectuada por INGHAM, A., MAW, J. y ULPH, A. (1.991): "Empirical Measures of Carbon Taxes." en *Oxford Review of Economic Policy*. nº 101(VII). Págs. 99-122.

Cuadro 4.3. Efectos de un impuesto sobre el Carbono.

ESTUDIO (AÑO)	IMP. s/C (\$/ Ton. de C)	% s/PRECIO ETRÓLEO	% REDUCCIÓN CO ₂	REGIÓN
NORDHAUS (90)	3\$ 27\$	2 23	9%(2050) 28%(2050)	Mundo
MANNE y RICHEL (90)	250\$	158	75% (2100)	Mundo
CLINE (89)	158\$	100	57% (2050) o 21% s/1985 en 2050	Mundo
EDMONDS y REILLY (83)	123\$	78	40% (2050)	Mundo
HOWARTH et al (89)	623\$	103	26% (2050)	Mundo
WHALLEY y WIGLE (90)	460\$	300	50% (tendencia)	Mundo
IEA (89)	72\$	44	12%(2005)	OCDE
BYE et al (89)	126\$	75	20% (2000)	Noruega
BARKER y LEWNEY (90)	145\$ 516\$	92 327	18%(2005) 33%(2005)	R.U.
BARRETT (90)	34\$ 59\$	32 57	20%(1988) 35%(2005)	R.U.
SYMONS et al (90)	96\$	62	20% s/1988 en 2005	R.U.
INGHAM y ULPH (89)	87-205	57-128	20% s/1988 en 2005	Indust. R.U.
MANNE y RICHEL (89)	300\$	190	85% (2100) o 20% s/1988 en 2100	EE.UU.
CHANDLER y NICHOLLS (90)	\$82\$	53	20% (nivel base)	EE.UU.
CBO (91)	28\$ 113\$	18 72	Estabilización al nivel de 1988 en 2000 10-20% s/1990 en 2000	EE.UU.
NORDHAUS y YOHE (83)	20\$ 100\$ 200\$ 300\$	13 65 130 195	6'7% inf. nivel base 27% inf. nivel base 43% inf. nivel base 54% inf. nivel base	EE.UU.
WILLIAMS (89)	160\$ 250\$	104 162	63% inf. nivel base 74% inf. nivel base	Suecia
KRAM y OKKEN (89)	40\$	26	28% inf. nivel base	Holanda

Fuente: PEARCE, D. (1.991).

En la primera columna tenemos los autores y el año en que se efectuó el estudio, en la segunda el impuesto en dólares por tonelada emitida de carbono, en la tercera se muestra, en porcentaje, el efecto estimado del impuesto sobre el precio del petróleo, en la cuarta columna se presentan los resultados esperados en materia de reducción o estabilización de las emisiones, para concluir estableciendo el ámbito geográfico para el que se efectuó el estudio.

Entendemos que las reducciones están establecidas en referencia a 1.990 excepto que en el cuadro se establezca algo distinto.

En el cuadro se plantean algunos aspectos que la literatura ha puesto de relevancia. Por ejemplo los impuestos establecidos son bastante elevados, condición *sine qua non* para que los resultados sean notables. A modo de anécdota comentaremos que el estudio de Nordhaus de 1.990 plantea un impuesto con el gravamen que inicialmente se esperaba para la ecotasa comunitaria, el resultado estimado es el de una reducción del 9% de las emisiones de carbono para el año 2.050, pero no se hace ninguna aproximación a que sucederá en el año 2.000, año en el que se debería alcanzar una estabilización de las emisiones a nivel de 1.990⁵⁶⁰.

Como resultado del análisis efectuado y de las lecturas llevadas a cabo, podemos ya mostrar una serie de consecuencias que resultan de gran interés para el diseño de nuestra figura contra la lluvia ácida.

En primer lugar, las experiencias unilaterales son un mal menor. Lo más adecuado son los impuestos de ámbito global o, al menos, regional.

⁵⁶⁰ Lo cierto es que la mayoría de los países representados en la reciente **Cumbre del Clima** de Ginebra han reconocido la imposibilidad de que se cumplan las previsiones adoptadas en la **Cumbre de Río**. Vid. FERNÁNDEZ, A. (1.996): "La conferencia del Clima de Ginebra fija objetivos a tomar el próximo año" en *El País*, Viernes 19 de Julio.

En segundo lugar, este tipo de instrumentos pueden tener efectos regresivos, por tanto, si se considera que es conveniente que su introducción sea fiscalmente neutral deberán ir acompañados de medidas complementarias para el mantenimiento de las rentas de las economías más perjudicadas.

En tercer lugar, los tipos impositivos deberán ser lo suficientemente elevados por para incitar determinados cambios de comportamiento por parte de los colectivos afectados. Cualquier figura que carezca de este tipo de incentivo no merece la denominación de tributo ecológico.

En cuarto lugar, la heterogeneidad debe primar sobre la homogeneidad. Un impuesto que reconozca las disparidades de los distintos países y colectivos afectados tiene más perspectivas de ser efectivo y eficiente que un impuesto homogéneo.

En quinto lugar, es fundamental que se corrobore la importancia de los impactos sobre la competitividad y el empleo de este tipo de figuras. Si tal y como aproximan bastantes análisis estos impactos son soportables se deberían poder vencer determinadas actitudes contrarias a su introducción.

Por último, se debe mostrar a los colectivos implicados que los compromisos internacionales adoptados son objetivo ineludible de los distintos gobiernos y que los impuestos ambientales son instrumentos adecuados para alcanzar dichos objetivos eficientemente.

Pasemos a continuación a examinar toda una serie de experiencias sobre fiscalidad relacionada con el medio ambiente y destinada a la lucha contra las emisiones de precursores de la lluvia ácida.

4.3.2.2. El control de las fuentes estáticas.

Freeman et al.⁵⁶¹ comentan una propuesta de impuesto sobre las emisiones de anhídrido sulfuroso. El impuesto se pretendía cargar sobre las centrales térmicas, refinerías, fundiciones y empresas que emplearan como combustible principal carbón o petróleo.

El impuesto se basaba en gravar la contaminación en función de las libras de azufre emitidas y buscaba dotar de incentivos económicos a las empresas para mejorar la calidad del aire.

Aunque las leyes de la termodinámica indican que el azufre eliminado de los gases debe ir a para a algún lado ello no resultaría problemático en este caso. Por fortuna el azufre es un bien valioso, aunque la industria dedicada a la producción de azufre podría verse afectada. Por ejemplo, en 1.973 la producción anual de azufre era de diez millones de toneladas y una recuperación de sólo el 50% del azufre emitido en la atmósfera daría lugar a una producción de ocho millones de toneladas/año.

La Comunidad Europea también se ha planteado la necesidad de luchar contra la lluvia ácida, en primer lugar mediante la fijación de estándares de calidad del aire atmosférico⁵⁶² y posteriormente con la firma del Convenio sobre contaminación transfronteriza a larga distancia, en junio de 1.981

⁵⁶¹ Op. Cit. (1.973). Pág. 136.

⁵⁶² Vid. Directiva 80/779/CEE del Consejo de 5 de julio de 1.980 relativa a los valores límite y a los valores guía de calidad atmosférica para el anhídrido sulfuroso y las partículas en suspensión; y Directiva 85/203/CEE del Consejo de 7 de marzo de 1.985 relativa a las normas de calidad del aire para el dióxido de nitrógeno.

En lo que hace referencia al control de las emisiones de precursores procedentes de fuentes estáticas el primer paso que dió la Comunidad para elaborar una normativa específica fue la aprobación de la Directiva 84/360/CEE⁵⁶³, y posteriormente, se introdujo la que constituye la piedra angular de la política comunitaria contra la lluvia ácida, la Directiva 88/609/CEE sobre contaminación procedente de grandes plantas de combustión⁵⁶⁴, que anteriormente ya ha sido objeto de comentario.

En el cuadro 4.4. podemos ver las experiencias prácticas encontradas en cuanto a gravámenes destinados específicamente a la lucha contra la lluvia ácida⁵⁶⁵. Como vemos en dicho cuadro las experiencias tienen al menos un aspecto en común, se trata de impuestos sobre las emisiones. Por otra parte, y en general, se opta por gravar las emisiones tanto de anhídrido sulfuroso como las de óxidos de nitrógeno, o sólo las primeras. El caso sueco constituye una excepción, en el sentido de gravar sólo las emisiones de óxidos de nitrógeno, pero ello es debido a que Suecia cuenta con más gravámenes para luchar contra la lluvia ácida.

Cuadro 4.4. Gravámenes sobre la contaminación atmosférica.

País	Hecho Imponible	Tarifa
Francia	Emisiones acidificantes	19 ECU/ton.
Japón	Emisiones de SO ₂	0,5-4'5 ECU/Nm ³
Portugal	Emisiones de SO ₂ y NO _x	-----
Suecia	Emisiones de NO _x de productores de energía	4'7 ECU/kg NO ₂

Fuente: O.C.D.E., 1.994.

⁵⁶³ Referida a la lucha contra la contaminación procedente de las instalaciones industriales.

⁵⁶⁴ Aprobada por el Consejo de 24 de noviembre de 1.988. Vid. los comentarios de LUDEVID, M. (1.993): *Les polítiques internacionals de resposta al canvi global en el medi ambient*. Fundació Jaume Bofill, Serie Polítiques nº 5, Barcelona. Págs. 47 y 48.

⁵⁶⁵ OPSCHOOR, J.B., SAVORNIN LOHMAN, A.F. de, y VOS, H.B. (1.994): *Managing the environment. The role of economic instruments*. O.C.D.E., París. Págs. 58 y 59.

4.3.2.2.a. El impuesto sueco sobre las emisiones de óxidos de nitrógeno.

Profundizaremos algo más en el análisis del impuesto sueco, puesto que aunque sólo grave las emisiones de óxidos de nitrógeno, su sistema de aplicación nos parece muy instructivo. Concretamente este impuesto se aplica sobre las emisiones reales producidas por plantas productoras de energía y calor con una capacidad de más de 10 MW y una producción superior a 50 GwH. Las instalaciones más pequeñas no están sometidas al gravamen puesto que los costes de la medición serían excesivos.

Con este impuesto sólo se grava a los productores finales de energía mientras que los procesos industriales están excluidos. El resultado de este planteamiento es que las instalaciones sujetas son responsables de aproximadamente el 6'5% del total de emisiones suecas de óxidos de nitrógeno.

En aquellos casos en los que no exista medición real de las emisiones se suponen niveles de emisión estándar (600 mg NO_x/MJulio para las turbinas de gas y 250 mg NO_x/MJulio para otras instalaciones). Estos niveles superan la media real de emisiones con lo cual se incentiva la instalación de equipos de medida.

En 1.992 se alcanzó en Suecia una reducción entre el 30 y el 40% de las emisiones, excediéndose claramente las previsiones (20-25%), por lo cual podemos valorar muy positivamente esta experiencia.

4.3.2.2.b. El impuesto francés sobre las emisiones acidificantes.

De forma similar a la experiencia sueca el gobierno francés estableció, por decreto de 7 de junio de 1.985, un programa de lucha contra las lluvias ácidas⁵⁶⁶. Un elemento central de este programa era el establecimiento de un impuesto parafiscal⁵⁶⁷ sobre la contaminación atmosférica, o, más concretamente, sobre las emisiones de contaminantes en la atmósfera.

Este impuesto, percibido por la Agencia para la Calidad del Aire se caracteriza porque sus ingresos están afectados a programas de lucha contra la contaminación atmosférica.

Su hecho imponible estaba constituido por las emisiones de anhídrido sulfuroso y otros óxidos de azufre y por las emisiones de óxidos de nitrógeno. No obstante, las dificultades de verificación hacían que sólo se gravaran las emisiones de anhídrido sulfuroso, a un tipo de 130 francos/tonelada, mientras que las demás eran gravadas a tipo cero⁵⁶⁸.

En cuanto a la sujeción al tributo, sólo estaban sujetas las instalaciones de combustión con potencia superior a 50 MW y aquellas instalaciones con emisiones superiores a 2.500 toneladas anuales de anhídrido sulfuroso o de óxidos de nitrógeno. En total, no más allá de quinientos sujetos pasivos.

⁵⁶⁶ O.C.D.E. (1.994): *La fiscalité et l'environnement: le cas de la France*. O.C.D.E., París. Págs. 31-36.

⁵⁶⁷ Parafiscal en el sentido de que lo recaudado se destinaba a nutrir las arcas de la Agencia para la Calidad del Aire, pero sin estar afectado a ninguna partida en concreto.

⁵⁶⁸ Se supone que el objetivo de dicho planteamiento era aprovechar el impuesto para recabar información de las fuentes de precursores de lluvia ácida.

El impuesto en su primera fase tuvo unos resultados más que aceptables, lo cual se evidencia por la caída de la recaudación que se dio en poco más de tres años⁵⁶⁹.

Al destinar lo recaudado a financiar medidas contra la contaminación, y limitar los beneficiarios de las ayudas a los sujetos pasivos del tributo, aunque estuviesen sometidos a tipo cero, se mejoró el cumplimiento por parte de las empresas afectadas.

Las emisiones se declaraban mediante autoliquidaciones, pero existía un cuerpo de inspección. En el caso de que no existieran aparatos de medición instalados el declarante debía especificar como había estimado las emisiones, y el equipo de inspección se encargaba de evaluar y modificar las estimaciones.

Durante los cinco años de existencia de la figura los resultados fueron tan positivos, una reducción aproximada de 100.000 toneladas anuales respecto un total de 1.200.000 toneladas anuales, que se decidió prorrogar el impuesto por cinco ejercicios más, a partir de un decreto de mayo de 1.990.

El impuesto sufrió importantes mejoras de cara a esta segunda fase de aplicación. Así se aumentó el gravamen de las emisiones de anhídrido sulfuroso a 150 francos/tonelada, buscando corregir el efecto de la inflación, y se pasó a gravar también las emisiones de otros óxidos de azufre, de óxidos de nitrógeno y de ácido clorhídrico a 150 francos/tonelada.

⁵⁶⁹ Vid. O.C.D.E. (1.994). Op. Cit. Pág. 32. Además de al éxito del impuesto, se puede atribuir la caída en la recaudación a la aparición de deducciones, y a un hecho no menos reseñable, tal y como es la dedicación de la mayoría de los ingresos a financiar instalaciones para reducción de las emisiones.

Buscando mejorar la información proporcionada por el impuesto también se incluyeron las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COV), pero dadas las dificultades inherentes a su medición se introdujeron a tipo nulo.

Se siguieron manteniendo las deducciones específicas, en el sentido de permitir desgravarse por las inversiones en sistemas de control de la contaminación y aparatos de medición de las emisiones.

4.3.2.3. Los gravámenes sobre insumos.

También existe alguna experiencia en relación con gravar los insumos causantes de la lluvia ácida, es decir los combustibles fósiles, en función de sus contenidos de agentes contaminantes. Estas experiencias, recogidas en el cuadro 4.5., se compatibilizan en alguno de los casos con la imposición sobre las emisiones.

Cuadro 4.5. Gravámenes sobre el contenido de azufre de los combustibles.

País	Hecho Imponible
Noruega	% peso de azufre en el petróleo.
Suecia	% peso de azufre en el petróleo, carbón y turba.

Fuente: O.C.D.E., 1.994.

Recordemos que cuando hemos comentado el impuesto sueco sobre las emisiones de óxidos de nitrógeno, hemos afirmado que existían más figuras destinadas a luchar contra la lluvia ácida. Aunque el planteamiento de un impuesto sobre insumos parece ser una opción menos atractiva, no se deben despreciar los resultados obtenidos, especialmente en el caso sueco, donde se han alcanzado unas reducciones del contenido de azufre del petróleo del 30% entre 1.990 y 1.992⁵⁷⁰.

⁵⁷⁰ OPSCHOOR, J.B. et al. (1.994). Op. Cit. Pág. 74.

La imposición sobre insumos, posiblemente influida por el planteamiento de la *ecotasa* comunitaria, tiene como principal desventaja el desincentivar determinados mecanismos de reducción de las emisiones, tales como el lavado de carbón, o los mecanismos de *final de cañería*. Claramente es un instrumento para fomentar el cambio de combustibles, de aquellos con mayor contenido en azufre a aquellos otros con menor contenido⁵⁷¹, objetivo que, tal y como se ha visto, explícitamente ha sido evitado en un buen número de programas de lucha contra la lluvia ácida.

De hecho el impuesto que se busca debería tener unos efectos similares a los de un impuesto sobre el carbono. Este “afectaría el comportamiento de las empresas y consumidores mediante el aumento del precio relativo de los combustibles fósiles frente a otras fuentes energéticas y también alterando los precios relativos de los distintos combustibles fósiles, con ello el impuesto induciría tanto la sustitución de combustibles como un menor consumo energético”⁵⁷².

4.3.2.4. La imposición sobre las fuentes móviles.

También en Opschoor, J.B. et al.⁵⁷³ se plantean algunos gravámenes sobre producto referidos a los vehículos automóviles y con propósitos ambientales. Concretamente el cuadro 4.6. refleja los diferenciales impositivos existentes en relación con las ventas de coches. Hay que valorar muy positivamente las

⁵⁷¹ En el caso de la *ecotasa* comunitaria hay variables que hacen atractivo el impuesto sobre insumos, y que no se repiten en el caso de la lucha contra la lluvia ácida. Así, existe una relación prácticamente lineal entre el contenido de carbono del combustible empleado y las emisiones de compuestos de carbono, relación que no se verifica en el caso del azufre y de las emisiones de precursores de lluvia ácida. Por otra parte, aún no existen tecnologías viables que permitan reducir el contenido en carbono de un combustible como sucede con el lavado del carbón para el caso del azufre.

⁵⁷² DORNBUSCH, R. y POTERBA, J.M. (1991): *Global Warming: Economic policy responses*. The MIT Press, Cambridge (Mass.). Pág. 83.

⁵⁷³ (1.994). Op. Cit. Págs. 70-71.

posibilidades de utilizar este tipo de figuras porque “El transporte por carretera ya está fuertemente gravado a través de tributos cargados sobre los vehículos a motor y sobre sus combustibles, por ello existe un amplio panorama para introducir incentivos ambientales mediante la reestructuración de los gravámenes existentes más que mediante el establecimiento de unos gravámenes *verdes* completamente nuevos”.⁵⁷⁴

Cuadro 4.6. Diferenciales impositivos en las ventas de automóviles.

País	Hecho Imponible	Tipo de gravamen
Alemania	Coches no equipados con convertidores catalíticos.	238-478 ECU
Bélgica	Coches que no satisfagan los estándares de emisión.	314-419 ECU
Canadá	Peso del vehículo	17-34 ECU
Canadá ¹	Eficiencia con el combustible.	340-1.985 ECU
EE.UU.	Coches con eficiencia en el combustible inferior a 22'5 millas/galón.	655-4587 ECU
Finlandia	Coches no equipados con convertidores catalíticos.	714 ECU
Grecia	Grado de cumplimiento de los estándares ambientales.	-----
Holanda	Coches que incumplan los estándares de emisión.	301-603 ECU
Japón	Deducción fiscal por coches con bajas emisiones, eléctricos o con combustibles alternativos.	-----
Noruega	Coches no equipados con convertidores catalíticos.	774 ECU
Suecia	Grado de cumplimiento de los estándares ambientales.	237-474 ECU

¹ Nueva Regulación.

Fuente: OPSCHOOR, J.B. et al., 1.994.

En el caso específico de los vehículos de países miembros de la comunidad recordemos que sus emisiones están reguladas en general desde 1.970⁵⁷⁵, y

⁵⁷⁴ SMITH, S. (1.995b). Op. Cit. Pág. 94.

⁵⁷⁵ Directiva 70/220/CEE del Consejo de 20 de marzo de 1.970 relativa a la aproximación de las legislaciones de los estados en materia de medidas que deben adoptarse contra la contaminación del aire causada por los gases procedentes de los motores con los que están dotados los vehículos a motor.

particularmente las de los vehículos con motores *diesel* desde 1.972⁵⁷⁶. En 1.975 se introdujo una directiva que regulaba el contenido en azufre de los combustibles líquidos⁵⁷⁷. Posteriormente, en 1.988 se actualizó la legislación relativa a las emisiones de los motores diesel⁵⁷⁸ y en 1.991 la referida a las emisiones en general procedentes de vehículos a motor⁵⁷⁹.

Por otra parte, repasando la fiscalidad de las fuentes móviles, también podemos ver en la tabla siguiente algunas diferenciaciones en función del nivel de emisiones en los impuestos sobre vehículos de pago anual (nos referimos a figuras como lo que en España sería, por ejemplo, el impuesto de circulación).

Cuadro 4.7. Diferenciación impositiva en impuestos periódicos sobre vehículos.

País	Hecho imponible	Tipo de gravamen
Alemania	Capacidad cilindros y emisión.	3'6 ECU/100 c.c.
Austria	Con catalizador	Depende del peso.
Holanda	Emisiones

Fuente: O.C.D.E., 1.994.

En esta línea no podemos olvidar la diferenciación fiscal entre gasolinas con plomo y gasolinas sin plomo que se aplica o se ha aplicado en un buen número de países, entre ellos los miembros de la Comunidad Europea⁵⁸⁰, destacando los 0'04 ECU/litro de Suecia, donde las gasolinas sin plomo tenían en 1.991 una cuota de

⁵⁷⁶ Directiva 72/306/CEE del Consejo de 2 de agosto de 1.972 relativa a la aproximación de las legislaciones de los estados en materia de medidas que deben adoptarse contra las emisiones de contaminantes procedentes de los motores diesel destinados a propulsión de vehículos.

⁵⁷⁷ Directiva 75/716/CEE, del Consejo de 24 de noviembre de 1.975, relativa al contenido en azufre de ciertos combustibles líquidos.

⁵⁷⁸ Directiva 88/77/CEE del Consejo de 3 de diciembre de 1.987 relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros sobre las medidas que deben adoptarse contra las emisiones de gases contaminantes procedentes de motores diesel destinados a la propulsión de vehículos.

⁵⁷⁹ Directiva 91/449/CEE del Consejo de 30 de julio de 1.991, que recoge las últimas modificaciones de la Directiva 70/220/CEE.

⁵⁸⁰ Con el propósito de luchar contra la contaminación por plomo en la atmósfera se estableció la directiva 85/210/CEE del Consejo de 20 de marzo de 1.985 relativa a la aproximación de las legislaciones de los Estados miembros referentes al contenido en plomo de la gasolina.

mercado del 55% o los 0'07 de Dinamarca o Noruega, con unas cuotas de mercado para la gasolina sin plomo del 75% (1.992) y el 55% (1.992), respectivamente. En 1.995 países como los Estados Unidos, Suecia, Finlandia o Austria ya usaban exclusivamente gasolinas sin plomo mientras que Alemania, Dinamarca, Luxemburgo o Holanda usaban entre un 80% y un 90% de gasolinas sin plomo y en el vagón de cola europeo encontrábamos países como Italia (sólo el 41% de la gasolina empleada era sin plomo), Portugal (37%), Grecia (35%) o España (30%)⁵⁸¹. Además, en España no existe la diferenciación fiscal aunque el precio cobrado por la gasolina sin plomo es inferior al de la gasolina con plomo.

4.3.3. UNA PROPUESTA DE IMPUESTO CONTRA LA LLUVIA ÁCIDA.

4.3.3.1. Del hecho imponible a la base imponible.

4.3.3.1.a. Una primera aproximación.

En el caso de las fuentes estáticas serán gravadas todas aquellas plantas que produzcan emisiones de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno por encima de un determinado límite, las fuentes de menor capacidad contaminadora estarán sujetas y exentas del impuesto por todas sus emisiones de precursores. Las emisiones de otros precursores de lluvia ácida por parte de los grandes contaminadores y fuentes móviles estarán sujetas y no exentas pero gravadas a un tipo cero. Todas las fuentes estáticas serán gravadas en función de sus emisiones

⁵⁸¹ GONZALEZ, J. (1.996). Op. Cit.

reales, y tendrán la obligación de, periódicamente, efectuar una autoliquidación de sus emisiones. Para facilitar su veracidad se contará con dos mecanismos, por un lado se creará un cuerpo de inspección y por otro lado se establecerán deducciones en la cuota del impuesto por la instalación de aparatos medidores de las emisiones.

A continuación reproduciremos, para el caso español, un inventario existente de fuentes estáticas de precursores de lluvia ácida (tabla 4.2.), así como cuales eran sus niveles de emisiones en 1.980 (tablas 4.3. y 4.4.).

Tabla 4.2. Principales focos puntuales de contaminación atmosférica

Tipo	Características	Nº de focos
Centrales térmicas		
* Combustibles sólidos	> 50 MW	18
* Combustibles líquidos	> 50 MW	19
Refinerías de petróleo	Todas	10
Siderurgia integral	Todas	3
Cementeras	> 500.000 t/año	31
Plantas de ac. sulfúrico	> 50.000 t/año	13
Papeleras (pasta).	> 50.000 t/año	9

Fuente: M.A. en España, 1.984.

Tabla 4.3. Emisiones de contaminantes atmosféricos por industrias (año 80)

UNIDADES: Millones t. /año.

Sector	Partículas	SO ₂	NO _x
Eléctrico	0,341	1,610	0,186
Refino	-	0,130	0,017
Siderurgia	0,214	0,178	-
Cementeras	0,268	0,050	0,011
Acido sulfúrico	-	0,038	0,006
Papeleras	0,021	0,044	0,008
Total	0,844	2,050	0,228

Fuente: M.A. en España, 1.984.

Tabla 4.4. Emisiones de SO₂ por industrias (año 80)

UNIDADES: Kg. /año.

Sector	Comb.Sólidos	P.Petrolíferos	Total	%
Refino		131.178	131.178	4,9%
Eléctrico*	1.137.534	472.351	1.609.885	60,2%
Agrícola		42.728	42.728	1,6%
Industrial**	78.185	630.275	708.460	26,5%
Transportes	354	135.659	136.013	5,1%
C.y Servicios		20.538	20.538	0,8%
Residencial	9.779	14.301	24.080	0,9%
Total	1.225.852	1.447.030	2.672.882	100,0%

* Su alta participación se debe al empleo de carbones de mala calidad con alto contenido en azufre y bajo poder calórico.

** Sus emisiones se deben fundamentalmente al uso de productos petrolíferos, en especial fuel-oil, con alto contenido en azufre.

Fuente: M.A. en España, 1.984.

Los datos nos muestran que las grandes plantas contaminadoras apenas superan la centena, ciento tres para ser más concretos, y por lo tanto las perspectivas de su control parecen bastante halagüeñas. También, no obstante, ello implica un impacto bastante concentrado del impuesto y, por lo tanto, posiblemente habrá que tomar medidas para evitar impactos excesivos. Tal vez introduciendo un período transitorio de adaptación para algunas de ellas.

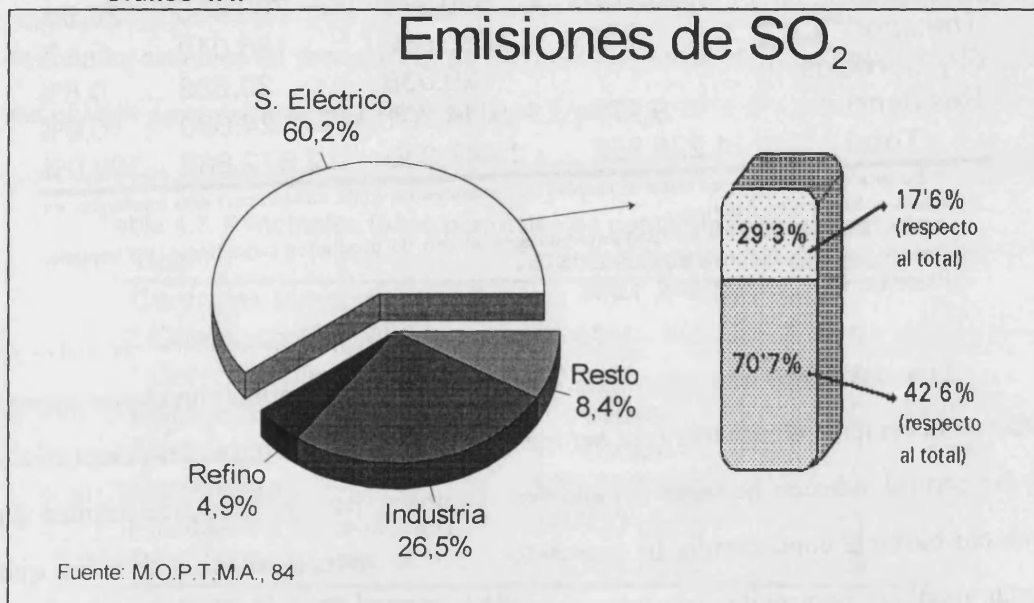
Aunque las fuentes contaminantes serán distintas en la actualidad desde la elaboración del inventario la estructura de participación de contaminadores en las emisiones de precursores de lluvia ácida se ha mantenido más o menos estable⁵⁸². En tal caso los datos disponibles nos permiten ligar las emisiones con cuales y cuantas fuentes son sus responsables, lo cual parece de gran interés a la hora de evaluar las posibilidades de éxito del impuesto una vez puesto en marcha.

El gráfico 4.2. nos muestra la mencionada correlación entre fuentes y emisiones, así podemos ver como las treinta y siete grandes centrales térmicas eran

⁵⁸² Vid. Capítulo 1.

responsables del 60'2% de las emisiones de anhídrido sulfuroso. Más concretamente las dieciocho plantas que utilizaban combustibles fósiles eran responsables del 70'7% de dichas emisiones (42'6% del total) mientras que las diecinueve que empleaban combustibles líquidos eran responsables del 29'3% de las emisiones procedentes de centrales térmicas (17'6% del total).

Gráfico 4.4.



Las diez refinerías censadas eran causantes del 4'9% de las emisiones, mientras que el sector industrial, cuyos principales emisores eran tres empresas dedicadas a la siderurgia integral, treinta y una cementeras, trece empresas químicas y nueve papeleras, era responsable del 26'5% del total nacional.

Este mismo análisis consistente en ligar fuentes concretas con emisiones no se puede efectuar con tanta precisión con los datos más actuales mostrados en el capítulo 1, ni se puede efectuar para las emisiones de óxidos de nitrógeno procedentes de estas fuentes estáticas (el primer censo español fiable de emisiones de óxidos de nitrógeno es de 1.987). No obstante, sí se puede efectuar y con datos muchos más fiables para las emisiones procedentes de fuentes móviles.

Como el control directo de las emisiones de estas fuentes sería excesivamente costoso, en este caso el impuesto se devengará de la siguiente forma⁵⁸³. La parte principal se pagará una sola vez, en el momento de la adquisición del vehículo en función de un indicador de consumo de combustible⁵⁸⁴ y de un 'rating' de comportamiento ecológico⁵⁸⁵ que deberá otorgar el propio sector automovilístico con la supervisión del Ministerio de Industria y del Ministerio de Medio Ambiente. Con cada una de las Inspecciones Técnicas de Vehículos se abonará la segunda parte en función de los kilómetros recorridos por el vehículo⁵⁸⁶. Se exigirá en las Inspecciones que los vehículos sigan respetando los límites de emisiones⁵⁸⁷.

Veamos a continuación cual es el panorama en España en cuanto a la participación de las fuentes móviles en la emisión de precursores de lluvia ácida.

⁵⁸³ Este enfoque está inspirado en el "impuesto sobre el *smog*" diseñado hace más de treinta años por la Rand Corporation. Vid. FREEMAN, M.A. III^o, HAVEMAN, R.H. y KNEESE, A.V. (1.973): *The economics of environmental policy*. John Wiley & sons, New York. Pág. 133-134.

⁵⁸⁴ Se elaborará una tarifa que tenga en cuenta tanto su consumo medio en ciudad como en carretera. Para ello se pueden tomar datos de la velocidad media de circulación en dichos ámbitos y los datos de consumo que proporcionan las mismas empresas.

⁵⁸⁵ Como se ha comentado existen múltiples elementos que se toman en consideración para gravar los daños ambientales causados por las fuentes móviles, entre los examinados podríamos destacar los diferenciales entre vehículos con o sin convertidores catalíticos, los basados en el peso del vehículo, o algunos mucho más depurados como los basados en la eficiencia energética de los vehículos (caso de Canadá o EE.UU.) o incluso en sus emisiones esperadas (caso de Bélgica Holanda, o Suecia). En cualquier caso con la información que la industria del automóvil da al Ministerio de Industria, una comisión mixta formada por éste ministerio, por el Ministerio de Medio Ambiente y por representantes de la industria podría crear los 'ratings' de comportamiento ambiental a emplear en el impuesto.

⁵⁸⁶ Dicho importe se podría incluir en el Impuesto de Circulación que pagan periódicamente los propietarios de vehículos. La Inspección Técnica de Vehículos notificaría a los Ayuntamientos los kilómetros recorridos y estos calcularían la cuota de esta parte del impuesto multiplicando dicha cifra por una cantidad constante por kilómetro recorrido y de nuevo corregida por el 'rating' del vehículo. La cesión de esta parte del impuesto a los Ayuntamientos se basa en que estos se encargan de recaudar el Impuesto sobre Circulación, pero, además, vendrían a ayudar a resolver los permanentes problemas de suficiencia con los que se enfrentan los entes municipales. Como sucede con estos, las Diputaciones Provinciales serían las encargadas de la gestión de este impuesto cuando los municipios fueran muy pequeños o carecieran de personal adecuado para la gestión de la figura.

⁵⁸⁷ Como sucede actualmente, a los vehículos que superasen los límites de emisiones fijados, se les inmovilizaría hasta que se efectuaran las correcciones correspondientes.

Tabla 4.5. Emisiones y pautas del transporte. 1.990

Vehículo	SO ₂ (Toneladas)		NOx (Toneladas)	
	Emisión	%	Emisión	%
Turismos	28.915	38,3%	262.313	49,3%
Ligeros	19.828	26,3%	64721	12,2%
Pesados	26.237	34,8%	203.872	38,3%
Motos	479	0,6%	954	0,2%
TOTAL	75.459	100,0%	531.860	100,0%
Pautas				
Urbana	45.787	60,7%	183.765	34,6%
Rural	12.288	16,3%	139.460	26,2%
Interurbana	17.385	23,0%	208.637	39,2%
Total	75.460	100,0%	531.862	100,0%

Fuente: El Medio Ambiente en España. 1.992.

Dos hechos se derivan del análisis de los datos, siendo coherentes con lo ya visto. Por una parte, es el uso privado del automóvil la principal causa de lluvia ácida originada en fuentes móviles. Concretamente es causa del 38'3% de las emisiones de anhídrido sulfuroso, y del 49'3% de las de óxidos de nitrógeno, tal y como ya se anticipó con el análisis elaborado previamente.

Por otra parte, la contaminación se produce allí donde mayores son los daños, en las ciudades y en los desplazamientos entre las mismas, por ello la contaminación producida en los desplazamientos urbanos e interurbanos acumula el 83'7% de las emisiones de anhídrido sulfuroso y el 73'8 de las emisiones de óxidos de nitrógeno.

En cualquier caso, el peso en la generación de precursores de los vehículos de transporte, tanto ligeros como pesados, es suficiente importante como para someterlos también al impuesto. Sólo las motos, debido a su despreciable participación en las emisiones de precursores podrían estar exentas de gravamen.

4.3.3.1.b. El hecho imponible.

El hecho imponible, el supuesto que da lugar a la aparición de la obligación de tributar, será distinto según el tipo de fuente. En el caso de las fuentes estáticas se gravarán las emisiones reales de anhídrido sulfuroso y las de óxidos de nitrógeno. Mientras que en el caso de las fuentes móviles se podría prestar especial atención a la hora de fijar el 'rating' a las emisiones de óxidos de nitrógeno.

Por lo que hace referencia al hecho imponible del impuesto existe otro aspecto relevante que se encuentra frecuentemente en la literatura y en el diseño de determinados impuestos ecológicos. Se trata de la posibilidad de establecer, además de un gravamen sobre las emisiones, también un gravamen sobre la energía.

Renunciaremos a que esta figura recoja dicho aspecto por dos motivos, en primer lugar, sigue latente la posibilidad de que entre en vigor la *ecotasa*, siempre que se resuelvan una serie de cuestiones relativas a su aplicación en los distintos países y, por otro lado, dado que el impuesto sobre el carbono era un impuesto sobre los insumos, y no sobre las emisiones, era relativamente sencillo gravar a los insumos en función de su contenido de carbono y de su contenido energético⁵⁸⁸.

En nuestro caso, la figura elegida ya tiene una parte de gravamen sobre las emisiones, y otra, más o menos, de gravamen de producto⁵⁸⁹. En nuestra opinión añadirle una tercera dimensión significaría dotar a la propuesta de una excesiva complejidad.

⁵⁸⁸ Op. Cit. (1.995). Pág. 33: "Los combustibles fósiles como el gas, carbón o el petróleo soportarían un impuesto comprendiendo dos componentes, uno relativo a su contenido de carbono y otro relativo a su contenido energético. Otras formas no renovables de energía distintas de los combustibles fósiles (principalmente energía nuclear) estarían sujetas a la parte del impuesto referida al contenido energético pero no a la referida al contenido de carbono."

⁵⁸⁹ Se grava la utilización de los vehículos automóviles.

4.3.3.1.c. La base imponible.

La base imponible del impuesto, es decir, la cuantificación del hecho imponible, vendrá dada en términos físicos y no en términos monetarios, puesto que la contaminación es un fenómeno físico. La base imponible relativa a las emisiones de fuentes estáticas vendrá determinada por el montante de emisiones de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno. Mientras, que la base imponible relativa a las fuentes móviles vendrá dada, en la vertiente de pago único del impuesto, por el consumo medio ponderado sumado al 'rating' ecológico y, en la vertiente de pagos periódicos, por los kilómetros anuales recorridos multiplicados por el 'rating' ecológico al que se le habrá añadido, previamente, el consumo medio ponderado.

En el caso de las fuentes estáticas se podría articular un sistema de estimación objetiva de la base, para cubrir aquellas situaciones en las cuales las empresas a controlar no dispongan de dispositivos de medición de las emisiones. En tal caso las estimaciones se deberían de efectuar teniendo en cuenta el tipo de combustible empleado y las tecnologías instaladas y empleadas a lo largo del proceso productivo. Este sistema debería, de forma explícita, hinchar los resultados de las estimaciones buscando incentivar de esta forma la instalación de los sistemas de medición.

4.3.3.2. Sujeción, exención y gravamen a tipo cero. El sujeto pasivo.

4.3.3.2.a. Sujeción al impuesto.

La estructura del impuesto debe ser capaz de responder a cambios en los objetivos ambientales. Por ello se debe optar por establecer unos supuestos de sujeción los más amplios posibles. Así, al establecer que el hecho imponible del impuesto sea la *emisión de precursores de lluvia ácida* (en el caso de fuentes estáticas) y *un indicador de su capacidad de emitir precursores* (fuentes móviles) se deja la puerta abierta a posteriores ampliaciones de los contaminantes gravados, tal y como sucedió con el impuesto francés sobre las emisiones acidificantes, pero también a nuevos avances científicos que pongan al descubierto una mayor incidencia por parte de algún elemento previamente ignorado.

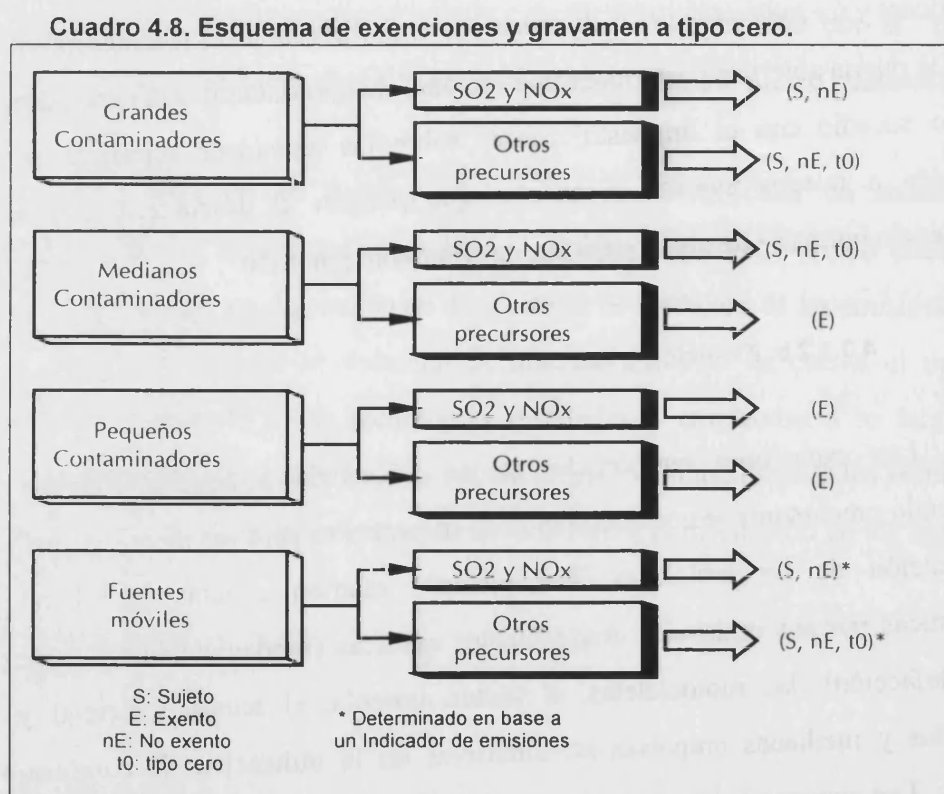
4.3.3.2.b. Exención y tipo cero.

Las exenciones establecidas harían referencia a aquellas fuentes que emitiendo precursores se consideraran poco importantes para justificar los gastos de verificación de las emisiones. Por ejemplo estarían exentas las economías domésticas por sus emisiones desde fuentes estáticas (fundamentalmente sistemas de calefacción), las motocicletas, el sector agrícola, el sector comercial y las pequeñas y medianas empresas no intensivas en la utilización de combustibles fósiles. Las empresas exentas no estarían obligadas a presentar a liquidar el impuesto ni a presentar declaración.

Por otra parte estarían sujetas y no exentas al impuesto, pero gravadas a tipo cero las emisiones de precursores procedentes de aquellos sectores no exentos pero

cuya potencia instalada o cuyo nivel probado de emisiones no alcanzase un determinado límite⁵⁹⁰. Además, y de forma reversible, estarían sujetas y no exentas, pero gravadas a tipo cero las emisiones del resto de precursores de lluvia ácida distintos del anhídrido sulfuroso y de los óxidos de nitrógeno procedentes de los grandes contaminadores. De nuevo la normativa debería incorporar un catálogo de dichos contaminantes.

Todo ello da lugar a tantas opciones como las recogidas en el cuadro 4.8., reproducido a continuación:



Fuente: Elaboración propia.

⁵⁹⁰ En este sentido sería muy importante el conocimiento de un inventario actualizado de las principales fuentes de emisión de precursores de lluvia ácida. La referencia a la Directiva sobre emisiones de grandes plantas de combustión parece a todas luces insuficiente, puesto que las fuentes de tamaño medio, tanto por potencia instalada como por emisiones, deben ser sometidas a seguimiento para evitar que se eluda el impuesto a través de contaminar lo mismo pero desde empresas de menor tamaño.

El gravamen a tipo cero exigiría la presentación de declaración del impuesto, pero también la posibilidad de disfrutar de cuantos beneficios fiscales y subvenciones a la inversión surgieran como resultado de la introducción del impuesto.

Dado que los aparatos de medición de las emisiones tienen un coste importante sería interesante el desarrollo de un sistema de índices que permitiese estimar adecuadamente a los contaminadores con obligación de declarar su nivel de emisiones, teniendo en cuenta la tecnología empleada, los bienes objeto de producción y el tipo de combustibles fósiles empleados en el proceso⁵⁹¹.

4.3.3.2.c. El sujeto pasivo.

Parece adecuado en un impuesto como este, con vocación de internacionalidad, que prime el aspecto de la territorialidad en la definición del sujeto pasivo, buscando con ello evitar el conflicto con otras jurisdicciones que también apliquen la misma figura. Con ello la coordinación de la figura parece más sencilla.

Así serían sujetos pasivos del impuesto los contaminadores sitos en el territorio nacional por las emisiones surgidas en el mismo e independientemente de donde se diesen las deposiciones. En todo caso se podría establecer un sistema de compensaciones para la fuentes móviles dedicadas al transporte internacional⁵⁹²,

⁵⁹¹ A este respecto parece interesante la opción del impuesto sueco contra la lluvia ácida. En éste se ha optado por un sistema de determinación objetiva de la base que tiende a hinchar las emisiones de las fuentes. Con ello se evita beneficiar a las fuentes que carecen de sistemas de medición y se las incentiva a introducirlo, dado que las emisiones reales serán menores y el impuesto pagado también.

⁵⁹² De nuevo primando que el impuesto se genere allí donde se den efectivamente las emisiones.

aunque sólo tras evaluar que el coste y complejidad de dicho sistema resultaran aceptables.

4.3.3.3. De la tarifa a la cuota del impuesto.

La cuota del impuesto se determinará, en el caso de las fuentes estáticas, multiplicando la cantidad total de emisiones de anhídrido sulfuroso y de óxidos de nitrógeno por la tarifa del impuesto. Es decir, aplicando la tarifa sobre la base. Mientras que en el caso de las fuentes móviles, se determinará la cuota del impuesto multiplicando la suma de su consumo medio ponderado⁵⁹³ más el 'rating' de comportamiento otorgado por la tarifa, en el momento de la adquisición del vehículo, y en el caso de los pagos periódicos derivados de las Inspecciones Técnicas del vehículo, multiplicando los kilómetros recorridos por el rating más el consumo medio ponderado y aplicando sobre este importe, que constituye la base imponible, la tarifa.

Aunque sin un conocimiento de la elasticidad precio de los bienes afectados y de las funciones de costes marginales de los daños y de la reducción de las emisiones, no parece serio fijar una tarifa, posteriormente haremos una simulación a los exclusivos efectos de aclarar como se determinaría la cuota del impuesto.

Para el caso de las fuentes estáticas la tarifa del impuesto será progresiva, en función del volumen de emisiones no obstante se podrán establecer reducciones de la base en función de los ratios entre aprovechamiento energético y producción de

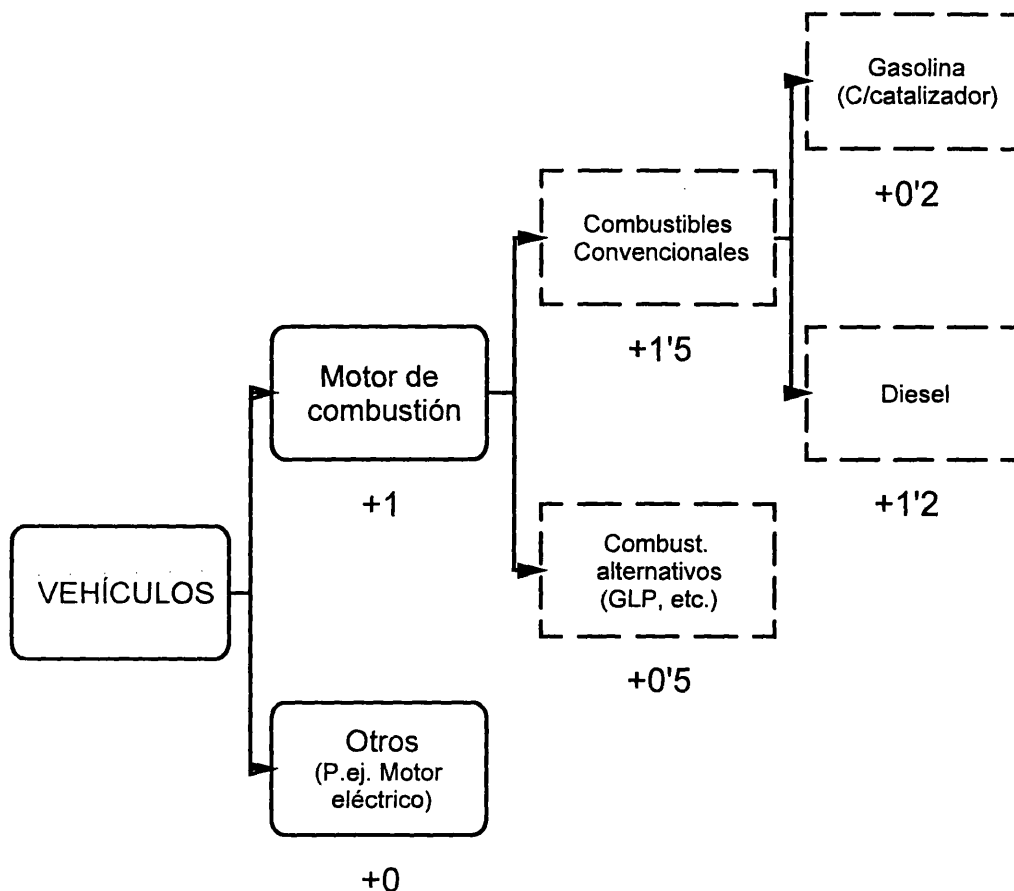
⁵⁹³ En el sector del automóvil el consumo medio ponderado (CMP) se calcula tradicionalmente como: 30% Consumo en ciudad + 30% Consumo a 90 Km./h + 40% Consumo a 120 Km./h. Ello se puede comprobar examinando cualquier revista especializada, donde además, entre otros muchos datos, se da el citado CMP o al menos los consumos en ciudad, y a 90 y 120 km./h.

contaminación. El establecimiento de un mínimo exento en función de los estándares de calidad atmosféricas establecidos podría ser objeto de consideración como medida para paliar los posibles efectos contra la competitividad.

En el caso de las fuentes móviles el gravamen soportado se determinará de forma proporcional en cuanto al indicador de consumo y del 'rating' o valoración del comportamiento ambiental.

Aunque se pueden incluir más elementos, las variables básicas en la elaboración del 'rating' de comportamiento ambiental podrían ser las mostradas en el cuadro 4.9. Como vemos en él, cualquier coche con motor de combustión alimentado con gasolina tendrá una puntuación de 2'75, mientras que un vehículo alimentado con propano tendría una de 1'5, y uno alimentado con gas-oil, una de 3'75.

Cuadro 4.9. El 'rating' ecológico.



Fuente: Elaboración propia.

Otra cuestión relevante es la que hace referencia a la tarifa. Un buen número de autores coincide en que ésta deberá ser bastante elevada⁵⁹⁴, lo cual puede producir efectos indeseables sobre el crecimiento, no obstante, como se ha constatado por las experiencias de los países que han aplicado figuras similares, el potencial de ganancias derivado del aumento de la eficiencia de los combustibles no es nada desdeñable.

⁵⁹⁴ Vid. por ejemplo LOESER, G. (1.993). Op. Cit. Págs. 203-204.

Ningún sector debería quedar exento por motivos de competitividad, aunque se podrían plantear medidas para paliar efectos muy negativos sobre esta variable como dejar que determinados sectores pudieran deducir parte del impuesto pagado de la cuota de su impuestos directos sobre la renta.

En cualquier caso, posteriormente trataremos de aproximar los posibles efectos derivados de la introducción de una figura de este tipo.

4.3.3.4. Las bonificaciones y deducciones de la cuota.

Una vez determinada la base imponible y tras haberle aplicado la tarifa correspondiente habremos determinado la cuota íntegra del impuesto. Ésta, de cara al cálculo de la cuota efectiva, podrá sufrir dos tipos de mermas. Por un lado se establecerán bonificaciones de la cuota.

En el caso de las fuentes estáticas las bonificaciones de la cuota se establecerán cuando la empresa pruebe que parte de sus emisiones causan deposiciones no dañinas o con unos daños despreciables. Lo ideal sería que la empresa presentara una solicitud de bonificación en el Ministerio de Medio Ambiente y este, previo estudio, fijara un porcentaje de cuota a bonificar. Esta bonificación tendría una vigencia temporal limitada transcurrida la cual se debería de nuevo justificar su solicitud.

En el caso de las fuentes móviles, concretamente, los vehículos destinados al transporte de mercancías o de personas, distintos de los vehículos particulares deberían tener también una bonificación de la cuota, conforme a lo establecido en la tabla que se reproduce a continuación.

Tabla 4.6. Bonificaciones en los vehículos de transporte.

Tipo de Vehículo	Motor	Bonificación de la cuota %
Ligeros (2'5-3 ton.)	Gasolina	10
Ligeros (2'5-3 ton.)	Diesel	5
Pesados (3'5-16 ton.)	Gasolina	15
Pesados (3'5-16 ton.)	Diesel	15
Pesados > 16 toneladas		20

Con ello se busca evitar un sesgo indeseable en favor de los vehículos para uso privado frente a los vehículos de transporte de personas y de mercancías, ya que estos, a causa de su mayor tamaño y peso consumen más combustible y también contaminan más, aunque en este caso parte de los beneficios se socializan, mientras que con los vehículos privados la totalidad de los beneficios son a su vez privados⁵⁹⁵.

En la escala de bonificaciones establecida se ha tenido en cuenta que la inmensa mayoría del transporte interurbano se efectúa con transportes pesados, y dentro de ellos el mayor número son vehículos diesel, en ellos el ratio entre las emisiones lanzadas y el peso de las mercancías transportadas es bastante moderado y no parece que tenga sentido gravar más a dichos vehículos que a los escasos vehículos pesados alimentados con gasolina que compensan sus menores emisiones por unidad de combustible empleado con un consumo muy superior. No sucede lo mismo con los vehículos ligeros, y por ello sí nos parece adecuado bonificar más a los vehículos de gasolina que a los que utilizan gas-oil.

En cuanto a las deducciones básicamente se articularán dos. Una primera originada por la inversión en tecnologías menos contaminantes y en sistemas de reducción de las emisiones. Una segunda, ya comentada, destinada a incentivar la inversión en equipos de medición de las emisiones de contaminantes.

⁵⁹⁵ Recordemos, además, que pese a que estos emiten individualmente más contaminantes, colectivamente son los vehículos privados los principales contaminadores.

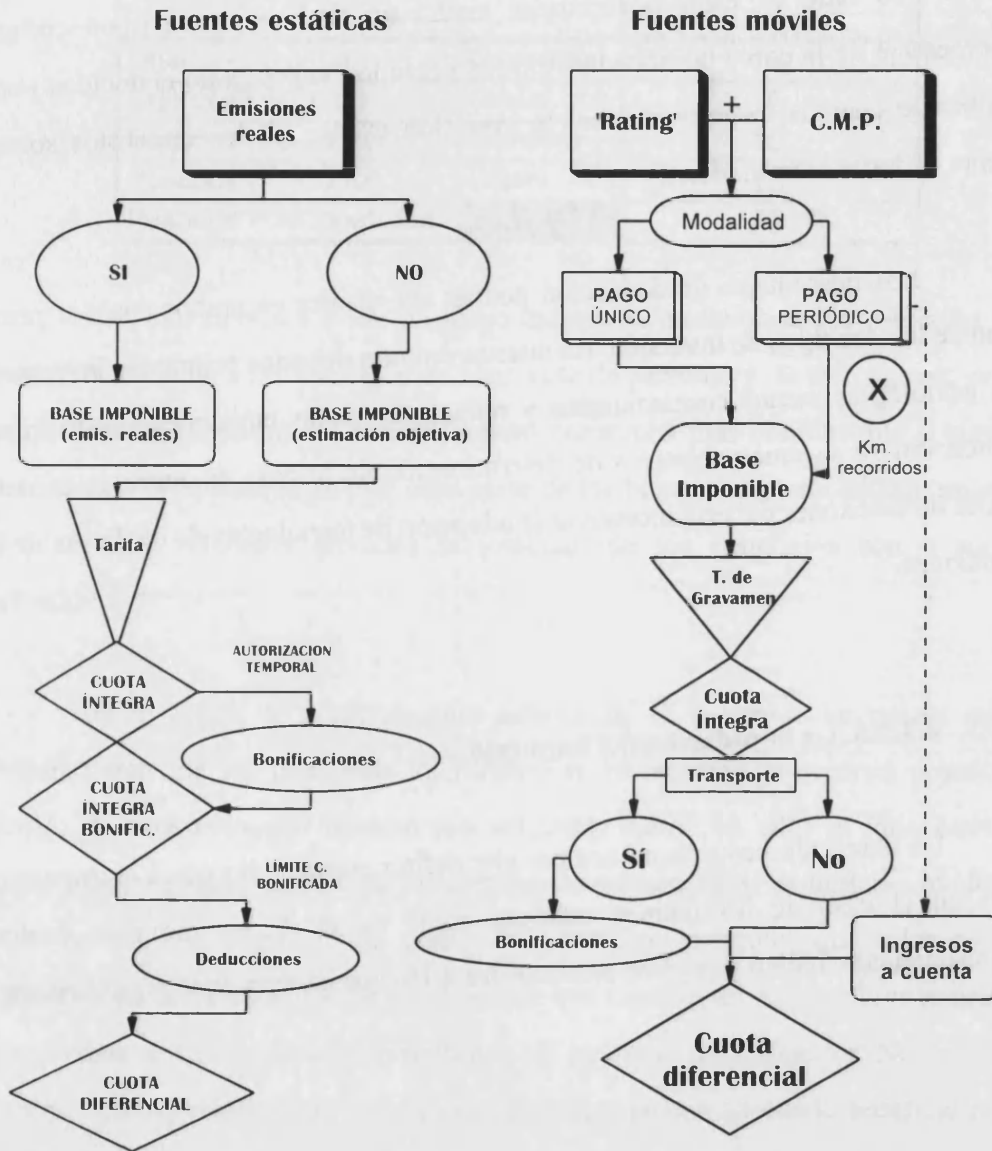
La base de estas deducciones tendrá un límite, que se fijará como un porcentaje de la cuota bonificada. Aunque sobre los importes no deducidos podrán aplicarse cuantos incentivos sobre la inversión existan en los impuestos sobre la renta de los contaminadores.

Los porcentajes de deducción podrán ser iguales en ambos casos o primar uno de los dos tipos de inversión. En nuestra opinión deberían primar las inversiones en tecnologías menos contaminantes y reductoras de las emisiones puesto que la aplicación de sistemas objetivos de determinación de la base en ausencia de datos reales de emisiones debería incentivar la adopción de tecnologías de medición de las emisiones.

4.3.3.5. La liquidación del impuesto.

Lo planteado hasta ahora nos permite definir como se liquidará el impuesto, tanto en el caso de las fuentes estáticas como en el de las móviles. Ambas circunstancias se hallan recogidas en el cuadro 4.10. que se reproduce seguidamente.

Cuadro 4.10



Fuente: Elaboración propia.

Como vemos la determinación de la cuota diferencial sigue pasos distintos para el caso de las fuentes móviles y para el de las estáticas. En el caso de las móviles la liquidación podrá ser de dos tipos. Una, en lo que hemos denominado el pago único, que se producirá con la adquisición del vehículo automóvil en cuestión. Dicha liquidación, que será efectuada en nuestro nombre por el vendedor, no debe

significar necesariamente un aumento de la presión fiscal. Dado que los automóviles están sometidos en todos los países a una fiscalidad más o menos importante, se podría aprovechar la introducción del impuesto para su racionalización de cara a conseguir lo que se ha denominado el *doble dividendo* de los impuestos ambientales. En el caso concreto de nuestro país se podría, por ejemplo, efectuar una reducción del impuesto sobre matriculación que absorbiera en parte, o totalmente el impacto del pago único del impuesto contra la lluvia ácida⁵⁹⁶.

El otro pago, la denominada variedad de pago periódico, implicaría una serie de pagos a lo largo de la vida del vehículo en base tanto a su 'rating' ecológico y a su consumo medio ponderado, como en base a los kilómetros efectivamente recorridos. En este caso, dado que se aprovecharían las Inspecciones Técnicas de Vehículos para verificar el kilometraje recorrido, mientras, se irían efectuando pagos a cuenta anuales en base a un número fijo estimado de kilómetros por año, los importes así abonados serían compensables cuando se conocieran las distancias efectivamente recorridas.

En esta segunda variedad la liquidación se haría a instancias de una entidad recaudadora que enviaría un recibo con los importes a pagar. Como en el caso anterior en su introducción se debería de considerar la situación de la fiscalidad de tipo periódico a la que se ven sometidos los vehículos automóviles. En nuestro país, la figura que los grava anualmente es el denominado impuesto de circulación y de nuevo se podía jugar con este y aprovechar su infraestructura para instaurar esta parte del impuesto contra la lluvia ácida.

⁵⁹⁶ Dicha absorción sería en términos globales, puesto que dado que el impuesto grava de forma distinta a vehículos con distintas características, algunos pasarían a pagar menos impuestos (los menos contaminadores) y otros a pagar más.

Por último, las fuentes estáticas presentarán una modalidad completamente diferente de liquidación. Las empresas deberán autoliquidar el impuesto en base a información real de sus emisiones o, en caso de no disponer de éstas, mediante un sistema de estimación objetiva de las mismas.

Con este método se introducen una serie de bonificaciones y deducciones sobre la cuota. Las primeras para reflejar de alguna manera la heterogeneidad de los daños producidos por la lluvia ácida y las segundas para incentivar determinados comportamientos ligados al cumplimiento de los objetivos del impuesto.

4.4. EL FUNCIONAMIENTO DEL IMPUESTO.

A los exclusivos efectos de mostrar como podría funcionar el impuesto se presentan a continuación una serie de cálculos referidos tanto al gravamen de fuentes estáticas como al de fuentes móviles.

Las tarifas aplicadas se basan en la información de las experiencias internacionales relatadas, aunque los escalones, porcentajes correctores, porcentajes de deducciones, límites a la base de las deducciones y otros aspectos similares buscan mostrar la operativa del impuesto y no su capacidad recaudatoria.

4.4.1. EL CASO DE LAS FUENTES ESTÁTICAS.

Los datos de emisiones de la central de Andorra se basan en información de la prensa referidas al ejercicio 1.993⁵⁹⁷.

Veamos en primer lugar una posible tarifa. La tarifa está basada en datos de emisiones de las centrales españolas recogidos en el citado artículo del *El País Semanal*. Según estos, el escalón más alto de la escala para emisiones de SO₂ sólo sería de aplicación a dos centrales térmicas, As Pontes y Andorra y el de óxidos de nitrógeno a cuatro, As Pontes, Andorra, Meirama y Compostilla.

Tabla 4.7

Emisiones de SO ₂	Tarifa
0-50.000 ton	4 ECU/ton.
50.001-150.000 ton	10 ECU/ton.
150.001-300.000 ton	17 ECU/ton.
> 300.000 ton.	25 ECU/ton.
Emisiones de NO _x	Tarifa
0-20.000 ton.	2 ECU/ton
20.001-50.000 ton	4 ECU/ton
> 50.000 ton	7 ECU/ton

Las empresas podrán solicitar, justificando adecuadamente su petición, bonificaciones de la cuota cuando parte de sus emisiones cause deposiciones no dañinas.

⁵⁹⁷ Anónimo. (1.994): "Lluvia mortal" en *El País Semanal*, nº 198, Año XIX, 3ª Época, del 4 de diciembre.

Además supondremos que existen dos tipos de deducciones de la cuota, una deducción del 10% para inversiones en tecnologías de reducción de las emisiones y una del 5% para inversiones en aparatos de medición de las emisiones. En cualquier caso la suma de las bases de las deducciones no podrá exceder el 30% de la cuota del integra bonificada del impuesto.

Tenemos los siguientes datos de emisiones para la central de Andorra en 1.993; SO₂, 330.000 ton. y NO_x, 75.000 ton. Aplicando la tarifa tendríamos:

Para SO₂: $50.000 \cdot 4 + 100.000 \cdot 10 + 150.000 \cdot 17 + 30.000 \cdot 25 = 450.000$ ECU, y para NO_x: $20.000 \cdot 2 + 30.000 \cdot 4 + 20.000 \cdot 7 = 30.000$ ECU.

O lo que es lo mismo, en pesetas⁵⁹⁸, 742.500.000 Ptas. y 49.500.000 Ptas. respectivamente. Es decir, una cuota total de 792.000.000 Ptas.

Imaginemos, además que los expertos de la central presentan un informe justificando que el 15% de sus emisiones no provocan daños relevantes por caer en una zona semidesértica sin apenas valor ecológico. Estudiada la solicitud por parte del Ministerio de M.A. conceden a la empresa una bonificación del 5% de la cuota.

Con ello nos queda una cuota bonificada de: $792.000.000 \cdot 95\% = 712.800.000$.

Por último suponemos que durante el ejercicio la empresa invirtió 2.000.000.000 Ptas. en un equipo para la reducción de las emisiones, y 900.000.000 Ptas. en mejorar su equipo de medición de las mismas.

⁵⁹⁸ Tomando un cambio de 165 Ptas./ECU.

La base de la deducción por inversión sería en tal caso de 2.900 millones, pero esta deducción se ha supuesto limitada al 30% de la cuota bonificada, es decir $30\% * 712.800.000 = 213.840.000$ Ptas., que, al 10% dan lugar a una deducción de la cuota bonificada por un importe de 21.384.000 Ptas.

Han quedado pendiente de deducción una base de la inversión de 2.686.160.000, que no obstante se podría deducir en la cuota del Impuesto sobre Sociedades, en la condiciones que en éste se establecen.

El importe a pagar por la empresa sería de 691.416.000 Ptas. pero, tal y como se ha comentado anteriormente, en aquellos casos de sectores especialmente sensibles al impuesto se podría permitir una deducción de parte del impuesto ambiental pagado en la cuota de el Impuesto sobre Sociedades.

4.4.2. EL CASO DE LAS FUENTES MÓVILES.

En este caso vamos a suponer un automóvil cuyo consumo medio ponderado sea de sea 7'25 litros/100 Km., tal y como se ha dicho los índices de consumo se elaborarán en función del consumo de los vehículos en carretera y en ciudad. Los mejores índices de consumo serán obviamente menores. Por tratarse de un coche a gasolina el 'rating' será de 2'75. A los vehículos dedicados al transporte, además del consumo se han establecido bonificaciones de la base relativas a su tipo de motor y peso para determinar los índices.

Supondremos que el impuesto es proporcional, en concreto 10.000 ptas. por unidad de índice. Este vehículo fue adquirido hace cuatro años, y el 'rating' de comportamiento ecológico que se le asignó fue de 2'75. De nuevo este rating será mejor cuanto menor sea. Para ser otorgado se podrían tener en cuenta aspectos tales

como las emisiones esperadas, la eficiencia en el consumo, etc. Aunque de momento hemos optado por una opción más simple basada en la información que los fabricantes ponen de forma habitual en disposición del público. Por otra parte la información referente al consumo medio ponderado además de ser proporcionada por las empresas fabricantes suele ser comprobada por las revistas especializadas del sector.

Pasados los cuatro años, cumpliendo la normativa, el vehículo pasa la Inspección Técnica de Vehículos. Allí, tras ser examinado se obliga al propietario a efectuar algunos reajustes, y tras renovársele la tarjeta de circulación se le certifica que ha recorrido en los cuatro años 46.000 kilómetros. El impuesto por kilómetro recorrido es de 0'4 Ptas.

El vehículo, en concepto de impuesto contra la lluvia ácida habrá dado lugar a las siguientes cuotas. En el momento de su adquisición se pagarían:

$$(7'25+2'75) * 10.000 = 100.000 \text{ Ptas.}$$

En los impuestos de Circulación de los ejercicios posteriores a haber pasado la ITV se pagarían: $46.000 * 0'4 * 10 = 184.000$. Es decir que si tras la primera Inspección la siguiente se pasa cada dos años, en quinto y el sexto año desde la adquisición del vehículo pagaría en el Impuesto de circulación, además del importe de éste, 92.000 Ptas. Obviamente, el proceso se repetiría cada vez que se pasara la Inspección Técnica de Vehículos.

Dado que este mecanismo podría generar un incentivo para la transmisión del vehículo a los cuatro años (es decir antes de pasar la ITV), ello se podría atenuar y reducir, de paso, el impacto psicológico del impuesto, si cada año, antes de pasar la ITV se cargara ya un anticipo del impuesto.

En nuestro ejemplo, vamos a suponer que la cifra anticipada anual es de 8.000 Km/año, cifra que, lógicamente, se compensaría con el impuesto determinado al pasar la ITV.

Así, en nuestro caso, en el primer impuesto de circulación pagado tras la adquisición, se pagaría:

$6000 \times \frac{n^{\circ} \text{ mes de adquisición}}{12} \times \text{Corrección} \times \text{Tarifa}$. Así, si el coche fue adquirido en Julio, el pago del primer año sería: $6000 * (7 / 12) * 10 * 0'4 \text{ Ptas.} = 14.000 \text{ Ptas}$ En los años 2, 3 y 4 pagaría cada año: $6000 * 10 * 0'4 = 24.000$. En los años 5 y 6 pagaría, cada año: $(184.000 - 14.000 - 24.000 * 3) / 2 = 49.000 \text{ Ptas}$. O, lo que es igual:

$$[(46.000 + 6.000 * (7 / 12) + 6.000 * 3) \text{Km.} * 0'4 \text{ Ptas/ Km.} * 10] / 2 = 49.000 \text{ Ptas}$$

4.4.3. PROBLEMAS DE APLICACIÓN.

De nuevo quisiéramos reiterar que este ejercicio sólo pretende mostrar como funcionaría en la práctica un impuesto como el descrito. Por tanto los importes supuestos, los coeficientes correctores y otros aspectos son una mera ficción destinada a mostrar el funcionamiento del impuesto.

Lógicamente son múltiples los problema prácticos que se han obviado, pero al menos quisiéramos haber convencido al lector de que la aplicación práctica de la propuesta no exige más que una firme voluntad por parte de los políticos, y a la asunción, por parte de los afectados de que estamos en un momento de cambio crucial y que los primeros en adaptarse a los nuevos tiempos contarán en un plazo no muy largo de notables ventajas comparativas.

4.5. OTRAS CONSIDERACIONES DE INTERÉS.

El impuesto no debería estar afectado para evitar sesgos en su utilización por parte de la Administración, en el sentido de que objetivos de recaudación terminarían afectando a los objetivos ambientales. Aunque, en palabras de Barde y Owens⁵⁹⁹, afectar los impuestos tiene al menos dos ventajas, por un lado una mayor aceptación por parte de la población, y por el otro garantizar la disponibilidad de fondos para financiar los programas ambientales, la literatura ambiental se decanta, en general, por la no afectación. Así, también en la práctica las reformas más recientes tienden a olvidarse de la afectación, entre otros motivos porque la restitución a los contribuyentes de lo recaudado (por ejemplo mediante subvenciones) tiende a limitar el efecto incentivador de los impuestos. De hecho, su potencial recaudador podría permitir modificaciones de las estructuras fiscales básicamente buscando dos objetivos:

- La neutralidad. Tal y como se planteaba con la ecotasa comunitaria, se podría considerar una reducción de la imposición indirecta y de aquellas figuras que penalicen la inversión y la generación de empleo, por ejemplo, el impuesto sobre las nóminas, en la línea de la llamada reforma fiscal ecológica. En dicho sentido se han oído, recientemente, propuestas conducentes a destinar parte de la recaudación de los potenciales impuestos ecológicos a evitar la crisis de financiación de la Seguridad Social⁶⁰⁰.

⁵⁹⁹ BARDE, J.P. y OWENS, J. (1.993): "La fiscalité verte" en *L'Observateur de l'OCDE*, n° 182 de Junio/Julio. Págs. 27-30. Ambos autores siguen manteniendo los mismos argumentos en BARDE, J.P. y OWENS, J. (1.996): "L'évolution des écotaxes" en *L'Observateur de l'OCDE*, n° 198 de Febrero/Marzo. Págs. 11-16.

⁶⁰⁰ En esta línea existe una abundante literatura. Vid. entre otros, REPETTO, R. et al (1.992): *Green fees: How a tax shift can work for the environment and the economy*. World Resources Institute, Washington. WEIZSÄCKER, E.U von y JESINGHAUS, J. (1.992): *Ecological tax*

- Equidad. Todos los estudios muestran efectos regresivos de distinta intensidad como resultado de aplicar impuestos ecológicos. En vistas a paliar dichos resultados indeseables se deberían reformar los impuestos sobre la renta de las personas físicas buscando reforzar su progresividad⁶⁰¹.

El impuesto debería ir ligado a un sistema de estándares de calidad ambiental, es decir el objetivo sería alcanzar unos niveles mínimos de concentraciones dañosas de contaminantes, por tanto el pago del impuesto se podría modular, al menos en teoría, conocida la matriz de transporte de los contaminantes, en aquellas zonas que las emisiones sean poco dañinas, bien por caer en el mar, bien por caer en zonas poco pobladas y de escaso valor ecológico. Como ya se ha comentado estos aspectos podrían articularse mediante bonificaciones de la cuota solicitadas por los propios sujetos pasivos y concedidas por la administración ambiental previo estudio.

El impuesto debería ser global, a escala planetaria, pero dado que dicha posibilidad parece remota debería al menos alcanzar el ámbito de la Comunidad Europea. Del total de ingresos, tal y como sucede con el Impuesto sobre el Valor Añadido, cada uno de los estados se quedaría con una parte⁶⁰² y el resto se destinaría a los fondos generales de la Comunidad Europea. Se dotarían partidas especiales de los Fondos Estructurales para financiar las Investigación y Desarrollo de tecnologías menos contaminantes en los países que debido a su nivel de desarrollo tengan dificultades en estabilizar las emisiones.

reform. Zed Books, London. HAMILTON, C. (1.996): "Ecological tax reform". Paper presented to the Conference *Visions to a Greener Future*, Melbourne, Abril.

⁶⁰¹ Aunque vistas las última reformas fiscales adoptadas por el actual gobierno popular, no parece que corran buenos tiempos para este tipo de propuestas.

⁶⁰² Como ya se ha comentado una parte se debería ceder a los Ayuntamientos, por motivos de gestión y de permitirles el alcance de mayor suficiencia financiera. Otra parte iría a parar a los ingresos generales del Estado, y una tercera parte se destinaría a los presupuestos de la Comunidad Europea. De dicho importe se debería destinar gran parte a los Fondos Estructurales, creándose un programa específico para resolver los problemas de adaptación a la nueva situación de industrias y países concretos.

4.6. APROXIMACIÓN A LOS EFECTOS DEL IMPUESTO SOBRE LA LLUVIA ÁCIDA.

4.6.1. ESTIMACIÓN DE LA CAPACIDAD RECAUDATORIA DEL IMPUESTO.

Vamos a efectuar una serie de cálculos conducentes a aproximar la recaudación que una figura como la presentada podría representar. Esta no es una cuestión baladí puesto que la capacidad del impuesto para cubrir los gastos necesarios para su introducción y gestión puede ser, en la práctica, uno de los elementos decisivos para su introducción. No obstante, hay que advertir que las perspectivas para los tributos ambientales son todavía más ambiciosas, puesto que se pretende que jueguen un papel crucial en un sistema fiscal que pretenda reducir aquellos tributos que afectan negativamente al empleo y a la inversión, en la línea de lo que se ha venido a denominar la “reforma fiscal ecológica”.

4.6.2. LA RECAUDACIÓN POR EL GRAVAMEN SOBRE FUENTES ESTÁTICAS.

Aunque resulte paradójico, las últimas informaciones fiables de emisiones de precursores de lluvia ácida son del año 1.987. Estas cifras, divulgadas a través del Programa Comunitario Corine-Aire, están al menos suficientemente desagregadas para que podamos aproximar en alguna medida la recaudación que se derivaría de una figura como la propuesta si las pautas de emisiones se hubieran mantenido estables.

La información que se va a emplear se reproduce en la tabla 1.18, y nos muestra el conjunto de emisiones procedentes de fuentes nacionales. No obstante, sólo se considerarán aquellas emisiones que procedan de aquellos sectores que se han considerado susceptibles de ser gravados. De esta manera se ignorarán las emisiones relativas al sector transporte, que serán gravadas por la segunda parte de nuestra figura, las procedentes de procesos de tratamiento y eliminación de residuos, las procedentes de la agricultura y las procedentes de procesos industriales sin combustión. Eso hace que del total de emisiones de anhídrido sulfuroso (2.201.866 toneladas) más del 90% de las emisiones estén sometidas de una u otra manera al impuesto y que, del total de emisiones de óxidos de nitrógeno (1.217.501 toneladas) lo esté más del 35% de las emisiones.

El inventario de fuentes de emisión de 1.980 nos permite aproximar el número de fuentes a controlar, unas 103, y aunque su número y ubicación puede haberse visto modificado no hay motivos para que la estructura y número de contaminadores haya cambiado de forma destacable. Quizá, la principal dificultad resida en determinar que fuentes estarían sujetas pero exentas al impuesto y, también, cual sería el tipo efectivo promedio que se aplicaría a aquellas fuentes no gravadas a tipo cero.

Vamos a efectuar una serie de supuestos que nos permitirán avanzar en la estimación de la recaudación. En primer lugar asumiremos que las emisiones que quedan fuera de gravamen, por proceder de fuentes de reducido tamaño o con emisiones moderadas) puede estar entre el 20 y el 30%. Ello nos llevaría a que estuviesen sometidas a gravamen entre 1.628.571 y 1.140.000 toneladas de anhídrido sulfuroso y entre 347.862 y 243.504 toneladas de óxidos de nitrógeno.

Por otra parte también deberás aproximar las estimaciones individuales para ver cual sería el tipo de gravamen que se les aplicaría. Dado que existe

aproximadamente una centena de grandes emisores, una posible aproximación sería la derivada de imputar las emisiones homogéneamente entre dichas fuentes, así las emisiones medias gravadas estarían entre 15.811 y 11.068 toneladas por fuente para el caso del anhídrido sulfuroso y entre 3.377 y 2.364 toneladas por fuente de óxidos de nitrógeno. Todas las cifras recaen sobre el último escalón de la tarifa establecida, lo cual nos indica que la recaudación real sería muy superior a la que vamos a estimar, puesto que las emisiones están más bien concentradas en un grupo bastante reducido de las fuentes sometidas al impuesto. Aun así, la cuota estimada estaría entre 1.074.856.992 y 752.399.894 Ptas. para las emisiones de anhídrido sulfurosos y entre 229.589.184 Ptas. y 160.712.429 Ptas. para los óxidos de nitrógeno.

Podríamos establecer una última simulación, suponiendo que un determinado porcentaje de las emisiones gravadas, por ejemplo el 70%, se acumula en un número pequeño de fuentes, por ejemplo el 25% de las fuentes. No obstante, los resultados no varían sustancialmente.

4.6.3. LA RECAUDACIÓN POR EL GRAVAMEN SOBRE FUENTES MÓVILES.

El último año para el que se disponen estimaciones fiables de las emisiones de precursores de lluvia ácida procedentes de fuentes móviles es 1.988⁶⁰³. Según dichas estimaciones en España dicha fuentes emitieron unas 577.000 toneladas de óxidos de nitrógeno y unas 61.000 toneladas de anhídrido sulfuroso. Este nivel de emisiones situaba a España en tercer lugar entre los principales emisores de óxidos de nitrógeno de la Comunidad Europea (por detrás de Alemania, Reino Unido e Italia⁶⁰⁴) y en segundo lugar en cuanto a las emisiones de anhídrido sulfuroso (tras

⁶⁰³ Vid. tablas 1.16 y 1.17.

⁶⁰⁴ No se disponen de datos para dicho año de las emisiones de Francia, Portugal y Finlandia, pero dados los datos de años posteriores podemos asumir que Francia también nos superaba en 1.988.

Italia⁶⁰⁵). En todo caso, y dado que se ha renunciado a la imposición sobre el volumen real de emisiones, la información que precisamos para efectuar los cálculos de recaudación hace más bien referencia al número de kilómetros recorridos y a la aproximación del consumo medio ponderado de dichos vehículos. Para ello contamos con una información bastante desagregada pero referida a 1.990, y con ella vamos a trabajar.

Tabla 4.7. Elementos para la estimación de la recaudación. Fuentes móviles.

Tipo de Vehículo	Millones de Km.	Miles de toneladas	CMP	Rating	Cuota (millones Ptas.)
Turismos gasolina	105968	6283	5,93	2,75	367885
Turismos diesel	34514	2629	7,62	3,75	156931
Ligeros gasolina	5876	526	8,95	2,75	27504
Ligeros diesel	30047	3129	10,41	3,75	170231
Pesados gasolina	4930	805	16,33	2,75	37623
Turismos GLP	892	58	6,50	1,5	2855
Pesados diesel	13754	2548	18,53	3,75	122551
Pesados >16 t.	4704	1556	33,08	3,75	69296
Total	200685	17534			954875

CMP: Consumo medio ponderado.

Rating: Indicador del comportamiento ambiental.

Fuente: Elaboración propia en base a las tablas 1.23, 1.24 y el cuadro 4.9.

Según la información mostrada podemos ver que, por ejemplo, los turismos de gasolina recorrieron en 1.990 unos 105.968.000.000 Kms., mientras que los diesel recorrieron unos 34.514.000.000 Kms. o, en términos de consumo de combustible⁶⁰⁶, podemos afirmar que dichos turismos consumieron, respectivamente, 6.283.000.000 litros de gasolina y 2.629.000.000 litros de gasóleo. Dicha información nos permite obtener una buena aproximación del consumo medio de cada una de las categorías establecidas. Así, por ejemplo, los vehículos pesados de más de dieciséis toneladas, consumieron en promedio unos 33 litros por cada cien

⁶⁰⁵ De nuevo podemos asumir que Francia nos sobrepasaba en emisiones dados los datos de ejercicios posteriores.

⁶⁰⁶ Asumimos que un kilo de combustible equivale a un litro del mismo, lo cual, no es estrictamente cierto.

kilómetros. Los datos del rating, se obtiene aplicando los criterios establecidos en el cuadro 4.9. Todo lo cual nos permite efectuar una buena aproximación de la parte periódica de la cuota del impuesto relativa a las fuentes móviles, estimándose una recaudación (antes de bonificaciones) de 954.875 millones de Ptas.

Podemos avanzar en la individualización de los efectos de la siguiente manera. Dado que conocemos el parque de vehículos para 1.990⁶⁰⁷, podemos estimar cual sería la cuota (antes de bonificar) por vehículo, y ello en concreto nos da un resultado, relativo a la parte periódica de esta parte del impuesto, de:

$$\frac{954.875.000.000 \text{ Ptas.}}{11.995.640 \text{ Vehículos}} = 79.602 \text{ Ptas.}$$

Con un coste medio por kilómetro de

$$\frac{954.875.000.000 \text{ Ptas.}}{200.685.000.000 \text{ Kms}} = 4'75 \text{ Ptas/Km. recorrido.}$$

¿Cómo podríamos estimar la parte fija, es decir, la relativa al pago único asociado con la adquisición de los nuevos vehículos? Para ello, dado que estamos trabajando con datos de 1.990, tomaremos la cifra total de ventas de nuevos vehículos producidas en dicho ejercicio. Sabemos que, durante 1.990 se matricularon 1.007.0014 vehículos (sin contar motocicletas), de los cuales 731.576 eran coches. Aunque no disponemos de datos fiables al respecto, podemos asumir que prácticamente un 70% de las nuevas ventas eran de vehículos a gasolina y sólo el restante 30% eran coches con motor diesel. En cuanto al resto de vehículos, mayoritariamente el parque está compuesto por vehículos con motor diesel, de manera que supondremos que el 80% de las restantes ventas fueron de vehículos con motor diesel y sólo el 20% de vehículos con motor a gasolina. Eso nos da lugar a un 'rating medio ponderado' igual a 3⁶⁰⁸ y un 'consumo medio ponderado', ya calculado, de 8'74 litros por cada 100 Km. Con esta información podríamos aproximar la recaudación por la parte de cuota fija,

⁶⁰⁷ Vid. VV.AA. (1.993): *Anuario El País. 1992*. Madrid, Prisa. Pág. 334.

⁶⁰⁸ Dado que $\frac{512103 * 2'75 + 219473 * 3,75 + 220350 * 3'75 + 55088 * 2'75}{1007014} = 3$ y donde las ventas de vehículos se han asignado en base a la información disponible y a los supuestos establecidos.

según la siguiente regla $(3+8'74)*10.000 \text{ Ptas.} * 1.007.014 = 118.223.443.600 \text{ Ptas.}$, es decir, en promedio 117.400 Ptas. por vehículo.

En relación con estos cálculos hay una serie de cuestiones importantes a comentar. En primer lugar estamos hablando de cifras promedio. Los importes a pagar no se repartirían homogéneamente sino que tendrían que ver, en el caso de los pagos periódicos con los kilómetros anuales recorridos y con su comportamiento ambiental y, en el caso de los pagos únicos, con el consumo medio ponderado y con su 'rating' ambiental. En cualquier caso la capacidad recaudadora ha quedado puesta en evidencia, y podría permitir la reducción de otras figuras con meros propósitos de recaudación y que están siendo puestas en duda, como sucede con el actual impuesto sobre matriculaciones.

CONCLUSIONES

Del análisis de los datos relativos a la lluvia ácida examinados concluimos la existencia de unos daños importantes y generalizados. No obstante, la heterogeneidad de los métodos de valoración empleados parece exigir un esfuerzo coordinado en el sentido de establecer pautas más generales de análisis.

También observamos que las estadísticas muestran una preocupante globalización del fenómeno, si bien mostrando una evolución conducente a cambios notables en el estado global de la lluvia ácida. Así, los países occidentales parecen mostrar una clara mejoría en detrimento de los países en desarrollo y menos desarrollados. A su vez, el peso de las fuentes estáticas en el fenómeno muestra un claro retroceso en favor de las fuentes móviles, cuyo control parece que será esencial en el futuro.

Por otra parte de la información disponible también se deriva la existencia de importantes costes derivados del control de la lluvia ácida. Estos costes son tanto los directos derivados de la adquisición, instalación y dominio de las tecnologías de control, como los posibles efectos macroeconómicos derivados del control del fenómeno. No obstante, y con escasas salvedades, los análisis suelen mostrar que los beneficios del control del fenómeno exceden claramente los costes.

La necesidad de intervenir para controlar la lluvia ácida exige el examen detallado de todas aquellas cuestiones que puedan afectar al diseño de las políticas

de control. En el caso concreto de la lluvia ácida resulta de especial interés la teoría de los efectos externos como guía para la caracterización del fenómeno y como base para la definición de los instrumentos. Desde esta perspectiva son tres las dimensiones especialmente relevantes a tomar en consideración. Por un lado se trata de un caso de efecto externo interjurisdiccional. Por otro lado, podemos hablar de la existencia de un efecto externo intergeneracional. Por último, se trata, además, de un efecto externo recíproco.

Aunque la caracterización económica del fenómeno mediante el instrumental de la economía del bienestar ayuda en gran medida al examen de la lluvia ácida y a la postulación de soluciones, también advertimos que la economía convencional peca de ingenuidad en la búsqueda de soluciones. Habitualmente, la visión de los economistas es excesivamente optimista, simplista y asistémica, y carece de la perspectiva interdisciplinar necesaria para resolver cuestiones tan complejas como los problemas ambientales. La introducción de algunos planteamientos propios de la denominada economía ecológica puede ampliar la perspectiva y permitir el diseño de mejores instrumentos de control, especialmente la consideración de las leyes de la termodinámica en los procesos económicos y la visión comprehensiva de aquellos fenómenos que tienen que ver con el medio ambiente.

De entre los enfoques para la interiorización de efectos externos, en aquellas situaciones en las que prime la búsqueda de la eficiencia, la regulación indirecta parece mostrarse como el instrumento más adecuado para el control de fenómenos de contaminación. La literatura específica de análisis económico de la lluvia ácida coincide con esta visión pero peca de escasez de experiencias empíricas.

Por lo que se refiere a la regulación directa, tanto los análisis teóricos como los irregulares resultados prácticos parecen mostrar la conveniencia de reducir su

protagonismo dentro de los programas de protección ambiental. Las evaluaciones llevadas a término coinciden en la falta de efectividad de la misma, pero especialmente en su falta de eficiencia en relación con otras alternativas. En cualquier caso hay que advertir el papel irrenunciable como medida de acompañamiento que puede tener la regulación directa.

Del examen de los instrumentos de regulación indirecta hay dos que parecen vislumbrarse como más adecuados para el control de fenómenos como la lluvia ácida. Los sistemas de permisos negociables para contaminar y los tributos de carácter ambiental. Los primeros, incidiendo fundamentalmente en el control de la 'cantidad' de la contaminación generada y los segundos, en el 'precio' por contaminar.

Existen escasas, pero bien documentadas experiencias de programas de lucha contra la lluvia ácida empleando ambos tipos de instrumentos. No obstante, las comparaciones efectuadas no resultan concluyentes en favor de uno u otro. La literatura se decanta por unos u otros siguiendo un curioso criterio geográfico, en general los autores europeos se decantan por los tributos y los norteamericanos por los permisos. En nuestro caso, concluimos que la regulación indirecta podría constituir el eje de un programa más eficiente para la lucha contra la lluvia ácida, y que, en este sentido, los tributos pueden jugar un papel crucial, primero por todas sus características deseables (doble dividendo, incentivación de la innovación tecnológica, mayor eficiencia en relación con la regulación directa, ...) y en segundo lugar por su mayor proximidad cultural con los instrumentos empleados en el ámbito europeo (los sistemas de permisos sólo constituyen raras excepciones en los programas de protección ambiental).

En nuestra opinión, de entre los distintos tributos con carácter ambiental sólo podemos hablar de figuras 'ecológicas' en el caso de los impuestos. Ello se debe a que son las únicas figuras que explícitamente incorporan objetivos de modificación de comportamientos hacia posturas menos lesivas para el medio. Los otros tributos, a saber, las tasas y contribuciones especiales, tiene fundamentalmente objetivos recaudatorios al buscar la financiación, respectivamente, de gastos corrientes y de inversiones.

Nuestra elección se ha decantado hacia el control de la lluvia ácida por medio de un impuesto ambiental. Las experiencias prácticas recogidas muestran unos resultados más que aceptables y, además, tal y como ya se ha comentado, la figura resulta menos extraña a nuestro hábitos legislativos que un sistema de permisos negociables. No obstante de la caracterización efectuada del fenómeno, se deriva la necesidad de que la figura sea definida en el ámbito espacial más amplio posible, como mínimo a nivel de la Unión Europea.

De entre las distintas alternativas para controlar el fenómeno. Básicamente, los impuestos sobre productos, los impuestos sobre insumos y los impuestos sobre emisiones hemos optado por un impuesto de este último tipo. En la caracterización del fenómeno, es decir el diseño del posible hecho imponible de nuestro impuesto, nos hemos decantado por esta opción, conscientes de no haber encontrado más que un 'second best'. No obstante, el conocimiento de las peculiaridades del fenómeno nos ha permitido avanzar en otros aspectos concretos del diseño del impuesto e incorporar en éste elementos que recojan de alguna manera complejidad del fenómeno y nos permitan aproximarnos al impuesto 'mejor'.

También concluimos que la necesidad de controlar todas y cada una de las fuentes lleva a que un único hecho imponible, es decir la emisión de precursores de

lluvia ácida, coexista con diferentes mecanismos de determinación de la base imponible. Especialmente las divergencias aparecerán entre la determinación de la base imponible para el caso de las fuentes estáticas y la determinación en el caso de las fuentes móviles.

Cumplido el objetivo de caracterización económica del fenómeno, es decir avanzado el diseño del hecho imponible del impuesto, se han efectuado una serie de simulaciones y suposiciones en la dirección de otras características básicas de la figura a elaborar, buscando con ello ejemplificar los problemas derivados de la introducción de un impuesto para la lucha contra un fenómeno multidimensional como es la lluvia ácida pero también las posibilidades reales de cara a su introducción.

BIBLIOGRAFÍA

- ACOT, P. (1.988): *Histoire de l'ecologie*. Presses Universitaires de France, París. Existe traducción al español con el título: *Historia de la ecología*. Taurus, Madrid. 1.990.
- ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. (1.985): *Acid deposition. Environmental, economic, and policy issues*. PLENUM PRESS, New York.
- AGUILERA, F y V. ALCÁNTARA (Eds.) (1.994b): *De la economía ambiental a la economía ecológica*. Economía Crítica, Barcelona.
- AGUILERA, F y V. ALCÁNTARA. (1.994a): "De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica" en el libro del mismo título, editado por AGUILERA, F y V. ALCÁNTARA. Págs. 15-32.
- AGUILERA, F. (1.991): "Economía del medio ambiente: notas para un estado de la cuestión" en *Cuadernos de Economía*, Vol. XIX, nº 55, Mayo-Agosto. Págs. 169-196.
- AGUILERA, F. (1.992a): "La preocupación por el medio ambiente en el pensamiento económico actual" en *Información Comercial Española*, nº 711 de Noviembre. Págs. 31-41.

AGUILERA, F. (1.992b): "Posibilidades y limitaciones del análisis económico convencional aplicado al medio ambiente" en VV. AA. Págs. 36-45.

ARRIETA MARTINEZ DE PISON, J. (1.991): *Regimen Fiscal de las Aguas*. Civitas, Madrid.

ARROW, K.J. (1.983): "The organization of economic activity: Issues pertinent to choice of market versus nonmarket allocation" en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.). Existe traducción con el título: "La organización de la actividad económica: cuestiones pertinentes a la elección de la asignación en el mercado versus fuera del mercado" en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.). (1.992). Págs. 61-77.

ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. (Eds.) (1969): *Readings in Welfare Economics*. Richard D. Irwing, Homewood (Ill.). Existe traducción al español, en dos volúmenes, con el título: *La economía del bienestar*. Fondo de Cultura Económica, México. 1974.

ATKINSON, S.C. (1.985): "Marketable pollution permits and acid rain externalities: a reply" en *Canadian journal of economics*, nº3 (XVIII) de Agosto. Págs. 676-679.

ATKINSON, S.E. (1983): "Marketable pollution permits and acid rain externalities" en *Canadian Journal of Economics*, nº 4 (XVI), Noviembre. Págs. 704-722.

AUBIN, A. (1.993): *La Communauté Européene face a la pollution atmosphérique*. Éditions Apogée, Rennes.

- AUTEN, G.E. (1.976): "Discussion on the problem of Social Cost" en LIN, S.A.Y. Págs. 37-40.
- AYLESWORTH, T.G. (1.968): *This vital air, this vital water, man's environmental crisis*. Rand McNally & Co., Nueva York. Existe traducción al español con el título: *La crisis del ambiente*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.974.
- AYRES, R.U. y KNEESE, A.V. (1.969): " Production, Consumption and Externalities " en *American Economic Review*, Vol. LIX, Junio. Págs. 282-297. Se reproduce también en OATES-W-E. (Ed.). (1.992). Págs. 3-18.
- AZQUETA, D y FERREIRO, A. (Eds.). (1.994): *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Alianza Ed., Madrid.
- AZQUETA, D. (1.992): "El método del coste de viaje" en VV. AA. Págs. 157-165.
- AZQUETA, D. (1.992): "Medio ambiente y economía ambiental" en VV. AA. Págs. 27-35.
- AZQUETA, D. (1.994a): "La problemática de la gestión óptima de los recursos naturales: aspectos institucionales" en AZQUETA, D. y FERREIRO, A. (Eds.). Págs. 51-72.
- AZQUETA, D. (1.994b): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- BALCER, Y. (1.980): "Taxation of externalities: direct vs indirect" en *Journal of Public Economics*, nº 1 (XIII). Págs. 121-129.

- BARDE, J.P. y PEARCE, D.W. (Eds.) (1.991): *Valuing the environment. Six case studies*. Earthscan pub. Londres.
- BARNETT, A.H. (1.980): "The Pigouvian Tax Rule Under Monopoly" en *American Economic Review*, nº 5 (LXX) de diciembre. Págs. 1037-1041.
- BARNEY, G.O. (Dir.) (1.980): *The Global 2000. Report to the President*. Pergamon Press. Existe traducción española con el título: *El mundo en el año 2000. en los albores del siglo XXI. Informe técnico*. Tecnos, Madrid. 1.982.
- BATEMAN, I., PEARCE, D., y TURNER, R.K. (1.994): *Environmental economics. An elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire.
- BATIE, S.S. y MABBS-ZENO, C.C. (1.985): "Opportunity Costs of Preserving Coastal Wetlands: A Case of a Recreational Housing Development" en *Land Economics*, LXI (1). Págs. 1-9.
- BATOR, F.M. (1.958): "The anatomy of market failure" en *The Quarterly Journal of Economics*, Agosto. Pág. 351-379. Existe traducción al español en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. con el título: "Anatomía del fracaso del mercado". Págs. 418-434.
- BATTERMAN, S.A. y AMANN, M. (1.991): "Targeted Acid-Rain strategies including uncertainty" en *Journal of Environmental Management*, nº1(XXXII). Págs.57-72.

- BAUMOL, W y OATES, W. (1.971): " The use of standards and prices for protection of the environment " en *Swedish Journal of Economics*, Vol. LXXIII, de marzo. Págs. 42-54.
- BAUMOL, W. (1972): "On taxation and the control of externalities" en *American Economic Review*, nº 3 (LXII), Junio. Págs. 307-322. Existe versión en español con el título: "Sobre la tributacion y el control de las externalidades" en *Hacienda Publica Española*, nº 46. 1.977. Págs. 225-237.
- BAUMOL, W. y OATES, W. (1.975): *The theory of environmental policy*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.). Existe traducción al español bajo el título *La teoría de la política económica del medio ambiente*. Antoni Bosch, ed., Barcelona, 1.982. Se ha utilizado BAUMOL, W.J. y OATES, W.E. (1.988): *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge. (2ª ed.). Reimpresión de 1.993. Para analizar la problemática de los sistemas de permisos negociables. Cap. 12. Págs. 177-189.
- BAUMOL, W.J. (1.976): "It takes two to tango, or sind "separable externalities" überhaupt möglich?" en *Journal of Political Economy*, nº 2 (LXXXIV), Abril. Págs. 381-387.
- BAUMOL, W.J. y BRADFORD, D.W. (1.972): "Detrimental externalities and non-convexity of the production set" en *Economica*, NS, XXXIX. Mayo. Págs. 160-176. Se ha empleado la reproducción de OATES, W.E. Págs. 51-67.
- BECKERMAN, W. (1.973a): "Política del medio ambiente: la contribución de la teoría económica" en *Hacienda Pública Española*, nº 21. Págs. 214-218.

- BECKERMAN, W. (1.973b): "Problemas reales y ficticios de la política del medio ambiente" en *Hacienda Pública Española*, nº 21. Págs. 202-214.
- BENNET, G. (1.992): *Dilemmas coping with environmental problems*. Earthscan pub., London.
- BERGSTROM, J.C. et al. (1.990): "Economic Value of Wetlands-Based Recreation" en *Ecological Economics*, nº 2. Págs. 129-147.
- BERMEJO, R. (1.995): "Ecología versus mercado capitalista" en VV. AA. Págs. 43-65.
- BERNABO, J.C. (1.988): "Acid Rain science: The state of the art" en MANDELBAUM, P. Págs. 21-34.
- BLOCK, W. (Ed.) (1.990): *Economics and the environment: A reconciliation*. Fraser Institute, Vancouver.
- BOADWAY, R.W. y WILDASIN, W.E. (1.986): *Economía del Sector Público*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- BOEHMER-CHRISTIANSEN, S. (1.991): *Acid Politics. Environmental and Energy Policies un Britain and Germany*. Belhaven Press, London.
- BOHI, D.R. y BURTRAW, D. (1.991): "Avoiding regulatory gridlock in the acid rain program" en *Journal of Policy Analysis and Management*, nº 4 (X) de otoño. Págs.676-684.
- BOHM, P. y KNEESE, A.V. (Eds.) (1.971): *The Economics of the Environment*. Macmillan / St. Martin's Press. Londres.

- BOULDING, K.E. (1.950): *A Reconstruction of Economics*. Wiley, New York. Existe traducción al español con el título: *Reconstrucción de la economía*. Ed. El Ateneo, Buenos Aires. 1.971.
- BOULDING, K.E. (1.966): "The Economics of the coming spaceship Earth" en JARRET, H. Existe traducción al español con el título: "La economía futura de la Tierra como un navío espacial" en DALY, H.E. (1.989). Págs. 262-272.
- BOULDING, K.E. (1.978): *Ecodynamics. A new theory of societal evolution*. Sage Pubs., Londres.
- BOWEN, H. R. (1.943): The interpretation of voting in the allocation of economic resources" en *Quarterly Journal of Economics*, 58, de noviembre. Págs. 27-48.
- BRADEN, J.B Y KOLSTAD, C.D. (Eds.). (1.991): *Measuring the demand for environmental quality*. North Holland, Amsterdam.
- BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.971): *Readings in microeconomics*. Holt, Rinehart & Winston. Existe traducción al español con el título: *Microeconomía*. Interamericana, México, 1.973.
- BRIMBLECOMBE, P. (1.992): "History of atmospheric acidity" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.267-304.
- BROMLEY, D.W. (1.991): *Environment and economy. Property rights and public policy*. Blackwell, Oxford.

- BROOKSHIRE, D.S., EUBANKS, L.S. y RANDALL, A. (1.992): "Estimating option prices and existence values for wildlife resources" en MARKANDYA, A. y RICHARDSON, J. (Eds.). Págs. 112-128.
- BROWN, G. Y MENDELSON, R. (1.984): "The Hedonic Travel Cost Method" en *Review of Economics and Statistics*, LXVI (3) . Págs. 427-433.
- BROWN, S. (1.981): "International-United Estates air pollution control and the Acid Rain phenomenon" en *Natural Resources Journal*, nº3(XXI) de julio. Págs. 630-645.
- BUBENICK, D.V. (1.984): *Acid Rain information book*. Noyes Publications,
- BUCHANAN, J.M. (1.969): "External Diseconomies, Corrective Taxes and Market Structure" en *American Economic Review*, nº 1 (LIX) de marzo. Págs. 174-177.
- BUCHANAN, J.M. (1.973): "Una teoría económica de los clubes" en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. Págs. 442-450.
- BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, W.C. (1962): "Externality" en *Economica*, Vol. XXIX, Noviembre. Págs. 371-384. Existe versión en español con el título: "Externalidad" en *Hacienda Publica Española*, nº 46. 1.977. Págs. 215-224 y con el título: "La exterioridad" en ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. (1.974). Págs. 252-269.
- BURGER, W. (1.983): "Ecological Viability: Political Options and Obstacles" en O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K. Págs. 29-43.

- BURROWS, P. (1.986): "Nonconvexity induced by external costs of production: theoretical curio or policy dilemma?" en *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 2 (XIII) Junio. Págs. 101-129.
- BURTON, J. (1.994): "Externalidades y derechos de propiedad" en CORONA RAMON, F. (1.994). Págs. 123-138.
- CAIRNCROSS, F. (1.991): *Costing the Earth*. The Economist Books, London. Hay traducción al español con el título: *Las cuentas de la tierra*. Acento Ed. Madrid, 1.993.
- CABRER BORRAS, B. (1.991): "Nivel de Vida: desigualdades interregionales" en *La Comunitat Valenciana en l'Europa unida*. Vol I. Nivell de Vida, Medi Ambient i Ordenació del Territori. Generalitat Valenciana, Valencia.
- CALZONETTI, F.J. et al. (1.989): *Power from the Appalachians. A solution to the Northeast's electricity problems?* Greenwood Press, New York.
- CALZONETTI, F.J. y SAYRE, G.G. (1.989): "The politics of Acid Rain and Canadian power imports" en CALZONETTI, F.J. et al. Págs. 129-144.
- CALLAWAY, J.M. y ENGLIN, J.E. (1.990): "Economic valuation of Acid Deposition damages" en *Contemporary Policy Issues*, nº3(VIII) de Julio. Págs.59-72.
- CARBAJO VASCO, D. (1.993): "La imposición ecológica en España. El caso de la fiscalidad de las aguas." en *Impuestos*, nº 21 de Noviembre. Págs. 7-17.

- CARROLL, J. E. (1.990): "The Acid Rain issue in Canadian-American relations: A commentary" en CARROLL, J. E. (Ed.). Págs. 141-146.
- CARROLL, J. E. (Ed.) (1.990): *International environmental diplomacy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- CARROLL, J.E. (1.984): "Acid Rain - Acid Diplomacy" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 261-274.
- CARROLL, J.E. (1.985): "Transboundary air pollution: The international experience" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 507-521.
- CARSON, R.T. (1.991): "Constructed Markets" en BRADEN, J.B Y KOLSTAD, C.D. (Eds.).
- CASAHUGA, A. (1977): "Externalidades y política publica" en *Hacienda Publica Española*, nº 46. Págs. 211-215.
- CLAPHAM, J.H. (1.922): "The economic boxes: A rejoinder " en *Economic Journal*, XXXII. Págs. 305-314. Traducido al español en STIGLER, G.J. Y BOULDING, K.E. (1.963). Págs. 560-563.
- CLARK, E.H. (1.971): "Multipart pricing of Public goods" en *Public Choice*, Fall, XI. Págs. 17-33.
- COASE, R.H. (1.960): "The Problem of Social Cost" en *Journal of Law and Economics*, III, Octubre. Págs. 1-44. Hay multitud de traducciones al español, por ejemplo la

- titulada: "El problema del costo social" en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.971). Págs. 392-417.
- CODINGTON, A. (1.973): "Comentario sobre los costes de la información y la administración en la teoría de los efectos externos" en VV-AA (1.973). Págs. 61-68.
- COLM, G. (1.955): "Comments on Samuelson theory of public finance" en *Review of Economics and Statistics*, 4, XXXVIII, noviembre. Págs. 408-412.
- COLLINGE, R.A. y BAILEY, M.J. (1.983): "Optimal quasi-market choice in the presence of pollution externalities" en *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 3 (X), Septiembre. Págs. 221-232.
- CORNES, R. y SANDLER, T. (1.991): *The theory of externalities, public goods, and club goods*. Cambridge University Press. Cambridge. 1986 (3ª reimp. 1.991).
- CORONA RAMON, F. (Ed.) (1.994): *Lecturas de Hacienda Pública*. Minerva eds. Madrid.
- COSTANZA, R. (1.989): "What is ecological economics?" en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 1-7.
- COSTANZA, R. (1.991): *Ecological Economics. The science and management of sustainability*. Columbia University Press, New York.
- COTGROVE, S. (1.983): "Environmentalism and Utopia" en O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K.

- COTTRELL, A.H. (1.984): *Ambiente ed economia delle risorse*. Il Mulino, Bolonia. La edición original es de 1978, publicada por Edward Arnold en Londres. También existe traducción al español con el título: *Economía del Medio Ambiente*. Alhambra, Madrid, 1.980.
- CROCKER, T.D. (1.988): "Confronting the assumptions and uncertainties: assessing benefits" en MANDELBAUM, P. Págs. 77-104.
- CROCKER, T.D. y CUMMINGS, R.G. (1.985): "On valuing Acid Deposition-induced materials damages: A methodological inquiry" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 359-384.
- CROPPER, M.L. y OATES, W.E. (1.992): "Environmental Economics: A Survey" en *Journal of Economic Literature*, Vol XXX de Junio. Págs. 675-740.
- CHOI, E.K. y JOHNSON, S.R. (1992): "Regulation of externalities in an open economy" en *Ecological Economics*, nº 5. Págs. 251-265.
- CHRISTENSEN, P. P. (1.989): "Historical roots for ecological economics - Biophysical versus allocative approaches" en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 17-36.
- DALES, J.H. (1.968a): "Land, Water, and Ownership" en *Canadian Journal of Economics*, Vol I, nº 4, Noviembre. Págs. 791-804.
- DALES, J.H. (1.968b): *Pollution, property and prices*. University of Toronto Press, EE.UU.

- DALES, J.H. (1.992): "The property interface" en MARKANDYA, A. y RICHARDSON, J (Eds.) . Págs. 50-59.
- DALY, H.E. (1.980): *Economics, Ecology, Ethics. Essays Toward a Steady-State Economy*. W.H. Freeman & Co. Nueva York. Existe traducción al español con el título: *Economía, ecología, ética. Ensayos hacia una economía de estado estacionario*. Fondo de Cultura Económica, Méjico. (1.989a).
- DALY, H.E. (1.989b): "Introducción a la economía del estado estacionario" en DALY, H.E. Págs. 11-43.
- DALY, H.E. (1.989c): "La economía en estado estacionario: hacia una economía política del equilibrio biofísico y el crecimiento moral" en DALY, H.E. Págs. 334-367.
- DAVIDSON, P. (1.984): "Recursos Naturales" en EICHNER, A.S. (Ed.). Págs. 171-184.
- DAVIS, O. A. y WHINSTON, A. (1962): "Externalities, welfare, and the theory of games" en *Journal of Political Economy*, nº 3 (LXX), Junio. Págs. 241-262.
- DAVIS, O.A. y KAMIEN, M.I. (1.977): "Externalities, information, and alternative collective action" en DORFMAN-R y DORFMAN-N-S (Eds.). Págs. 111-129.
- DE VANY, A.S. (1.976): "An Economic Model of Airport Noise Pollution in an Urban Environment" en LIN, S.A.Y. Págs. 205-214
- DELÉAGE, J.P. (1.992): *Histoire de l'ecologie. Une science de l'homme et de la nature*. La Découverte, París. Existe traducción al español con el título: *Historia de la ecología*. Icaria, Barcelona. 1.993.

- DIETZ, F.J. y VAN DER STRAATEN, J. (1.993): "Economic theories and the necessary integration of ecological insights" en DOBSON, A. y LUCARDIE, P. Págs. 118-144.
- DOBB, M. (1.973): *Theories of value and distribution since Adam Smith*. Cambridge University Press, Cambridge. Existe traducción al español con el título: *Teoría del valor y de la distribución desde Adam Smith. Ideología y teoría económica*. Siglo XXI de España, Barcelona. 1.975.
- DOBSON, A. y LUCARDIE, P. (1.993): *The politics of the nature. Explorations in green political theory*. Routledge, London.
- DOLAN, E.G. (1.990): "Controlling Acid Rain" en BLOCK, W.E. Págs. 215-232.
- DOLBEAR, F.T. Jr. (1.967): "On the theory of optimum externality" en *American Economic Review*, nº 1 (LVII), Marzo. Págs. 90-103.
- DORFMAN, R. y DORFMAN, N.S.(Eds.) (1.977): *Economics of the environment. selected readings*. W·W·Norton. New York. 1.972 (2ª ed. de 1.977).
- DOWLATABADI, H. y HARRINGTON, W. (1.990): "Uncertainty and the cost of Acid Rain control" en *Contemporary Policy Issues*, nº3(VIII) de Julio. Págs.43-58.
- DURHAM, J.L. y DEMERJIAN, K.L. (1.985): "Atmospheric acidification chemistry: A review" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 17-30.

- DUSANKY, R. y KALMAN, P. J. (1992): "Externalities, welfare, and the feasibility of corrective taxes" en *Journal of Political Economy*, nº 5 (LXXX), Septiembre-Octubre. Págs. 1045-1051.
- EICHNER, A.S. (Ed.) (1.979): *A guide to post-Keynesian economics*. Macmillan, Londres. Existe traducción al español con el título: *Economía postkeynesiana*. Hermann Blume, Madrid. 1.984.
- ELSOM, D. (1.990): *La Contaminación Atmosférica*. Cátedra, Madrid.
- ELLIS, H.S. y FELLNER, W. (1.943): "External economies and diseconomies" en *American Economic Review*, nº 3 (XXXIII), Septiembre. Págs. 493-511. Existe traducción al español, bajo el título: "Economías y diseconomías externas" en STIGLER, G.J. y BOULDING, K.E. Págs. 220-240.
- ENKE, S. (1.955): "More on the misuse of mathematics in economics: a rejoinder" en *Review of Economics and Statistics*, XXXVII, mayo. Págs. 131-133.
- ESTEVAN BOLEA, M.T. (1.991): *Implicaciones económicas de la protección ambiental en la C.E.E.: repercusiones en España*. Informes del Instituto de Estudios de Prospectiva, Ministerio de Economía y Hacienda, Madrid.
- ESTEVAN, A. (1.995): "Monetarización del medio ambiente y ecologismo de mercado" en VV.AA. Págs. 67-78.
- ESTEVE SERRANO, T.A. (1.975): "Las economías externas en Marshall: la génesis de un concepto de la política económica neoclásica" en *Moneda y Crédito*, nº 132. Págs. 3-32.

- FAZIO, A.G. y CASCIO, M. (1.973): "Evaluación de los efectos económicos de la política publica de lucha contra la contaminación" en VV. AA. Págs. 143-171.
- FERNANDEZ, I.J. (1.985): "Acid Deposition and forests soils: potential impacts and sensitivity" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 223-240.
- FIELD, B.C. (1.995): *Economía ambiental. Una introducción*. M^cGraw-Hill, Bogotá.
- FIROR, J. (1.990): *The changinf atmosphere. A global challenge*. Yale University Press, New Haven.
- FISCHER, D.W. (1.994): "Sobre los problemas de medición de los beneficios y los costes ambientales" en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. Págs. 179-195.
- FISHER, A. C. (1973): "Environmental externalities and the arrow-lind public investment theorem" en *American Economic Review*, nº 4 (LXIII), Septiembre.Págs. 722-725.
- FISHER, A.C. y PETERSON, F.M. (1.976): "The Environment in Economics: A Survey" en *Journal of Economic Literature*, Nº 1 Vol. XIV de marzo. Págs. 1-33.
- FISHER, B.E.A. (1.992): "The long-range transport of atmospheric acidity" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 139-166.
- FLEMING, M. J. (1959): "Las economías externas y la doctrina del crecimiento equilibrado" en *Revista de Economía Política*, nº 2 (X), Mayo/Agosto. Págs. 845-870.

- FOLMER, H. y IERLAND, E. van (Eds.). (1.989): *Valuation methods and policy making in environmental economics*. Elsevier. Studies in Environmental Economics 36, Amsterdam.
- FOLMER, H. y IERLAND, E. van. (1.989): "Valuation methods and policy making in environmental economics: relevance and scope" en FOLMER, H. y IERLAND, E. van. (Eds.) Págs. 1-11.
- FORSTER, B.A. (1.985): "Economic impact of Acid Deposition in the Canadian aquatic sector" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 409-437.
- FORSTER, B.A. y CROCKER, T.D. (1.992): "Strategies for controlling Acid Rain: Economic considerations" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 531-576.
- FOWLER, D. (1.992): "Effects of Acidic pollutants on Terrestrial Ecosystems" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Pág. 341-359.
- FRANCO SALA, L. (1.995). *Política Económica del Medio Ambiente*. Cedecs, Barcelona.
- FREEMAN IIIº, A.M. (1.979): *The Benefits of Environmental Improvement. Theory and Practice*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- FREEMAN IIIº, A.M. (1.982): *Air and Water Pollution Control. A Benefit-Cost Assessment*. John Wiley & Sons, Londres. Existe traducción al español con el título: *Control de la contaminación del Agua y el Aire*. Limusa, México, 1.987.

- FREEMAN III^o, A.M. (1.992): "El método hedónico" en VV. AA. Págs. 125-154.
- FREEMAN III^o, A.M. (1.992): "Panorámica de las metodologías de valoración" en VV. AA. Págs. 77-103.
- FREEMAN, G.C. Jr. (1.984): "The U.S. Politics of Acid Rain" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 277-314.
- FRENCH, H. (1.993): *Después de la Conferencia de Río. El futuro del control medioambiental*. Los Libros de la Catarata, Madrid.
- FRIEDLANDER, A.F. (1.979): *Approaches to controlling air pollution*. MIT Press, Cambridge (Mass.). 1^a impresión de 1.978.
- GALBRAITH, J.K. (1.992): *The culture of the contentment*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existe traducción al español con el título: *La cultura de la satisfacción*. Ariel, Barcelona (3^a ed. de 1.993).
- GALBRAITH, J.K. GALBRAITH, J.K. (1.960): *The Affluent Society*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existe traducción al español con el título: *La sociedad opulenta*. Ariel, Barcelona (2^a ed. de 1.963).
- GALBRAITH, J.K. GALBRAITH, J.K. (1.967): *The new industrial state*. Houghton Mifflin Co., Boston. Existen varias traducciones al español, se ha empleado la que lleva por título: *El nuevo estado industrial*. Ariel, Barcelona (3^a ed. de 1.984).
- GALLEGO GREDILLA, J.A. (1.979): "Medio ambiente y ecología" en VV. AA. Págs. 294-316.

- GALLEGO GREDILLA, J.A. (1.991): "Retrospectiva y prospectiva del medio ambiente en España" en ESTEVAN BOLEA, M.T. Págs. xi-lx.
- GARNER, J. y HARRIS, D. (1.974): "The law relating to Air Pollution" en McNIGHT, A., MARSTRAND, P.K. y SINCLAIR, T.C. (Eds.). Págs. 63-88.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1.989): "Selecciones de 'Mitos de la Economía y de la Energía' " en DALY, H.E. Págs. 73-92.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1.994): "¿Que puede enseñar a los economistas la termodinámica y la biología? en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. Págs. 305-320.
- GIBIAN, G.P. (1.984): "Predicting deposition reductions using Long-range Transport Models: Some policy implications" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 137-172.
- GIBSON, R.B. (1.990): "Out of control and beyond understanding: acid rain as a political dilemma" en PAEHLKE, R. y TORGERSON, D. (Eds). Págs. 243-257.
- GOODSTEIN, E.S. (1.995): *Economics and the Environment*. Prentice Hall, Englewood Cliffs (N.J.).
- GORDON, L. (1.983): "Limits to the Growth Debate" en O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K.
- GROVES, T. (1.976): "Information , Incentives , and the Internalization of Production Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 65-84.

- HAAS, P.M., KEOHANE, R.O. y LEVY, M.A. (Eds.) (1.993): *Institutions for the Earth*. MIT Press, Cambridge (Mass.).
- HALL, P. (1.983): "From Ideology to Utopia: Towards Feasible Solutions for 2000" en O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K.
- HARDIN, G. (1.968): "The tragedy of the commons" en *Science*, Vol. CLXII de diciembre. Págs. 1245-1248. Hay traducción al español con el título: "La tragedia de los espacios colectivos" en DALY, H.E. Págs. 111-130.
- HASKELL, E.H. (1.982): *The Politics of Clean Air. EPA Standards for Coal-Burning Power Plants*. Praeger, New York.
- HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.). (1.983): *Public expenditure and policy analysis*. Houghton Mifflin, Boston. Existe traducción al español con el título:(1.992): *Un análisis del gasto y las políticas gubernamentales*. Fondo de Cultura Económica, México, 1.992.
- HEAD, J.G. (1.962): "Public goods and public policy" en *Public Finance*, nº 3. Págs. 197-219. Hay traducción al español en *Revista Española de Economía*, nº 1, 1.972. Págs. 250-272.
- HEATHFIELD, D.F. (1.976): "Discussion on an Economic Model of Airport Noise Pollution in an Urban Environment" en LIN, S.A.Y. Págs. 215-216.
- HEDGES, R. y REEB, D.J. (1.986): "Acid Rain: Public policy in the face of uncertainty" en SCHOOLMAN, M. y MAGID, A. (Eds.). Págs. 357-374.

- HEDGES, R.R. y REEB, D.J. (1.985): "Viewpoints from science, industry, and the public in the State of New York" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 467-488.
- HELM, D (Ed.) (1.991): *Economic policy towards the environment* .Blackwell, Oxford.
- HELLER, W.P. y STARRETT, D.A. (1.976): "On the Nature of Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 9-22.
- HENDREY, G.R.(1.985): "Acid deposition: a national problem" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 1-15.
- HERCE, J.A. (1.992): "Economía y Medio Ambiente: crecimiento sostenible" en *Revista de Economía*, nº 14. Págs. 25-31.
- HERFINDAHL, O.C. y KNEESE, A.V. (1.973): "Measuring social and economic change: Benefits and Costs of Environmental Pollution" en MOSS, M. (Ed.). Págs. 441-508.
- HETTELINGH, J.P. y HORDIJK, L. (1.986): "Environmental conflicts: the case of Acid Rain in Europe" en *Annals of Regional Science*, nº20(III) de Noviembre. Págs.38-52.
- HIGÓN TAMARIT, F.J. y GRANELL PÉREZ, R. (1.996): "La fiscalidad de las aguas: el recibo del agua potable para usos domésticos" comunicación presentada en el 3^{er} *Encuentro de Economía Pública*. Sevilla, Febrero.

- HIGÓN TAMARIT, F.J. y ROIG COTANDA, J.M. (1.993): "Impuestos verdes: ¿Impuestos propios de las Comunidades Autonomas?" en *2^a Congrés D'Economia Valenciana*. Comunicacions, Tomo III, Conselleria d'Economia i Hisenda, Valencia, Abril.
- HIGÓN TAMARIT, F.J. (1.995): "El diseño del hecho imponible de un impuesto contra la lluvia acida" en *II^o Encuentro de Economía Pública*, Salamanca, 10-11 de Febrero. Págs.1-11.
- HILLMAN, A.L. (1.976): "Discussion on a generalized cost allocation scheme" en *LIN*, S.A.Y. Págs. 103-106.
- HIRSCH, F. (1.976): *Social limits to growth*. Harward University Press, Cambridge (Mass.).
- HODGE, I. (1.995): *Environmental economics*. MacMillan Press, London.
- HOF, J.G. Y KING, D.A. (1.992): "Recreational Demand by Tourists for Saltwater Beach Days: Comment" en *Journal of Environmental Economics and Management*, nº 22. Págs. 281-291.
- HOLTERMAN, S.E. (1.972): "Externalities and public goods" en *Economica*, nº 153 (XXXIX), febrero. Págs. 78-87.
- HOLTERMAN, S.E. (1.976): "Alternative tax systems to correct for externalities, and the efficiency of paying compensations" en *Economica*, (XLIII). Págs. 1-16.

- HORVATH, H. (1.992): "Effects on visibility, weather and climate" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 435-494.
- HOTELLING, H. (1.931): "The Economics of Exhaustible Resources" en *Journal of Political Economy*, XXXIX (2), abril de 1.931. Págs. 137-175.
- HUGHES, D.J. (1.992): "Legislative measures of control" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.495-530.
- HUGHES, G.A. y HEAL, G.M.(Eds.). (1980): *Public policy and the tax system*. George Allen & Unwin. London. Hay traducción al español con el título: *Política pública y sistema impositivo*. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid. 1.983.
- HUTTERMAN, A. (1.994): *Effects of Acid Rain on forest processes*. J.Wiley & Sons, Sussex.
- HUTTON, J.P. y HALKOS, G.E. (1.995): "Optimal acid rain abatement policy for Europe. An analysis for the year 2.000." en *Energy Economics*, nº 4(XVII). Págs. 259-275.
- IHARA, R.H.(1.984): "An overview of the Acid Rain debate: Politics, science, and the search for consensus" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 3-34.
- JACOBSON, J.S. (1.988): "Decisionmaking in the absence of scientific certainty" en MANDELBAUM, P. Págs. 191-239.
- JAMES, D.E., JANSEN, H.M.A. y OPSCHOOR, J.B. (1.978): *Economic approaches to environmental problems*. Elsevier, Amsterdam. Pág. 15.

- JARRET, H. (1.966): *Environmental quality in a growing economy*. Resources for the Future & Johns Hopkins, Washington.
- JESSUA, C. (1.968): *Coûts sociaux et coûts privés*. Presses Universitaires de France, París.
- JIMÉNEZ HERRERO, L. (1.989): *Medio ambiente y desarrollo alternativo*. Iepala, Madrid.
- JOHANSSON, P.O. (1.991): "Valuing environmental damage" en HELM, D (Ed.). Págs. 111-136
- JOHANSSON, P.O. (1.992): "Diferentes contextos en la valoración ambiental" en VV. AA. Págs. 57-73.
- JOHANSSON, P.O. (1.992): "Método de valoración contingente" en VV. AA. Págs. 107-122.
- KAITALA, V., MÄLER, K.G. y TULKENS, H. (1.995): "The Acid Rain game as a resource allocation process with an application to the international cooperation among Finland, Russia and Estonia" en *Scandinavian Journal of Economics*, nº2(XCVII). Págs.325-343.
- KAITALA, V., POHJOLA, M. y TAHVONEN, O. (1.992): " An Economic Analysis of Transboundary Air Pollution between Finland and The Former Soviet Union" en *Scandinavian Journal of Economics*, nº3(XCIV). Págs.409-424.
- KAPP, K.W. (1.974): "Intellectual reconstruction or 'conceptual freeze'; Economics in the Future, en C.K. DOPFER (Ed.) (1.974): *Economics in the future*, MacMillan,

Londres (existe una versión en castellano editada en 1.978 por el Fondo de Cultura Económica): Existe traducción al castellano con el título: "El carácter de sistema abierto de la economía y sus implicaciones" en AGUILERA, F. Y ALCÁNTARA, V. Págs. 321-342.

KAPP, K.W. (1.963): *Social Cost of Bussiness Enterprise*. Asia Publishing House, Londres. (El título de la 1ª ed. fue *The Social Costs of Private Enterprise*). Existe traducción al español con el título: *Los costes sociales de la empresa privada*. Oikos-Tau. Barcelona. 1.966.

KEMP, D.R. (1.992): *Global environmental issues. A climatological approach*. Routledge, London.

KETE, N. (1.992): "Le systeme de permis d'emission negociables americain applique a la lutte contre les pluies acides" en O.C.D.E. Págs.81-116.

KEYNES, J.M. (1.988): *Ensayos de persuasión*. Crítica, Barcelona.

KLAASSEN, G.A.J. y J.B. OPSCHOOR. (1.991): "Economics of sustainability or the sustainability of economics: different paradigms" en *Ecological Economics*, nº 4. Págs. 93-115.

KNEESE, A.V. y BOWER, B.T. (1.972): *Environmental quality analysis*. Johns Hopkins Press. Baltimore.

KNEESE, A.V. y SCHULZE, C. (1.975): *Pollution, prices and public policy*. The Brookings Institution, Washington, D.C.

- KNEESE, A.V., AYRES, R.U. y D'ARGE, R.C. (1.970): *Economics And Environment: A Materials Balance Approach*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- KNIGHT, F. (1.924): "Some fallacies in the interpretation of social cost" en *Quarterly Journal of Economics*, XXXVIII. Págs. 582-606.
- KO, I.D., LAPAN, H.E. y SANDLER, T. (1.992): "Controlling stock externalities: flexible vs inflexible pigovian corrections" en *European Economic Review*, nº 6 (XXXVI), Agosto. Págs. 1263-1276.
- KOWALOK, M.E. (1.993): "Research lessons from acid rain, ozone depletion, and global warming" en *Environment*, nº6(XXXV) de Julio/Agosto. Págs.13-20 y 35-38.
- KRAUS, M. y MOHRING, H. (1975): "The role of pollutee taxes in externality problems" en *Economica*, nº 166 (XLII), Mayo. Págs. 171-176.
- KUIK, O.J. et al. (1.992): *Assessment of Benefits of Environmental Measures*. Graham & Trotman, Londres.
- KULA, E. (1.992): *Economics of natural resources and the environment*. Chapman & Hall, Londres.
- LANGHAM, M.R., HEADLEY, J.C. y EDWARDS, W.F. (1.972): "Agricultural pesticides: productivity and externalities" en KNEESE, A.V. y BOWER, B.T. Págs. 181-212.

- LAVE, L.B. y SESKIN, E.P. (1.971): "Health and air pollution " en BOHM, P. y KNEESE, A.V. (Eds.). Págs. 119-139.
- LEDYARD, J.O. (1.976): "Discussion on the Nature of Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 23-28.
- LEVY, M.A. (1.993): "European Acid Rain: The power of tote-board diplomacy" en HAAS, P.M., KEOHANE, R.O. y LEVY, M.A. (Eds.). Págs. 75-132.
- LIN, S.A.Y. (1.976): *Theory and measurement of economic externalities*. Academic Press. London.
- LIN, S.A.Y. y WHITCOMB, D.K. (1.976): "Externality Taxes and Subsidies" en LIN, S.A.Y. Págs. 45-60.
- LIPPMANN, M. (1.992): "Health effects of atmospheric acidity" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.305-362.
- LITTLE, J.T. (1.976): "Discussion on Information , Incentives , and the Internalization of Production Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 85-86.
- LITTLE, J.T. (1.976): "Discussion on Externality Taxes and Subsidies" en LIN, S.A.Y. Págs. 61-64.
- LOEHMAN, E.T. y WHINSTON, A.B. (1.976): "A generalized cost allocation scheme" en LIN, S.A.Y. Págs. 87-102.

- LONDON ECONOMICS (1.992): *The potential roel of market mechanisms in the control of acid rain*. H.M.S.O., Londres.
- LLOYD, G.O. y BUTLIN, R.N. (1.992): "Corrosion" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.405-434.
- MÄLER, K.G. (1.989): "The Acid Rain Game" en FOLMER, H. y IERLAND, E. vin (Eds.). Págs. 231-252.
- MALTHUS, R. (1.798): *An essay on the principle of population, as it affects the futuwe improvement of society with remarks on the speculations of Mr. Godwin, Mr. Condorcet, and other writers*. Existen varias traducciones al español, se la empleado la titulada: *Primer ensayo sobre la población*. Alianza, Madrid. 1.966, (6ª Ed. de 1.984).
- MANDELBAUM, P. (1.988): *Acid Rain. Economic assessment*. Plenum Press, Nev York. (1ª. ed. (1.985)).
- MANNION, A.M. (1.992): "Acidification and eutrophication" en MANNION, A.M. y BOWLBY, S.R. (Eds.). Págs.177-196.
- MANNION, A.M. y BOWLBY, S.R. (Eds.) (1.992): *Environmental issues in the 1.990s*. John Wiley & sons, Chichester.
- MANSON, A.N. (1.985): "Acid Deposition: The Canadian perspective" en ADAMS. D.D. y PAGE, W.P. Págs. 489-506.

- MARGOLIS, J. (1.955): "A comment on the pure theory of public expenditure" en *Review of Economics and Statistics*, 4, XXXVIII, noviembre. Págs. 347-349.
- MARGOLIS, J. (1.974): "Beneficios secundarios, economías externas y justificación de la inversión pública" en ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. Págs. 461-475.
- MARKANDYA, A. (1.992): "The Value of the Environment: A State of the Art Survey" en MARKANDYA, A y RICHARSON, J. (Eds.). Págs. 142-166.
- MARKANDYA, A. y RICHARDSON, J (Eds.) (1.992): *The Earthscan reader in environmental economics*. Earthscan, Londres.
- MARSHALL, A. (1.890): *Principles of Economics*. McMillan & Co., Londres. Existe traducción al español con el título: *Principios de economía*. Aguilar, Madrid, (4ª ed. 1.963).
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1.991): *La ecología y la economía*. Fondo de Cultura Económica, México (2ª ed. de 1.992).
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1.992): *De la economía popular al ecologismo popular*. Icaria, Barcelona.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1.993): "Valoración económica y valoración ecológica" en NAREDO, J.M. y PARRA, F. Págs. 29-56.
- MARTÍNEZ ALIER, J. (1.994): " Ecología humana y economía política " en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. Págs. 345-359.

- MASON, B.J. (1.992): *Acid Rain. Its causes and its effects on inland waters.* Clarendon Press, Oxford.
- MCCORMICK, J. (1.990): *Acid earth.* Earthscan Pub., London.(2ª reimpresión de la 2ª ed.).
- McLOUGHLIN, J. y BELLINGER, E.G. (1.993): *Environmental pollution control. An introduction to principles and practice of administration.* Graham & Trotman, Londres.
- McMAHON, M.S. (1.990): "Balancing the interests: an essay on the Canadian-American Acid Rain debate" en CARROLL, J. E. (Ed.). Págs. 147-172.
- McNIGHT, A., MARSTRAND, P.K. y SINCLAIR, T.C. (Eds.) (1.974): *Environmental pollution control. technical, economic and legal aspects.* George Allen & Unwin, London.
- McPOLAND, F. (1.985): "Acid Rain: Legislative perspective" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 453-466.
- MEADE, J.E. (1.974) "Economías y deseconomías externas en una situación competitiva" en ARROW, K.J. y SCITOVSKY, T. Págs. 235-251.
- MEADE, J.M. (1973): *The theory of Economic Externalities.* A.W. Sijthoff. Leiden. Págs. 9-92.
- MEADOWS, D.L. et al. (1.972): *The limits to growth.* Universe Books, New York. Hay traducción al español con el título: *Los límites del crecimiento. Informe del Club*

de Roma sobre el predicamento de la humanidad. Fondo de Cultura Económica, México. 1.972.

MENTZ, F.C. (1.995): "Transborder emissions trading between Canada and the U.S." en *Natural Resources Journal*, XXXV, de Otoño. Págs. 803-819.

MEYER, R. y YANDLE, B. (1.987): "The political economy of Acid Rain" en *Cato Journal*, n°2(VII) de otoño. Págs.527-545.

MINGST, K.A. (1.982): "Evaluating public and private approaches to international solutions to Acid Rain pollution" en *Natural Resources Journal*, n°1(XXII) de Enero. Págs. 5-20.

MISHAN, E.J. (1.971): "The postwar literature on externalities: an interpretative essay" en *Journal of Economic Literature*, Vol. IX, n°1. Págs. 1-28. Existe traducción al español con el título: "La literatura de postguerra sobre las externalidades: una interpretación" en *Economicas y Empresariales*, n° 2 de 1.973. Y una traducción parcial, con el mismo título, en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Págs. 127-133.

MITCHELL, R.C. Y CARSON, R.T. (1.989): *Using surveys to value public goods : The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington.

MOHNEN, V.A. y WILSON, J.W. (1.985): "Acid Rain in North America: Concepts and strategies" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 439-452.

MOONEY, G. (1.978): "Human Life and Suffering" en PEARCE, D.W. Págs. 120-139.

- MOONEY, H.A. et al. (Eds.) (1.991): *Ecosystem Experiments*. JOHN WILEY & SONS, Chichester.
- MOSS, M. (Ed.) (1.973): *The Measurement of Economic and Social Performance*. NBER, New York.
- MUSGRAVE, R.A. y MUSGRAVE, P.B. (1.992): *Hacienda Pública Teórica y Aplicada*. McGraw-Hill, Madrid. 5ª ed.
- MUSGRAVE, R.A. y PEACOCK, A.T. (Eds.) (1.958): *Classics in the theory of public finance*. MacMillan & Co. Londres.
- NAREDO, J. M. (1.992b): “Los cambios de la idea de naturaleza y su incidencia en el pensamiento económico ” en *Información Comercial Española*, nº 711 de Noviembre. Págs. 11-30.
- NAREDO, J.M. (1.987): *La Economía en Evolución. Historia y Perspectivas de las Categorías Básicas del Pensamiento Económico*. Siglo XXI de España, Madrid.
- NAREDO, J.M. (1.992c): “Transdisciplinariedad y medio ambiente en el pensamiento económico actual ” en *Revista de Economía*, nº 14. Págs. 18-24.
- NAREDO, J.M. (1.994): “Fundamentos de la economía ecológica” en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. Págs. 375-404.
- NAREDO, J.M. (1.995): “Repensar la economía desde el medio ambiente” en VV. AA. Págs. 37-42.

- NAREDO, J.M. (1992a): "Fundamentos de economía aplicados al tratamiento de los minerales extraídos de la corteza terrestre" en VV. AA. Págs. 90-110.
- NAREDO, J.M. y PARRA, F. (1.993): "Presentación" en NAREDO, J.M. y PARRA, F. Págs. XI-XIX.
- NAREDO, J.M. y PARRA, F. (1.993): *Hacia una Ciencia de los Recursos Naturales*. Siglo XXI de España, Madrid.
- NAVRUD, S. (1.989): "Estimating social benefits of environmental improvements from reduced Acid Rain deposition: A Contingent Valuation Survey" en FOLMER, H. y IERLAND, E. van (Eds.). Págs. 69-102.
- NEWBERRY, D.M. (1980): "Externalities: the theory of environmental policy" en HUGHES, G.A. y HEAL, G.M.(Eds.). Págs. 106-149. Hay traducción al español con el título: "Factores externos: la teoría de la política ambiental" en HUGHES, G.A. y HEAL, G.M. (1.983). Págs. 193-267.
- NEWBERRY, D. (1990): "Growth, externalities and taxation" en *Scottish Journal of Political Economy*, nº 4 (XXXVII), Noviembre. Págs. 305-326.
- NEWBERRY, D.M. (1.990): "Acid Rain" en *Economic Policy: A European Forum*, nº2(V) de octubre. Págs.298-346.
- NIELSEN, D.M., YEATES, G.L. y FERRY, C.M. (1.985): "The effects of Acid Precipitation on ground water quality" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 125-142.

- NOLL, R. G. y TRIJONIS, J. (1971): "Mass balance, general equilibrium, and environmental externalities" en *American Economic Review*, nº 4 (LXI) Septiembre. Págs. 730-735.
- NORGAARD, R.B. (1984): "Coevolutionary development potential" en *Land Economics*, nº 60. Págs. 160-173.
- NORGAARD, R.B. (1992): "Resolving economic and environmental perspectives on the future" en VV. AA. Págs. 21-28.
- NORGAARD, R.B. y HOWARTH, R.B. (1991): "Sustainability and discounting the future" en COSTANZA, R. Págs. 88-101.
- NORTH, D.W., BALSON, W.E. y BOYD, D.W. (1985): "Acid Deposition: A decision framework that includes uncertainty" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 341-358.
- O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K. (Eds.) (1983): *An Annotated Reader In Environmental Planning And Management*. Pergamon Press, Oxford.
- O.C.D.E. (1989): *Environmental Policy Benefits: Monetary Valuation*. O.C.D.E. París.
- O.C.D.E. (1992): *La Évaluation des Avantages et Prise de Décision dans le domaine de l'Environnement*. O.C.D.E., París.
- O.C.D.E. (1992): *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*. O.C.D.E., París.

O.C.D.E. (1.993): *La Fiscalidad y el Medio Ambiente*. O.C.D.E.-Mundi Prensa, París.

OATES, W. E. y McGARTLAND, A. M. (1985): "Marketable pollution permits and acid rain externalities: a comment and some further evidence" en *Canadian Journal of Economics*, nº 3 (XVIII), Agosto. Págs. 668-675.

OATES, W.E. (1.992): *The economics of the environment*. Edward Elgar Publishing. The international library of critical writings in economics (20). Hants (England).

OHLINE, B.A. (1.987): "Clean air act -transboundary acid rain pollution abatement - administrative discretion citizen suit" en *Natural Resources Journal*, nº 3 (XXVII) de verano. Págs.707-722.

OLMEDA DIAZ, M. (1.984): *Los efectos externos del mercado: un reto al análisis económico convencional*. Promolibro. Valencia.

OLMEDA, M. (1.992): *Los bienes públicos: ¿un fallo del mercado o del análisis económico?* Mimeo, Valencia, enero.

OPSCHOOR, J.B. Y VOS, H.B. (1.989): *Economic Instruments for Environmental Protection*. O.C.D.E., París.

ORMEROD, S.J. (1.992): "Effects on aquatic ecosystems" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.363-404.

OSCOLATI, F. (1.979): *La tassazione ambientale*. CEDAM, Pádova.

- PAEHLKE, R. y TORGERSON, D.(Eds.). (1.990): *Managing Leviathan. Environmental politics and the administrative state*. Broadview Press, Peterborough (Ontario).
- PAGE, W.P. (1.985): "The agricultural sector, airborne residuals, and potential economic losses" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 385-408.
- PARK, C.C. (1.987): *Acid Rain. Rhetoric and reality*. Routledge. London.
- PARKER, L.B. (1.988): "Response to C.H. Stauffer" en MANDELBAUM, P. Págs. 49-58.
- PARKER, L.B. y BLODGETT, J.E. (1.984): "Acid Rain Legislation and the Clean Air Act: Time to raise the bridge or lower the river?" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 107-136.
- PASSET, R. (1.994): "La doble dimensión energética e informacional del hecho económico" en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. Págs. 363-372.
- PEARCE, D. (1.983): "Are Environmental Problems a Challenge to Economic Science" en O'RIORDAN, T. y TURNER, R.K.
- PEARCE, D. (1.986): "Efficiency and distribution in corrective mechanisms for environmental externality" en SCHNAIBERG, A., WATTS, N. y ZIMMERMANN, K. (Eds.). Págs. 15-37.
- PEARCE, D. y TURNER, R.K. (1.990): *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, Nueva York. Existe traducción al español

con el título: *Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente*. Celeste Eds., Madrid. 1.995.

PEARCE, D.W. (1.978): *The Valuation of Social Cost*. George Allen & Unwin, Londres.

PEARCE, D.W. y WARFORD, J.J. (1.993): *Economics, environment and sustainable development*. Oxford U.P. for The World Bank, Oxford.

PERRINGS, C. (1.987): *Economy and Environment. A theoretical essay on the interdependence of economic and environmental systems*. Cambridge University Press, Cambridge.

PERSSON, G. (1.990): "Toward resolution of the Acid Rain controversy" en CARROLL, J. E. (Ed.). Págs. 189-196.

PIERCE, J.C., STEGER, M.A.E., LOVRICH, N.P. y STEEL, B.S. (1.989): "Public information on Acid Rain in Canada and the US" en *Social Science Quarterly*, nº70(II) de Junio. Págs.193-202.

PIGOU, A.C. (1.920): *The Economics of Welfare*. Macmillan & Co., Londres. (4ª Ed. de 1.946).

PIGOU, A.C. (1.922): "Empty economic boxes: A reply " en *Economic Journal*, XXXII. Págs. 458-465. Todos ellos traducidos al español en STIGLER, G.J. Y BOULDING, K.E.

PLOTT, C.R. (1.966): "Externalities and corrective taxes" en *Economica*, Febrero. Págs. 84-87.

- PLUMMER, M.L. y HARTMAN, R.C. (1.992): "Option Value: A General Approach" en MARKANDYA, A. y RICHARDSON, J. (Eds.). Págs. 81-91.
- PORTNEY, P.R. y LAVE, L.B. (1.988): "Efficiency and equity: Can Acid Rain policy incorporate both?" en MANDELBAUM, P. Págs. 107-148.
- POSTEL, S. (1.984): "Air Pollution, Acid Rain, and the future of forests" en *Worldwatch Paper*, nº 58. Worldwatch Institute, Washington.
- PROOPS, J. (1.989): "Ecological economics: rationale and problem areas" en *Ecological Economics*, nº 1. Págs. 59-76.
- RADER, J.T. III (1.976): "Pairwise Optimality , Multilateral Optimality , and Efficiency with and without Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 135-152.
- RADOJEVIC, M. (1.992): "SO₂ and NO_x oxidation mechanisms in the atmosphere" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs.73-138.
- RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. (1.992): *Atmospheric acidity. Sources, consequences and abatement*. Elsevier Applied Science, Barking (Essex).
- RANDALL, A. (1.985): "Methodology, Ideology, and the Economics of Policy: Why Resource Economists Disagree" en *American Journal of Agricultural Economics*, Vol LXVII, nº 5 de diciembre. Págs. 1022-1029.
- REED, W.J. (1.994): "Una introducción a la economía de los recursos naturales y su modelización" en AZQUETA, D. y FERREIRO, A. (Eds.). Págs. 15-32.

- REGENS, J.L. y RYCROFT, R.W. (1.984): "Perspectives on Acid Deposition Control: Science, economics, and policymaking" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 87-106.
- REGENS, J.L. y RYCROFT, R.W. (1.986): "Options for financing acid rain controls" en *Natural Resources Journal*, nº3(XXVI) de Verano. Págs.518-549.
- REGENS, J.L. y RYCROFT, R.W. (1.990): "The Acid Rain controversy" en *American Political Science Review*, nº1(LXXXIV). Págs.322.
- RENTZ, O. et al. (1.993): *Advanced emission controls for power plants*. O.C.D.E. París.
- RICARDO, D. (1.950): *The Works and Correspondence of David Ricardo. Vol. I: On the principles of political economy and taxation*. Ed. a cargo de Piero Sraffa. Cambridge University Press. La 1ª edición corresponde a 1.818. Existen varias traducciones al español, la utilizada ha sido: *Principios de economía política y tributación*. Fondo de Cultura Económica, México (2ª reimpr.). 1.973.
- RIECHMANN, J. (1.995): "Desarrollo sostenible: la lucha por la interpretación" en VV. AA. Págs.11-35.
- RIERA, P. (1.992): "Posibilidades y limitaciones del instrumental utilizado en la valoración de externalidades" en *I.C.E. Revista de Economía*, nº 711, Noviembre. Págs. 59-68.
- RIERA, P. (1.994): *Manual de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

- ROBERTSON, D.H. (1.924): "Those empty boxes" en *Economic Journal*, XXXIV. Págs. 16-31. Todos ellos traducidos al español en STIGLER, G.J. Y BOULDING, K.E.
- ROBINSON, J. (1.971): *Economic heresies*. Basic Books, Inc., Nueva York. Hay traducción al español con el título: *Herejías Económicas*. Colección Demos, Ed. Ariel, Barcelona. 1.976.
- ROBINSON, J. (1.972): "The second crisis of economic theory" en VV.AA. Págs. 1-10.
- ROBINSON, J. (1.984): "Prólogo" en EICHNER, A.S. (Ed.).
- ROEDER, P.W. y JOHNSON, T.P. (1.984): "Public Opinion and the Environment: The Problem of Acid Rain" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 57-80.
- ROMERO, C. (1.994): *Economía de los recursos naturales*. Alianza Economía, Madrid.
- ROSENCRANTZ, A. (1.990): "The Acid Rain controversy in Europe and North America: A political analysis" en CARROLL, J. E. (Ed.). Págs. 173-188.
- SAMSON, P.J. (1.985): "Methods for diagnosing the sources of acid deposition" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 59-74.
- SAMUELSON, P.A. (1.954): "Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure" en *Review of Economics and Statistics*, XXXVII, 1.954. Págs. 350-356. Existe traducción al español con el título: "Exposición diagramática de una

teoría del gasto público” en BREIT, W. y HOCHMAN, H.M. (1.973). Págs. 435-441, así como en CORONA RAMON, F. (1.994). Págs. 79-92.

SAMUELSON, P.A. (1.954): “The pure theory of public expenditure” en *Review of Economics and Statistics*, XXXVI. Págs. 387-389. Existe traducción al español con el título: “La teoría pura del gasto público” en ARROW, K.J. y SCITOVSKI, T. (1.974). Pág. 227-231.

SAMUELSON, P.A. (1.958): “Aspects of Public Expenditure Theories” en *Review of Economics and Statistics*, XL. Págs. 332-338.

SCITOVSKI, T. (1.954): “Two concepts of external economies” en *Journal of Political Economy*. Existe traducción al español con el título: “Dos conceptos de economías externas” en *Revista de Economía Política*, nº 2 (X), Mayo/Agosto de 1.959. Págs. 871-886. Existe otra reproducción con el mismo título en ARROW, K.J. y SCITOVSKI, T. (1.974). Págs. 304-316.

SCITOVSKI, T. (1.976): *The joyless economy. An inquiry into Human Satisfaction and consumer dissatisfaction*. Oxford University Press, Oxford. Existe traducción al español con el título: *Frustraciones de la Riqueza. La Satisfacción Humana y la Insatisfacción del Consumidor*. Fondo de Cultura Económica, México. 1.986.

SCOTT, A. (1.986): “The Canadian-American problem of Acid Rain” en *Natural resources journal*, nº2(XXVI) de primavera. Págs.337-358.

SCHMANDT, J., CLARKSON, J. y RODERICK, H. (1.988): *Acid Rain and friendly neighbours. The policy dispute between Canada And The U.S.* DUKE UNIVERSITY PRESS, Duke.

- SCHNAIBERG, A., WATTS, N. y ZIMMERMANN, K. (Eds.) (1.986): *Distributional conflicts in environmental-resource policy*. WZB Publications. Berlín.
- SCHOFIELD, C.L. y BAKER, J.P. (1.985): "Acidification impacts on fish populations: a review" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 183-221.
- SCHOOLMAN, M. y MAGID, A. (Eds.) (1.986): *Reindustrializing New York State. Strategies, implications, challenges*. State University of New York Press, Albany.
- SCHULZE, E.D. y ULRICH, B. (1.991): "Acid Rain - A large-scale, unwanted experiment in forest ecosystems" en MOONEY, H.A. et al. (Eds.). Págs. 89-106.
- SCHUMACHER, E.F. (1.973): *Small is beautiful*. Abacus, Londres. Existe traducción al español con el título: *Lo pequeño es hermoso*. Hermann Blume, Madrid. 1.979 (1ª reimp. de la 9ª ed. de 1.990).
- SENECA, J.J. y TAUSSIG, M.K. (1.974): *Environmental economics*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs (N.J.).
- SHAW, R.W. (1.985): "The use of long range transport models in determining emission control strategies for acid deposition" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 75-94.
- SHOUP, C.S. (1.980): *Hacienda Publica*. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid.

- SHRINER, D.S. y JOHNSTON, J.W. (1.985): "Acid Rain interactions with leaf surfaces: A review" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 241-254.
- SIEBERT, H. (1.987): *Economics of the Environment*. Springer-Verlag, Berlín. (3ª Ed. 1.992).
- SINCLAIR, P. (1.992): "High does nothing and rissing is worse: carbon taxes should keep declining to cut harmful emissions" en *The Manchester School*, nº 1 (LX) de Marzo. Págs. 41-52.
- SMITH, A. (1.759): *The Theory of Moral Sentiments*. Existe una seleccción traducida al español con el título: *Teoría de los Sentimiento Morales*. Fondo de Cultura Económica, Colección Popular, México. 1.979.
- SMITH, A. (1.876): *An inquiry into the nature and the causes of the wealth of nations*. Existen múltiples traducciones al español, se ha utilizado la titulada *Investigación sobre la naturaleza y causas de la riqueza de las naciones*. Oikos-Tau, Barcelona, 1.988. Traducción de la edición conmemorativa del bicentenario de la obra a cargo de CAMPBELL, R.H. y SKINNER, A.S. (Eds.). Oxford University Press, Oxford, 1.976.
- SMITH, S. (1.992): "Taxation and the environment: A survey" en *Fiscal Studies*, nº 4 (XIII). Págs. 21-57.
- SMITH, Z.A. (1.992): *The Environmental Policy Paradox*. Prentice Hall, Englewood Cliffs (N.J.)

- SOLOW, R.M. (1.974): "The Economics of Resources or the Resources of Economics" en *American Economic Review*, Vol LXIV. Págs. 1-14. Existe traducción al español con el título: "La economía de los recursos o los recursos de la economía" en AGUILERA, F. y ALCÁNTARA, V. (1.994). Págs.137-158.
- STALON, C.G. (1.976): "Discussion on Externality Production Functions" en LIN, S.A.Y. Págs. 259-260.
- STARRETT, D.A. (1.976): "Discussion on Pairwise Optimality, Multilateral Optimality, and efficiency with and without Externalities" en LIN, S.A.Y. Págs. 153-154.
- STARRETT, D.A. y ZECKHAUSER, R. (1.992): "Treating external diseconomies - markets or taxes?" en MARKANDYA-A y RICHARDSON-J (Eds.). Págs. 253-266.
- STAUFFER, C.H. Jr. (1.988): "Cost and Coal Market Effects of Alternative Approaches for Reducing Electric Utility Sulfur Dioxide Emissions" en MANDELBAUM, P. Págs. 37-73.
- STEINER, P. (1.983): "The Public Sector and the Public Interest" en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.). Existe traducción al español con el título: "El Sector Público y el Interés Público" en HAVEMAN, R.H. y MARGOLIS, J. (Eds.).(1.992) .Op. Cit. Págs. 17-60.
- STIGLER, G.J. y BOULDING, K.E. (1.963): *Ensayos sobre la teoría de los precios*. Aguilar, Madrid.
- STIGLITZ, J.E. (1.988): *La economía del sector público*. Antoni Bosch Ed. Barcelona.

- STREETS, D.G. (1.984): "The design of cost-Effective strategies to control Acidic Deposition" en YANARELLA, E.J. e IHARA, R.H. Págs. 173-218.
- STROTZ, R.H. (1.958): "Two propositions related to public goods" en *Review of Economics and Statistics*, XL, noviembre. Págs. 329-331.
- SUB-COMMITTEE ON ACID RAIN (1.981): *Still Waters. The chilling reality of Acid Rain*. Minister os Supply and Services, Ottawa.
- SUDIT, E.F. y WHITCOMB, D.K. (1.976): "Externality Production Functions" en LIN, S.A.Y. Págs. 247-258.
- SWANEY, J. (1.987): "Elements of neo-institutional environmental economics" en *Journal of Economic Issues*, nº 21. Págs. 1739-1779.
- TAHVONEN, O., KAITALA, V. y POHJOLA, M. (1.993): "A Finnish-Soviet Acid Rain game: noncooperative equilibria, cost efficiency, and sulfur agreements" en *Journal of Environmental Economics and Management*, nº1(XXIV) de Enero. Págs.87-100.
- TAMAMES, R. (1.977): *Ecología y desarrollo. La Polémica sobre los Límites al Crecimiento*. Alianza Universidad, Madrid. (4ª ed. de 1.983).
- TAPIA, F. y TOHARIA, M. (1.995): *Medio ambiente: ¿alerta verde?* Acento Ed., Madrid.

- THOMPSON, E.A. y BATCHELDER, R. (1.974): "On taxation and the control of externalities: comment" en *American Economic Review*, nº 3 (LXIV), Junio. Págs. 467-471.
- TIEBOUT, M. (1.956): "A Pure Theory of Local Expenditures" en *Journal of Political Economy*, LXIV, octubre. Págs. 416-424.
- TIETEMBERG, T. (1.988): *Environmental and Natural Resource Economics*. Harper-Collins. New York. 2ª ed. y 3ª ed. de 1.992.
- TIETENBERG, T.H. (1.974): "On taxation and the control of externalities: comment" en *American Economic Review*, nº 3 (LXIV), Junio. Págs. 462-471
- TIETENBERG, T.H. (1.989): "Acid Rain reduction credits" en *Challenge*, nº2(XXXII) de Marzo-Abril. Págs. 25-29.
- TOBAR ARCE, M. (1.992): "El sustrato ecológico de la economía clásica" en VV. AA. Págs. 111-114.
- TOLLEY, G y FABIAN, R. (ed.). (1.988): *The economic value of visibility*. Blackstone Books, Mount Pleasant (MI).
- TOMLINSON, G.H. (1.985): "Forest vulnerability and the cumulative effects of Acid Rain deposition" en ADAMS, D.D. y PAGE, W.P. Págs. 255-282.
- TORRENS, I.M. (1.988): "Acid Rain: An international perspective" en MANDELBAUM, P. Págs. 5-17.

- VARIAN, H.R. (1.986): *Análisis microeconómico*. Antoni Bosch, eds. Barcelona.
- VINER, J. (1.931): "Cost curves and supply curves" en *Zeitschrift für Nationalökonomie*, Vol. III. Pags. 23-46. Existe traducción al español en STIGLER, G.J. y BOULDING, K.E.
- VV. AA. (1.972): *The Second Crisis of Economic Theory*. General Learning Press, Morristown (N.J.)
- VV. AA. (1.973): *Problemas económicos del medio ambiente*. O.C.D.E. e Instituto de Desarrollo Económico. Madrid.
- VV. AA. (1.979): *El Sector Público en las Economías de Mercado*. Espasa-Calpe, Madrid.
- VV. AA. (1.992): *Evaluación Económica de los Costes y Beneficios de la Mejora Ambiental*. Serv. de Planes y Programas de la D.G. de Planificación. Agencia del Medio Ambiente. Sevilla.
- VV. AA. (1.995): *De la Economía a la Ecología*. Ed. Trotta, Madrid.
- VV. AA. (1992b): *Actas Del IV Congreso Nacional de Economía. Desarrollo Económico y Medio Ambiente*. Aranzadi, Pamplona.
- WALDMAN, J.M., MUNGER, J.W. y JACOB, D.J. . (1.992): "Measurement methods for atmospheric acidity and Acid Deposition" en RADOJEVIC, M. y HARRISON, R.M. Págs. 205-266.

- WALRAS, L. (1.874): *Éléments d'économie politique pure. (Objet et divisions de l'économie politique et sociale. Théorie mathématique de l'échange. Du numéraire et de la monnaie)*. Corbaz, Lausana; Gullaumin, Paris y H.Georg, Paris. Existe traducción al español con el título: *Elementos de Economía Política Pura (O Teoría De La Riqueza Social)*. Alianza Editorial, Madrid. 1.987.
- WEBBER, D.J. (1.984): "Equitability reducing transboundary causes of Acid Rain: An economic incentive regulatory approach" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 219-238.
- WEITZMAN, M.L. (1.993): "The environmental discount rate" en *Discussion Papers. Harvard Institute of Economic Research*, nº 1625.
- WELLISZ, S. (1964): "On external diseconomies and the government-assisted invisible hand" en *Economica*, Noviembre. Págs. 345-362.
- WILCHER, M.E. (1.989): *The Politics of Acid Rain*. Avebury, Aldershot.
- WILSON, R., NORTH, D.W. y BALSON, W.E. (1.988): "Risk assessment and decision criteria" en MANDELBAUM, P. Págs. 151-188.
- WILLIAMS, M. (1.995): "Global warming and carbon taxation" en *Energy Economics*, nº 4 (XVII). Págs. 319-327.
- WIRL, F. (1.994): "Pigouvian taxation of energy for flow and stock externalities and strategic, noncompetitive energy pricing" en *Journal of Environmental Economics and Management*, (XXVI), Enero. Págs. 1-18.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. (1.987): *Our Common Future*. Oxford University Press. Existe traducción al español: COMISIÓN MUNDIAL DEL MEDIO AMBIENTE Y DEL DESARROLLO: *Nuestro futuro común*. Alianza Editorial, Madrid. 1.988.

YANARELLA, E.J. (1.984): "Environmental vs. ecological perspectives on Acid Rain: The American Environmental Movement and the West German Green Party" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 243-260.

YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. (1.984): *The Acid Rain debate. Scientific, economic, and political dimensions*. Westview Press, Boulder.

YANARELLA, E.J.(1.984): "The foundations of policy immobilism over Acid Rain control" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 39-56.

YANARELLA, E.W. y YANARELLA, E.J. (1.984): "Acid Rain and the social sciences: A selected bibliography" en YANARELLA, E.J. y IHARA, R.H. Págs. 317-336.

YOUNG, L. (1.977): "Alternative tax systems to correct for externalities and the technical options for firms" en *Economica*, (XLIV), Noviembre. Págs. 415-420.

ZERBE, R.O. (1.976): "The problem of Social Cost: fifteen years later" en LIN, S.A.Y. Págs. 29-36.