



Jornadas Técnicas de Ciencias Ambientales

Título

EL COSTE EXTERNO DEL CAMBIO CLIMÁTICO. SUPUESTOS Y OPCIONES ÉTICAS DE LOS MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA CALIDAD AMBIENTAL

Área

ECONOMÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL

Autor

Sergio Tirado Herrero

Institución

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ





Sergio Tirado Herrero

FORMACIÓN

De postgrado

Universidad de Alcalá [en la actualidad, desde octubre de 2002]: curso de doctorado **Cambio Global y Desarrollo Sostenible:**

De grado

Universidad de Alcalá [1996/2001]: Licenciado en **Ciencias Ambientales**

EXPERIENCIA LABORAL

Ayudante de investigación con **beca FPI** [Formación de Personal Investigador] del **Grupo de Economía Ambiental** dirigido por Diego Azqueta Oyárzun [Premio Nacional *Lucas Mallada de Economía y Medio Ambiente* en 2001]. Universidad de Alcalá (Madrid) [desde septiembre de 2002]. Proyectos:

- *Valoración económica de los costes externos ambientales de la generación de energía eléctrica* [financiado por el IDAE]
- *Análisis coste-beneficio de la Estrategia Española de Ahorro y Eficiencia Energética* [financiado por el IDAE]
- *Bases de la contabilidad ambiental de España* [financiado por la FUNCAS]

Ayudante de proyecto en el **Environmental Policy Programme** de **The Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe (the REC)** Szentendre, Hungría [<http://www.rec.org/>] [febrero 2001/ junio 2002]. Proyectos:

- *Transboundary Co-operation Through the Management of Shared Natural Resources* [<http://www.rec.org/REC/Programs/REREP/Biodiversity/Default.html>] financiado por la Agencia Suiza de Desarrollo y Cooperación [SDC]
- *Sofia Biodiversity Initiative* [<http://www.rec.org/REC/Programs/SofiaInitiatives/Biodiversity/BIO.shtml>]

Tareas: organización de seminarios (contenidos y logística), redacción de informes técnicos y de progreso, contacto día a día con las oficinas del proyecto en los 6 países de implementación del proyecto en Europa del Sureste, seguimiento de actividades, participación en misiones de campo, elaboración de presupuestos, preparación de contenidos de la página web del proyecto y contacto con posibles nuevas fuentes de financiación [*Programa Azahar* de la AECI].

CONGRESOS Y CONFERENCIAS

NATO – CCMS and Science Comittee Workshop on Desertification in the Mediterranean Region: A Security Issue [<http://epa.gov/nerlesd1/land-sci/desert/announcement.htm>]

Título: **The role of desertification in deepening the historical conflict between farmers and herders in the arid environments of Northern Africa**

Participación: comunicación oral [pendiente de convertirse en contribución a *proceedings*]

LENGUAS EXTRANJERAS

- **Inglés**: *nivel alto* (escritura, lectura y conversación)
- **Ruso**: *nivel básico*

INFORMACIÓN DE CONTACTO

[stiradoherrero@yahoo.es] [<http://www.conflicts-environment.info/>]



ESTA COMUNICACIÓN TÉCNICA TIENE CARÁCTER DE DOCUMENTO DE TRABAJO: FORMA PARTE DEL PROCESO DE ELABORACIÓN DE UN TRABAJO DE INVESTIGACIÓN TUTELADO SOBRE EL MISMO TEMA DENTRO DEL CURSO DE DOCTORADO *CAMBIO GLOBAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE* DE LA UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

"Instead of climate change we need to create the climate for change"

Klaus Toepfer

Director ejecutivo de UNEP-PNUMA

Resumen

Los métodos de valoración económica de la calidad ambiental se basan en la asignación de valores monetarios a variaciones del bienestar de la sociedad debidos a una modificación del vector de calidad ambiental. El cambio climático es un ejemplo de gran interés para plantear los fundamentos básicos de esta metodología por tratarse de un problema a escala global (el problema de la equidad) y ocurrir en un horizonte temporal intergeneracional (aplicación de tasas de descuento). De modo sintético se presentarán las dos alternativas básicas con que el análisis económico aproxima el coste externo de la emisión de gases de efecto invernadero. En primer lugar, el enfoque de disposición a pagar [*willingness to pay*] aproxima el valor monetario de esta externalidad al esfuerzo que está dispuesto a hacer la sociedad para reducir la magnitud del calentamiento global a un límite máximo definido por el Protocolo de Kyoto. En segundo lugar, el enfoque de disposición a recibir [*willingness to accept*] estima que la compensación que la sociedad tiene derecho a exigir a los agentes que emiten gases de efecto invernadero es el valor actualizado neto de los impactos futuros del cambio climático. En esta discusión se plantearán los supuestos que establece y las limitaciones que presenta el análisis económico para la toma de decisiones en aquellas políticas que, como la energética o la del transporte, tienen especial relevancia en términos de cambio climático.

Palabras clave: cambio climático, coste externo, disposición a pagar, compensación exigida, incertidumbre.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA: IMPACTOS FÍSICOS Y ENFOQUES DE VALORACIÓN

1.1. El proceso de pérdida de bienestar asociado al cambio climático

El efecto invernadero es un atributo natural de la atmósfera que permite mantener la temperatura de la troposfera a un nivel inusualmente alto mediante la captación de radiación infrarroja reemitida por la superficie de la Tierra. Los gases responsables de ello son el dióxido de carbono (CO₂), el metano (CH₄), el óxido nitroso (N₂O), los clorofluorocarbonos (CFC), el ozono (O₃) y el vapor de agua. Cuando las concentraciones de estos gases de efecto invernadero (GEI) aumentan por causas antrópicas, el efecto invernadero natural se ve potenciado artificialmente (se estima que en torno al año 2030 la capacidad de calentamiento global de la atmósfera, en Tm. equivalentes de CO₂, sea el doble que la de niveles preindustriales) hasta generar el denominado cambio climático. Las actividades antrópicas que contribuyen a intensificar el efecto invernadero natural son, además del uso de combustibles fósiles, la combustión de biomasa en todas sus variantes y



usos, la conversión de bosque tropical a tierras agrarias y la ganadería (digestión anaeróbica de materia orgánica) (Stanners y Bourdeau, 1995).

Los efectos del cambio climático sobre los sistemas ambientales del globo son múltiples, están interrelacionadas de forma compleja, llevan asociado un alto grado de incertidumbre y tienen una componente intergeneracional clara por el retraso de su aparición en el tiempo respecto de la emisión de los GEI. Al tratarse de la modificación de variables ambientales tan básicas como las climáticas, la diversidad de medios receptores que hay que considerar para una evaluación de los daños es muy amplia.

Se estima que el aumento de temperaturas entre los años 1990 y 2100 estará comprendido en el rango de 1,4-5,8^o C, lo que producirá un aumento en el nivel del mar de entre 9 y 88 centímetros. Los modelos predicen que el cambio de temperatura global tendrá como consecuencia una mayor recurrencia de extremos climáticos como las sequías, las inundaciones, los ciclones y huracanes y las olas de calor y frío. El impacto sobre los sistemas económicos y ecológicos es directo. La modificación de los procesos y condicionantes físicos de los ecosistemas generará cambios en la composición y estructura de los ecosistemas de los que depende el sistema económico. Se producirán cambios en la disponibilidad de recursos básicos, como el agua. La productividad agraria se verá modificada, y habrá regiones cuya productividad se incremente y otras cuya productividad disminuya. El consumo de energía para calefacción y refrigeración también variará. Se prevé que el ascenso del nivel del mar tenga consecuencias económicas y sociales importantes dado que las zonas costeras tienen mayor densidad de población que las interiores, y multitud de grandes centros de decisión económica y política en todo el globo están a orillas de mares y océanos. Potencialmente, y en función de la intensidad y velocidad del ascenso y de la capacidad de adaptación al cambio, se podrían producir movimientos migratorios que, actuando sinérgicamente con el resto de componentes de impacto, podrían generar conflictos sociales de escala indeterminada. Este mismo ascenso del nivel del mar traería consigo la desaparición de ecosistemas de alto valor ecológico y económico como los humedales. Se han descrito también impactos directos sobre la salud, como son la modificación de los rangos de distribución geográfica de enfermedades transmitidas por vectores como la malaria, la esquistosomiasis y el dengue y otras enfermedades infecciosas dependientes de la temperatura, además de enfermedades cardiovasculares con relación directa con los máximos de temperatura y enfermedades relacionadas con la disponibilidad de agua. Estos impactos sobre la salud se producen en múltiples direcciones y son de carácter positivo en algunos casos. Además, la distribución regional desigual de los efectos del cambio climático hace que las zonas y sociedades más vulnerables y con menor capacidad de adaptación sean las que sufran, en términos globales, los impactos negativos más intensos del cambio climático (IPCC, 2001).

El cambio climático es un problema que ha sido objeto de numerosas iniciativas internacionales desde finales de los años 70, y en la actualidad las referencias fundamentales son, en cuestiones técnicas y científicas, el IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), y el protocolo de Kyoto y las subsiguientes Conferencias de las Partes en las que se siguen negociando políticamente los objetivos de reducción de emisiones de GEI y los mecanismos para alcanzar dichos objetivos.

La actuación de España en materia de cambio climático se rige mediante el marco establecido por la Unión Europea. La UE ha suscrito con UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*), responsable institucional a nivel internacional con el protocolo de Kyoto, el compromiso de una reducción de un 8% con respecto de los niveles de 1990 en el periodo 2008-2012 para 6 GEI (CO₂, CH₄, N₂O y gases halogenados). Sin embargo, este objetivo de reducción de emisiones está siendo aplicado de manera diferencial en los distintos estados miembros por medio de un mecanismo de reparto de



responsabilidad (*burden sharing*), que permite que algunos de los estados miembros aumenten de forma controlada sus emisiones en este periodo. De esta manera, en virtud de sus condiciones biofísicas e históricas, España puede aumentar sus emisiones de GEI hasta un máximo de un 15% respecto del nivel de base definido establecido para 1990. La realidad es, sin embargo, que en el periodo 1990-1998, el aumento relativo de emisiones nacionales alcanzo más de un 20% y se estima improbable que se ajuste al objetivo acordado de aumento controlado de emisiones¹.

La emisión de GEI se debe considerar como un proceso de generación de residuos en fase gaseosa que altera la calidad del medio a escala global, lo que repercute sobre la provisión de un servicio ambiental clave (la estabilidad climática). Dado que el clima es una variable ambiental básica, los costes asociados a los impactos negativos del cambio climático son muy considerables. Las características peculiares de España como país mediterráneo situado en una interfase de climas contrastados (se puede considerar que el clima mediterráneo marca la transición entre los climas templados de Europa y los climas subtropicales de África) y con muchos kilómetros de costa lo hacen especialmente vulnerable a los ascensos del nivel del mar y a la alteración de variables clave para los sistemas productivos ecológico y económico como son la precipitación y la temperatura media, que regulan el problemático régimen hídrico de España. Según el IPCC (*ibid.* p.53), el sur de Europa tendrá cada vez más problemas relacionadas con el suministro de agua, y por esta misma razón, la productividad agrícola se verá eventualmente reducida.

1.2. Enfoques de valoración: disposición a pagar y compensación exigida

El cálculo de los costes marginales de la emisión de GEI se puede llevar desde dos perspectivas diferenciadas en su concepción y metodología. Detrás de ambos métodos, y de las diferencias en las estimaciones obtenidas por ambas vías, se encuentra la cuestión económica de cómo dar valor a un bien o servicio económico. El método de la *disposición a pagar* (*willingness to pay - WTP*) valora el coste por el lado del *productor*, de manera que se intenta determinar el valor de una unidad de masa de GEI vertida a la atmósfera por medio del coste que supone a los agentes *causantes* de la externalidad la reducción de sucesivas unidades GEI emitidas (ya sea por mejora en la eficiencia del consumo de energía, cambio tecnológico, reducción de la producción...). El coste que han de asumir los agentes productores de estos contaminantes es directamente proporcional a la intensidad de reducción de las emisiones, por lo que la curva de costes es ascendente. Por su parte, el método de la *compensación exigida* (*willingness to accept - WTA*) estima el coste externo de emisión de GEI por el lado del *consumidor*, ya que lo relaciona con el valor monetario de la variación del bienestar derivada de los impactos (en la salud, en los cambios de la productividad de los diferentes sectores económicos por regiones, por aumento del nivel del mar...) generados por esa unidad másica adicional de contaminante emitida. Es el valor monetario de la compensación que los agentes *receptores* de la externalidad estarían dispuestos a aceptar por la disminución en su bienestar. En este caso, la curva será descendente de manera que a mayor intensidad de reducción de emisiones menor será el descenso de bienestar.

2. LA VALORACIÓN DEL COSTE EXTERNO SEGÚN EL ENFOQUE DE LA COMPENSACIÓN EXIGIDA.

¹ Fuente:

http://themes.eea.eu.int/Environmental_issues/climate/indicators/Kyoto_Protocol_targets/index.html



2.1. Nociones básicas

La estimación de los costes externos de la emisión de GEI por medio del enfoque de *compensación exigida* (método WTA) se lleva a cabo a través del análisis de los impactos sobre el bienestar humano de los efectos negativos del cambio climático, a los que se trata de asignar un valor monetario. En el caso del cambio climático, la multiplicidad de elementos e interacciones a considerar implica que la sola determinación de los impactos derivados – ya no de su magnitud – es una tarea de proporciones ingentes. La lista de impactos y de receptores (*endpoints*) es muy larga, y es necesario tener en cuenta que no todos los impactos son negativos [los parámetros del modelo FUND 2.0 consideran que el cambio climático tendrá efectos positivos sobre la esquistosomiasis y las enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Goedkoop y Spriensma, 2000)]. Una clasificación no exhaustiva de impactos implícita en Fankhauser (1995) incluye: aumento del nivel del mar, pérdida de diversidad biológica (especies y ecosistemas), impacto sobre las actividades productivas del sector primario (actividades agrarias y pesca), consumo de energía, disponibilidad de agua, capacidad recreativa del medio (*amenity*), variación de las tasas de mortalidad y morbilidad, desastres naturales, migraciones y contaminación atmosférica. Otro aspecto a tener en cuenta es que estos efectos negativos tienen una componente intertemporal muy importante, que está en función de la velocidad de desaparición del contaminante en la atmósfera. Esto significa que el coste del daño causado por una unidad de GEI emitida tiene la forma de *valor presente*, entendido como la suma de los daños futuros que ocurrirán como consecuencia del incremento de una unidad adicional de emisiones (*ibid.*, p. 62).

La gran mayoría de los estimaciones realizadas hasta el momento se basan, para construir la curva de daño, en los costes totales calculados para el escenario 2xCO₂, y conseguir información sobre el daño antes y después de este punto de referencia constituye una tarea extremadamente difícil (Fankhauser, 1995, p. 63). Además, es necesario tener en cuenta que las variables que se modelizan de forma estática (climática y socioeconómicas) son dinámicas y sus valores evolucionarán a la largo de los periodos temporales considerados (*ibid.*; Tol *et al.*, 2001, p.8). Las primeras estimaciones son de Nordhaus (1991) quien, utilizando un modelo de optimización simple calculo el coste externo del cambio climático en 7,3 dólares por tonelada de CO₂ emitida, con un rango de 0,3 a 69,5 dólares por tonelada. Las estimaciones han mejorado de la mano de los modelos predictivos y los valores que se manejan en la actualidad están en el rango de entre 5 y 20 dólares por tonelada de CO₂ emitida, sin excluir valores superiores, probablemente no superiores a 50 dólares. En el caso del metano (CH₄), los costes marginales de emisión por su contribución al cambio climático probablemente no lleguen a alcanzar los 250 dólares por tonelada, mientras que en el caso del óxido nitroso (N₂O), el tercero de los tres gases considerados responsables de una gran parte del calentamiento global, esta cifra alcanzaría no más de 7.000 dólares por tonelada emitida² (Tol *et al.*, 2001). La tendencia al incremento en los valores centrales y en los rangos de incertidumbre se deba probablemente a un mayor desarrollo de los modelos utilizados, que incluyen un rango más amplio de impactos (sobre todo aquellos que no pueden ser recogidos directamente por el mercado), a la consideración de distintas tasas de descuento y a la inclusión de factores de ponderación por regiones en función de su renta³.

² La forma convencional de agregar los efectos de los distintos GEI es a través de unos factores de caracterización derivados de los potenciales de calentamiento global (*global warming potentials*). Sin embargo, este índice se puede utilizar como una estimación del potencial de daño sólo si el primero es una función lineal del segundo, lo que no es el caso (Fankhauser, 1995, p. 67) . Sin embargo, las proporciones obtenidas entre los costes externos de emisión del CO, el CH₄ y el N₂O por Tol *et al.* (2001) parecen contradecir esta idea ya que se aproximan bastante a los potenciales de calentamiento global.

³ Dado que la utilidad marginal de la renta es una función decreciente, un impacto de igual intensidad sobre dos regiones con renta diferente alcanzará mayor valor en aquella con menor renta.



Existen diferencias importantes⁴ en las estimaciones obtenidas por ambos métodos, de manera que los valores obtenidos por el método de la compensación exigida serán mayores que los obtenidos con el método de la disposición a pagar. Posiblemente, detrás de estas desviaciones se encuentre lo que se ha denominado la incertidumbre a la hora de asignar el valor de un bien o servicio económico: uno de los resultados mejor contrastados del análisis empírico microeconómico es que los agentes individuales muestran una clara diferencia en la cantidad monetaria que están dispuestos a pagar (WTP) en comparación con la que están dispuestos a aceptar (WTA) cuando están comprando o vendiendo un bien o servicio económico (Mueser y Dow, 1997). Son varias las explicaciones⁵ que se han propuesto para entender este fenómeno. Hanemann (1991) ha señalado que en los casos en los que el bien/servicio no presenta sustitutos en su consumo, como ocurre con la capacidad de recreación del medio (*environmental amenities*), los valores obtenidos varían sensiblemente, incluso cuando el efecto renta (*income effects*) es reducido. Por su parte, Thaler (1980) y Tversky y Kahnemann (1991) proponen la existencia de un *efecto dotación* (*endowment effect*) basado en la existencia a escala de individuo ("vendedor") de un efecto de aversión a la pérdida (*loss aversion*), de manera que las pérdidas se encuentran sobrevaloradas en relación con las ganancias. De acuerdo con esta teoría, el paso al estado de propietario cambiará el punto de vista del sujeto alterando la curva de indiferencia, y provocando que estos comportamientos se desvíen de las predicciones de modelos estándar de maximización de la utilidad. Además, la disparidad entre las cantidades monetarias que los sujetos están dispuestos a pagar y a percibir es mayor cuanto mayor es la dificultad de valorar un bien, como ocurre con muchos de los bienes y servicios ambientales, que cumplen una multitud de funciones que sólo son recogidas parcialmente por el sistema de precios. Este es, de nuevo, el caso de la capacidad de recreación del medio (*environmental amenities*), en el que las diferencias entre los valores WTP y WTA serán importantes por el hecho de que los beneficios derivados de este servicio que ofrece el ecosistema son de naturaleza abstracta, difíciles de percibir, además de extenderse en el tiempo en un futuro incierto (Mueser y Dow, *op. cit.*).

2.2. Tres estimaciones consistentes

Tol *et al.*, 2001

Los autores parten del rango definido por el segundo informe de evaluación del IPCC de 5-125 dólares de 1990 por tonelada de CO₂ [que está también mencionado en Clarkson y Deyes, (2002) como estimación de partida]. Todos los estudios considerados en las tabla 1a, 1b y 1c forman parte de los denominados de "primera generación", con excepción de la estimación de Tol en Tol y Downing (2000). Éste último estudio utiliza estimaciones más optimistas, lo que significa que los costes son bajos y para una tasa de descuento alta (3%), pueden incluso ser negativos (en términos netos, no se alcanzan costes, sino beneficios marginales).

⁴ Kahnemann, Knetsch y Thaler (1990) encontraron un rango de diferencias entre los valores obtenidos por ambos métodos que iba, utilizando los valores medios, desde 1,4 hasta 4,8, y utilizando las medianas, desde 2,1 hasta 4,8. Este rango de diferencias es genérico, no ha sido calculado para el caso de las estimaciones del cambio climático.

⁵ Azqueta (1994) propone las siguientes razones para explicar las diferencias entre los valores obtenidos mediante el método de compensación exigida y el de disposición a pagar:

- La disposición a pagar por una mejora cualquiera está limitada por la renta, al contrario que la compensación que se puede exigir por una variación negativa en el bienestar.
- Normalmente la decisión que implica cambios en el bienestar que se plantea se plantea en términos discretos (importantes, no infinitesimales) y de una sola vez, lo que unido al hecho de que las personas son generalmente renuentes al riesgo y se mueven en un contexto de incertidumbre, podría explicar parte de la diferencia.
- Existencia de un *sesgo estratégico* en la respuesta
- Es posible que la persona dude de la moralidad de recibir un pago por permitir la degradación del medio ambiente.



La mayoría de las estimaciones se encuentran en la parte baja del rango, entre los 5 y los 20 US\$/tCO₂, pero valores superiores no pueden ser excluidos. Las distribuciones de probabilidad de las estimaciones están sesgadas hacia la derecha, por lo que las medias son superiores a los valores *best guess*. Esto significa que la probabilidad de que el coste marginal real del cambio climático sea mayor de lo esperado son superiores a la de que sea menor. Por ello, aunque estos costes contienen un alto grado de incertidumbre que refleja posiciones metodológicas e ideológicas, es improbable que superen los 50 US\$/tCO₂. Costes por encima de esta cantidad requieren escenarios de cambio climático, sensibilidad al impacto y criterios de valoración bastante improbables.

Las estimaciones de Tol (1999) están ponderadas con criterios de equidad, y son sensiblemente superiores (más de 3 veces) a los calculados sin criterios de equidad. Afirma la extrema sensibilidad de los resultados respecto de la tasa de descuento.

No todos los aspectos de la valoración económica de los impactos del cambio climático implica la misma incertidumbre. Algunas variables pueden ser predichas con un grado relativamente alto de confianza. Así ocurre con el calentamiento global y regional, aumento del nivel del mar y aumento de las concentraciones de CO₂, que están en relación con los rangos de distribución de las especies agrícolas, el *stress* térmico y la demanda de agua. Con menos confianza se estiman los cambios en la cantidad precipitaciones y su intensidad, la velocidad de los vientos, la radiación solar recibida. En estos casos, los intervalos de confianza caen en límites definidos, permitiendo una confianza modesta en las estimaciones sobre los impactos en la producción agrícola, en los sistemas hídricos... Por último, las estimaciones sobre cambios en la probabilidad de eventos extremos (sequías prolongadas, ciclones de gran intensidad...) o cambios de tipo catastrófico como en desprendimiento de masas de hielo ofrecen mucha menos confianza, y aún lo seguirán haciendo por algún tiempo. Y en general, los impactos que puede ser valorados a través del mercado muestran intervalos de confianza más restringidos que los que tienen que ser valorados por métodos indirectos.

Clarkson y Deyes (2002)

Se trata de un documento publicado por DEFRA (Department of Environment, Food and Rural Affairs), del Reino Unido. Los autores han revisado las referencias más importantes producidas desde la pionera de Nordhaus (1991) para recomendar un valor de referencia a utilizar por gobierno de este país para la toma de en las que tome parte el cambio climático. En opinión de Pearce (2002, p. 13), se trata de un documento al que no se querido dar excesiva publicidad porque no es *high profile*. Es en cualquier caso, un documento más divulgativo que un artículo científico, pero bien documentado y riguroso en su análisis. Las conclusiones a las que llega este estudio son las siguientes:

- El numero de estudios que han tratado de forma específica la valoración del coste social de una tonelada de CO₂ emitida (unidad básica de referencia en este campo) es relativamente pequeño. Todas las estimaciones están contenidas en el rango, para el periodo 1991-2000, en precios de 1990, en el rango de 5-125\$/tCO₂. Para el periodo 2001-2010, el rango se incrementa a 7-154\$/tCO₂. Estos rangos fueron definidos por el *Working Group III* del IPCC (1996)⁶. Las principales iniciativas para la determinación del coste marginal del CO₂ se recogen en la tabla 2.
- Existen tres factores determinantes para explicar la variabilidad de valores obtenidos por los diferentes autores y modelos. En primer lugar se menciona la identificación y valoración de los impactos físicos, es decir, el rango de categorías de impactos considerado, los valores asignados a los impactos que no pueden ser capturados por

⁶ Estos rangos no representan los *intervalos de confianza* establecidos en torno a las estimaciones, sino la dispersión de los valores *best guess* de los estudios analizados.



medio de los mercados y la manera en que los impactos inducidos por el cambio climático han sido modelizados. El segundo factor es la tasa de descuento empleada, y en tercer lugar, el uso de factores de ponderación relacionados con la renta de las diferentes regiones para la agregación del coste de impactos ocurridos en distintos lugares.

- Todos los estudios muestran una tendencia al incremento de los costes sociales, como predicen todos los modelos más avanzados,⁷ excepto el caso de Nordhaus (1991) y Ayres y Walter (que es una simplificación del modelo de Nordhaus). La razón se encuentra en que estos modelos asumen una economía sin cambios en sus flujos físicos en la que las emisiones futuras se mantienen al mismo nivel que en la actualidad.
- La mayoría de los estudios toman como punto de partida (*benchmark damage estimate*) la estimación de los costes totales, medido en forma de % del PIB, del impacto asociado a un escenario 2xCO₂.
- Todos los estudios de la tabla 2 han escogido entre el enfoque de precio sombra a través de un ejercicio de análisis coste-beneficio o el enfoque del coste social mediante el cálculo del valor monetario de los impactos computables del cambio climático sobre el bienestar humano (método de *compensación exigida*). Éste último enfoque es considerado como más fiable por los autores.
- Dada la gran incertidumbre asociada al cálculo de los costes sociales, los autores proponen una solución alternativa subóptima para el cálculo de los costes sociales: los costes marginales de reducción de emisiones. Esta alternativa estaría relacionado con la determinación de un nivel óptimo de emisiones sobre el cual se construye la curva de reducción de emisiones. En este caso, la variable importante es la magnitud de dicha reducción, que estará en relación con el compromiso de reducción adoptado (por ejemplo, a través del Protocolo de Kyoto).

Los autores toman como estimación más fiable la de Eyre *et al.* (1999) por estar entre las más actualizadas, por considerar un amplio rango de impactos distribuidos geográficamente, por utilizar las más sofisticadas técnicas de modelización y por seguir el enfoque de costes sociales marginales. Las principales características de este estudio, y de la estimación realizada a partir de él son:

- Se han empleado los dos tipos de modelos más actualizados: Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution (FUND, en este caso en su versión 1.6) y Open Framework for Climate Change Assessment. Son dos modelos muy diferentes con fortalezas diferenciadas. FUND ha sido diseñado para identificar los efectos dinámicos del cambio climático. Introduce sensibilidad en los niveles y las tasas de cambio climático para producir resultados altamente integrados. Por su parte, el modelo Open Framework es superior a FUND 1.6 en cuanto a la provisión de datos espaciales a escala de país, pero menos potente que el segundo en términos de análisis de las implicaciones económicas del cambio climático en el tiempo. La combinación de ambos modelos en el estudio es el valor añadido del mismo.

⁷ Este aumento está relacionado con el incremento de los niveles de inmisión de GEI y con el crecimiento económico y poblacional, que se supone crecerán de forma sostenida a lo largo del espectro temporal que contemplan los estudios de cambio climático.



- El modelo FUND 1.6 considera cinco grandes categorías de impacto (recursos hídricos, silvicultura, consumo de energía, agricultura, aumento del nivel del mar, ecosistemas, enfermedades cardiovasculares y respiratorias y enfermedades mortales transmitidas por vectores biológicos) en nueve regiones del mundo, en intervalos de un año entre 1990 y 2100. Se consideran impactos que son recogidos por el mercado e impactos que no son recogidos por el mercado. En esta aplicación del modelo no se han recogido impactos socialmente contingentes (*socially contingent impacts*) y los costes derivados del daño a los ecosistemas se han tratado de forma bastante *ad hoc*.
- El modelo FUND 1.6 desarrolla algunos aspectos complejos del fenómeno de forma satisfactoria: la vulnerabilidad relativa al cambio climático está relacionada a diferentes opciones de desarrollo económico, la importancia en la agricultura como sector económico disminuye al aumentar la renta per cápita, de igual manera que la tasa de afección de la malaria o la inclinación a migrar, el stress térmico aumenta con el nivel de urbanización...
- El modelo Open Framework considera siete categorías de impacto a escala de nación (recursos costeros, incluyendo protección de la costa, pérdida de humedales, pérdida de tierra firme y migraciones humanas, agricultura, recursos hídricos, biodiversidad, riesgos naturales, salud/bienestar y otros sectores). Los daños se calculan a través de funciones de daño calculadas para cada categoría y cubren impactos que son y no son recogidos por el mercado (aunque éstos últimos no son calculados explícitamente, sino calculados mediante un factor de ponderación que se multiplica por los primeros). Estas funciones son más simples y lineales que las de FUND 1.6, La mortalidad inducida por el cambio climático es valorada mediante el valor de la vida estadística, utilizando el valor de 3 millones de dólares estadounidenses de 1990. El modelo calcula los impactos con intervalos de 7 años entre 1990 y 2100, y para los años intermedios los calcula por interpolación. No está claro como recoge los mecanismos de adaptación al cambio climático.
- La tasa de descuento (en forma de tasa de preferencia intertemporal social) escogida es del 3%, de acuerdo con lo expresado por gran parte de los comenatarios que ha recibido el documento. Ésta se sostiene, además, en las estimaciones sobre la tasa de preferencia intertemporal pura, que no excedería el 1%, sobre la tasa de crecimiento de la renta per capita en el mundo y en el Reino Unido en el siglo XXI, cuya media estará en el 2%. La estimación de Tol y Downing (2000) se considera tan consistente como la elegida pero por razones de los factores de agregación de los impactos por distintas regiones se ha escogido Eyre *et al.*, 1999.
- El uso de una estimación ponderada por criterios de equidad (*equity weighting*) refleja, según los autores, el consenso sobre la necesidad de tal corrección en la literatura más actual. Eyre *et al.* (1999) utilizan un valor de la elasticidad de la utilidad marginal de la renta (*income elasticity of marginal utility*) de -1.

De acuerdo con este estudio de Eyre *et al.* (1999) se ha recomendado al gobierno del Reino Unido para su diseño de políticas un coste marginal social de 70 libras esterlinas, con un rango de sensibilidad de entre 35 libras y 140 libras, y una tendencia al aumento de 1 libra⁸ por año, en unidades monetarias de 2000, con ponderación por criterios de equidad⁹.

La magnitud central de la estimación (70 libras) ha sido determinada de forma más o menos arbitraria de las estimaciones de Eyre *et al.* (1999) para una tasa de descuento del

⁸ También procede del cálculo de Eyre *et al.*, 1999 (está implícito en la tabla 2)

⁹ La tasa de conversión utilizada por el autor para expresar el resultado en libras es 0,56 libra esterlina/ US\$.



3%. Es consistente con estimaciones sobre el coste de reducción de emisiones que siguen el método *disposición a pagar*. Así, Dames y Moore (1999) estimaron que una reducción de las emisiones de GEI en un 20% supondría un coste marginal de 100 libras por tonelada de CO₂ (la reducción prevista por el Protocolo de Kyoto sería del 5,2%, y es poco eigente). De igual manera, estos autores calculan en 45 libras por tonelada de CO₂ equivalente el coste marginal medio de todo el planeta del cumplimiento del Protocolo de Kyoto. El rango de sensibilidad, útil para un análisis del mismo tipo está sesgado hacia la derecha de igual manera que las distribuciones de probabilidad de daño para el cambio climático también lo están.

Los autores justifican el hecho de que su estimación esté por encima de la mayoría del resto de estimaciones hechas hasta la fecha porque su estudio considera más categorías de impacto que otros y el alto valor que se le otorga al aumento de riesgo de mortalidad, que hace que los impactos *non-market* sean dominantes. Además, afirman, es uno de los pocos estudios que analiza en detalle impactos que ocurren fuera de los EE.UU. La ponderación de los impactos con criterios de equidad también influye en la magnitud del valor escogido.

Pearce (2002)

David Pearce es una figura relevante en la breve historia del cálculo de costes sociales marginales del cambio climático. El equipo liderado por él bajo el *Working Group III* del IPCC produjo el rango de estimaciones 5-125 US\$ de 1990 que está asumido tácitamente en el gremio. Este documento sigue al de Clarkson y Deyes (2002), en el que se basa en ciertos aspectos y al que critica en algunos aspectos y, como este último, está orientado a definir el rango de valores que deberían ser considerados para la definición de una política en materia de cambio climático en el Reino Unido.

La tabla 3 que recoge los estudios considerados para la definición de su rango de estimaciones está basada en la de Clarkson y Deyes (2002). Sin embargo, existen dos diferencias básicas. En primer lugar, Pearce (2002) no incluye la estimación de Ayers y Walter (1991) por no ofrecer suficiente confianza al autor. Por otra parte, en la tabla 3, la mayoría de los estudios muestran los resultados del cálculo de del valor presente de las pérdidas futuras con precios de 1990 y utilizando 1990 como año base. Clarkson y Deyes (2002) ofrecen sus estimaciones corregidas en precios del año 2000 y tomando éste como año base. El efecto de estos ajustes es que las estimaciones parecen más elevadas que las que aparecen en la literatura original.

La comparación entre las diferentes estimaciones obtenidas es difícil debido a las diferentes metodologías utilizadas, las variaciones en los supuestos sobre sensibilidad climática y los parámetros económicos que soportan los modelos predictivos, y especialmente, las diferencias en los valores de la tasa descuento. En ninguno de los estudios mostrados los valores están ponderados con criterios de equidad.

Existen tres grandes líneas metodológicas en las estimaciones presentadas, al igual que en Clarkson y Deyes (2002). En primer lugar, aquellas que siguen un enfoque de análisis coste-beneficio (ACB) asumen que el coste social marginal es el daño marginal efectuado al nivel óptimo de reducción de emisiones (precio sombra), Por el contrario, en aquellas que siguen el enfoque de coste marginal (CMgS), el daño incremental se mide en comparación con un pequeño incremento de las emisiones en el momento actual, y arrojan normalmente cifras de coste social marginal más elevadas. De forma alternativa se presenta la original metodología de Schauer (1995), que utiliza consultas a expertos para descubrir los parámetros más importantes en el cálculo, o preguntándoles directamente por el coste que ellos consideran como el más probable.

Todas las estimaciones resultan ser especialmente sensibles a la tasa de descuento. En la tabla 3 se muestran las variaciones en la tasa de preferencia intertemporal pura y la más general tasa de preferencia intertemporal social (s). Esto supone un problema debido a las diferencias entre ambas medidas. Por ello, este autor propone como medida de conversión



la siguiente regla: asumiendo un crecimiento del ingreso anual de un 2% y una elasticidad de la utilidad marginal del ingreso de un -1 , una tasa de preferencia intertemporal de un 1% correspondería a una tasa social de descuento de un 3%. De esta manera, las estimaciones más recientes claramente caen dentro de 2 categorías. Nordhaus-Boyer (2000), Tol (1999), Roughgarden y Schneider (1999) y Tol y Downing (2000) producen estimaciones en el corto plazo en el rango de 4-9 US\$/tCO₂ para una tasa de descuento de un 3%, y de $-7 - 15$ US\$/tCO₂ para una tasa de descuento de 5%. La estimación de Tol y Downing para una tasa de descuento de un 2% es de 20 US\$/ tCO₂ usando un modelo diferente que Tol (1999). A la segunda categoría pertenece Eyre *et al.* (1997), que obtiene un rango de 40-50 US\$/tCO₂ para $s = 3\%$ y de 20-37 US\$ para $s = 5\%$. La diferencia básica entre la estimación de Eyre *et al.* (1997) y la de Tol y Downing (2000) es que ésta última incorpora comportamiento adaptativo. Eyre *et al.* (1997) utiliza el modelo FUND 1.6 desarrollado por Tol. Sin embargo, Tol Y Downing (2000) utilizan una versión más actualizada del modelo (FUND 2.0) que refleja la literatura más reciente en adaptación, por lo que los valores de Tol y Downing son más consistentes que los de Eyre *et al.* (1997; 1999) escogidos por Clarkson y Deyes (2000).

Como conclusión, tomado como valor de referencia las estimaciones más conservadoras de Nordhaus-Boyer (2000), Tol (1999), Roughgarden y Schneider (1999) y Tol y Downing (2000) con una tasa de descuento de un 3%, el rango de valores manejado como *base case* es 4-9 US\$/tCO₂ sin ponderación con criterios de equidad y con una tasa de descuento constante. Esta estimación podría subestimar el daño debidos a la omisión de perturbaciones climáticas de carácter catastrófico y debidos a la omisión de daños *socialmente contingentes* (como los costes derivados de migraciones humanas en masa). Sin embargo, este mismo rango podría sobreestimar el daño total porque los modelos de evaluación integrada (*integrated assessment models*) excluyen generalmente los beneficios derivados de la mejora en la capacidad recreativa del medio (*amenity benefits*), que podrían alcanzar valores significativos.

Si se pondera con criterios de equidad el rango obtenido con una elasticidad de la utilidad marginal del ingreso de 1, y dándole el menor peso a la tasa de descuento más alta y viceversa, se obtiene un nuevo resultado un nuevo rango de 3,6 –22,5 US\$/tCO₂, mucho más baja que la estimación ofrecida por Clarkson y Deyes (2002), en cualquier caso. Lo que significa que la elección del modelo es también un factor clave para explicar las diferencias entre estimaciones.

Si al rango ponderado con criterios de equidad se le aplica una tasa de descuento variable, se obtendría el rango de valores propuesto por el autor como final de 7,1 – 48,2 US\$/tCO₂.

Tabla 1a. Estimaciones de los costes marginales de daño de las emisiones de CO₂ (en US\$/tCO₂) (Tol *et al.*, 2001)

| Estudio / TPIP | 0% | 1% | 3% |
|--|------------------|---------------|---------------|
| Nordhaus (1994a) <i>Best guess</i> <i>Expected value</i> | | | 5 12 |
| Peck y Teisberg (1992) | | | 10-12 |
| Fankhauser (1992) | 20 (6-45) | | |
| Cline (1992, 1993) | 6-124 | | |
| Plambeck and Hope (1996) | 440 (390-980) | 46 (20-94) | 21 (10-48) |
| Tol y Downing (2000) | 20 75 | 4 46 | -7 16 |
| Tol (1999c) <i>Best guess</i> <i>Equity weighted</i> | 73 171 | 23 60 | 9 26 |



Comentarios (en Tol *et al.*, 2001):

- TPIP: tasa de preferencia intertemporal pura, o tasa de descuento de la utilidad. La tasa de descuento más convencional equivale a la tasa de descuento de la utilidad más el crecimiento de la tasa de ingreso per cápita
- Fankhauser, 1994: resultados en forma de *expected value*. No hay certeza sobre la tasa de descuento utilizada en este caso.
- Plambeck y Hope (1996) utilizan tasas de preferencia intertemporal pura de 0%, 2% y 3%. El rango es el 95% del intervalo de confianza (incertidumbre paramétrica exclusivamente)
- Tol y Downing (2000) informan sobre el modelo FUND (línea superior) de Tol y el modelo Open Framework de Downing en la línea inferior.
- Tol (1999c) utiliza tasas de descuento del consumo de 1%, 3% y 5%, siendo el crecimiento del ingreso per capita asumido del 2% aproximadamente.

Tabla 1b. Estimaciones de los costes marginales de daño de las emisiones de metano (en US\$/tCH₄) (Tol et al., 2001)

| Estudio / TPIP | 0% | 1% | 3% |
|-----------------------------|--------------|-------------|-------------|
| Fankhauser (1994) | 108 (48-205) | | |
| Tol y Downing (2000) | -90 256 | -117 233 | -119 139 |
| Tol (1999c) | | | |
| Best guess | 141 | 89 | 52 |
| <i>Equity weighted</i> | 517 | 295 | 170 |

Comentarios (en Tol *et al.*, 2001):

- TPIP: tasa de preferencia intertemporal pura, o tasa de descuento de la utilidad. La tasa de descuento más convencional equivale a la tasa de descuento de la utilidad más el crecimiento de la tasa de ingreso per cápita
- Fankhauser, 1994: resultados en forma de *expected value*. No hay certeza sobre la tasa de descuento utilizada en este caso.
- Tol y Downing (2000) informan sobre el modelo FUND (línea superior) de Tol y el modelo Open Framework de Downing en la línea inferior.
- Tol (1999c) utiliza tasas de descuento del consumo de 1%, 3% y 5%, siendo el crecimiento del ingreso per capita asumido del 2% aproximadamente.

Tabla 1c. Estimaciones de los costes marginales de daño de las emisiones de óxido nitroso (en US\$/tN₂O) (Tol et al., 2001)

| Estudio / TPIP | 0% | 1% | 3% |
|-----------------------------|-----------------|-------------|--------------|
| Fankhauser (1994) | 2895 (805-7235) | | |
| Tol y Downing (2000) | 2351 11385 | 782 6636 | -270 2078 |
| Tol (1999c) | | | |



| | | | |
|------------------------|-------|------|------|
| <i>Best guess</i> | 7559 | 2201 | 817 |
| <i>Equity weighted</i> | 16862 | 5459 | 2217 |

Comentarios (en Tol *et al.*, 2001):

- TPIP: tasa de preferencia intertemporal pura, o tasa de descuento de la utilidad. La tasa de descuento más convencional equivale a la tasa de descuento de la utilidad más el crecimiento de la tasa de ingreso per cápita
- Fankhauser, 1994: resultados en forma de *expected value*. No hay certeza sobre la tasa de descuento utilizada en este caso.
- Tol y Downing (2000) informan sobre el modelo FUND (línea superior) de Tol y el modelo Open Framework de Downing en la línea inferior.
- Tol (1999c) utiliza tasas de descuento del consumo de 1%, 3% y 5%, siendo el crecimiento del ingreso per capita asumido del 2% aproximadamente.

Tabla 2. Costes sociales de emisiones de CO₂ en diferentes décadas (en US\$/tCO₂, precios del año 2000, tomando como base el año 2000) (Clarkson y Deyes, 2002)

| Estudio | Tipo | 1991-2000 | 2001-2010 | 2011-2020 | 2021-2030 |
|--|------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| Nordhaus, 1991 P = 1% P = (0%, 4%) | CMgS | 9,9 (3,0 - 194,9) | | | |
| Ayres y Walter, 1991 | CMgS | 38,4-44,8 | | | |
| Nordhaus 1992; 1994b P = 3% | | | | | |
| <i>Best guess</i> | ACB | 7,16 | 9,2 | 11,6 | 13,5 |
| <i>Expected value</i> | | 16,2 | 24,3 | 24,3 | - |
| Cline, 1992; 1993 S = 0% - 10% | ACB | 7,8-167,5 | 10,3-208,0 | 13,2-251,2 | 15,9-298,5 |
| Maddison, 1994 S = 5% | ACB | 8,0 | 10,9 | 15,0 | 19,9 |
| | CMgS | 8,2 | 11,3 | 15,5 | 20,5 |
| Fankhauser, 1994 P = 0%, 0,5%, 3% | CMgS | 27,4 (8,4-61,0) | 30,8 (10,0-71,4) | 34,2 (11,2-78,9) | 37,5 (12,4-86,7) |
| Eyre <i>et al.</i>, 1999/Tol, 1999a S = 1% | CMgS | FUND 1.6 | OF | FUND 1.6 | OF |
| <i>Best guess</i> | | 255 | 244 | 259 | 264 |
| <i>Equity weighted</i> | | 109 | 110 | 119 | 120 |
| S = 3% | | | | | |
| <i>Best guess</i> | | 109 | 116 | 117 | 137 |
| <i>Equity weighted</i> | | 42 | 53 | 49 | 63 |
| S = 5% | | | | | |
| <i>Best guess</i> | | 57 | 79 | 65 | 97 |
| <i>Equity weighted</i> | | 20 | 37 | 25 | 47 |
| 2000-2009 | | | | | |



| Tol y Downing, 2000 | CMgS | VLYL | VSL |
|----------------------------|------|------|------|
| P = 0% <i>Best guess</i> | | 15,9 | 29,0 |
| P = 1% <i>Best guess</i> | | 9,4 | 13,2 |
| P = 3% <i>Best guess</i> | | 4 | 1,4 |

Comentarios:

- Dado que se trata de estimaciones corregidas con precios del año 2000 y tomando como base el año 2000, los valores que se presentan en esta tabla son superiores a los que aparecen en la literatura original, referidos normalmente a 1990.
- ACB = valor sombra obtenido a través de un análisis coste-beneficio
- CMgS = valor obtenido a través de un estudio de coste marginal social.
- S = tasa de preferencia intertemporal social
- P = tasa de preferencia intertemporal pura
- La mayoría de los estudios mostrados en la tabla ya han descontado los daños en el momento de la emisión. Cuando los estudios descontaban el valor de los daños a un año común, han sido ajustados al momento de la emisión para hacer posible la comparación entre los diferentes resultados
- La mayoría de las estimaciones originales estaban originalmente expresadas en dólares estadounidenses de 1990. Para su conversión a dólares de 2000 se ha usado un factor de inflación del 35%
- Las estimaciones de Eyre *et al.* (1999) son para los periodos 1995-2004 y 2005-2014. Los resultados de los dos modelos – Open Framework y FUND 1.6 – se presentan para el dióxido de carbono emitido en ambos periodos de tiempo. Las estimaciones obtenidas mediante FUND 1.6 son las mismas que las documentadas en Tol (1999a).
- Todas las estimaciones obtenidas por Tol y Downing, 2000 son para el periodo 2000-2009. Están ponderadas con criterios de equidad (*equity weighted*) y calculadas mediante el valor de los años de vida perdidos (VLYL) y el valor de una vida estadística (VSL), técnicas ambas de valoración de cambios en el riesgo la tasa de mortalidad.

Tabla 3. Estimaciones del coste social marginal del CO₂ sin ponderación por criterios de equidad (en US\$/tCO₂) (Pearce, 2002)

| Estudio Periodo | 1991-2000 | 2001-2010 | 2011-2020 | 2021-2030 |
|---|---------------------|----------------|----------------|----------------------|
| Nordhaus, 1991 $\rho = 1$ (CMgS) $\rho = (0,4)$ (CMgS) | 9,9 3,0 – 194,9 | | | |
| Nordhaus, 1994 $\rho = 3$ <i>best guess</i> (ACB) $\rho = 3$ <i>expected value</i> (ACB) | 7,2 16,2 | 9,2 24,3 | 11,6 24,3 | 12,8 - |
| Nordhaus y Boyer, 2000 $s = 3$ <i>Optimal carbon tax</i> (ACB) | 6,4 | 9,1 | 11,9 | 15,0 |
| Fankhauser, 1995 $\rho = (0, 0,5, 3)$ (CMgS) $\rho = 0$ (CMgS) $\rho = 3$ (CMgS) | 27,4 65,6 7,3 | 30,8 - - | 34,2 - - | 37,5 84,5 11,1 |
| Cline, 1993 $s = 0 - 10$ (ACB) | 7,8 – 167, 5 | 10,3 – 208,0 | 13,2 – 251,2 | 15,9 – 298,5 |
| Peck y Teisberg, 1992 $\rho = 3$ (ACB) | 13,5 – 16,2 | 16,2- 18,9 | 18,9 – 24,3 | 24,3 – 29,7 |
| Maddison, 1994 $\rho = 1$ (CMgS) $\rho = (0,4)$ (ACB) | 8,0 8,2 | 10,9 11,3 | 15,0 15,5 | 19,9 20,5 |
| Tol, 1999 (FUND 1.6) $S = 5$ (CMgS) | 14,9 | 17,5 | 20,2 | 24,3 |



| | | | | |
|---|---|---------------------|---|-------------|
| Roughgarden y Schneider, 1999 Modelo DICE: Limite inferior = valor k en Nordhaus Límite superior = valor en Tol | 6,7 – 14,9 | 8,1 – 17,5 | 10,8 - 21,6 | 13,5 – 28,4 |
| Schauer, 1995 Expertos (por parámetros) Expertos = directos | 11,20 144,0 | | | |
| Tol y Downing, 2000 $\rho = 0$ (CMgS) $\rho = 1$ (CMgS) $\rho = 3$ (CMgS) | | 19,7 3,5 -6,8 | | |
| Plambeck y Hope, 1996 Modelo PAGE $\rho = 2$ $\rho = 3$ | 58,9 26,9 | | | |
| Eyre et al, 1997 S = 1 (CMgS) S = 3 (CMgS) S = 5 (CMgS) | 1995-2004 109-110 42-53 20-37 | | 2005-2014 119-120 49-63 25-47 | |

Comentarios:

- El rango de valores de Eyre *et al.* (1997) deriva de dos modelos diferentes: FUND 1.6 y Open Framework. Se considera que fueron exagerados en el proceso de ajuste por inflación y por las emisiones del año de base.
- Los valores de Tol y Downing (2000) son estimaciones no ponderadas de FUND 2.0, mientras que Clarkson y Deyes (2002) sólo informan de los resultados ponderados con criterios de equidad.

3. LA VALORACIÓN DEL COSTE EXTERNO SEGÚN EL ENFOQUE DE LA DISPOSICIÓN A PAGAR.

3.1. Nociones básicas

La estimación de los costes externos de la emisión de GEI por medio del enfoque de *disposición a pagar* (método WTP) se lleva a cabo por medio de la valoración económica de los costes en que tiene que incurrir la sociedad para la reducción de emisiones de CO₂ hasta un nivel que se considere como óptimo social (que, como se ha comentado, en teoría podría hallarse en el punto en el que los costes marginales de reducción de emisiones se igualan a los beneficios derivados de ésta). Para ello es necesario recurrir a curvas de costes marginales de reducción de emisiones (*marginal abatement costs - MCA*), que tienen pendiente positiva ya que el coste de reducción es directamente proporcional a su magnitud. En condiciones de un economía en régimen de libre competencia sin ninguna otra externalidad y en la que los mecanismos de control están diseñados de forma eficiente, la curva presenta las siguientes características. En primer lugar, el coste de las primeras unidades que se dejan de emitir es virtualmente nulo como resultado del valor de mercado nulo de estas emisiones. En segundo lugar, sabemos que la función de costes aumenta de forma proporcional al nivel de reducción. Y en tercer lugar, la sociedad siempre puede escoger una alternativa menos eficiente como es la aplicación de regulaciones en lugar de la curva de reducción de emisiones (Nordhaus, 1991, p. 923).



Una ventaja importante de las curvas de costes marginales de reducción de emisiones es que su forma es mucho mejor conocida que la curva de daños producidos por las emisiones, y su construcción es relativamente sencilla por medio de la observación de la respuesta de un sistema macroeconómico ante un impuesto sobre las sustancias responsables de la emisión de GEI. Sin embargo, presentan una serie de inconvenientes. En primer lugar, no toman en cuenta la acción beneficiosa los sumideros de GEI. En segundo lugar, estas curvas solo representan los efectos de los costes directos pero no las múltiples interconexiones y *efectos rebote* que se producen en un sistema económico como consecuencia de la política de reducción de emisiones, por lo que no suelen tener vínculos directos con indicadores macroeconómicos del tipo pérdidas de PIB u otro tipo de medidas de pérdidas de renta o utilidad. Y finalmente, no se suele considerar, en su utilización, que estas curvas reflejan un fenómeno dinámico, por lo que su forma cambia con el tiempo (Elzen y Both, 2002, p. 12).

Las curvas de reducción de emisiones varían entre países. Aquellos que se caractericen por una alta ineficiencia en el uso de combustibles fósiles, por ejemplo, tendrán curvas de reducción de pendientes contenidas, lo que implica que los costes de llevar a cabo una política de reducción de emisiones será menor que la de un país con una alta eficiencia energética, y viceversa (Elzen y Both, 2002, p. 11). Este es el principio en el que se basan los mecanismos de desarrollo limpio (*Clean Development Mechanism*) y de implementación conjunta (*Joint Implementation*) del protocolo de Kyoto. Una buena estimación de los costes de reducción de emisiones para los países de la UE desagregado por sectores se encuentra en (Hendriks *et al.*, 2001), como se muestra en la para el sector de suministro de energía.

3.2. El coste marginal de reducción de emisiones de la UE

En 1997, los países que son parte de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático acordaron el Protocolo de Kyoto. En este acuerdo, los países industrializados se comprometieron a limitar y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en un 5,2% respecto del nivel de 1990 (o 1995¹⁰) para el periodo 2008-2012. Los estados miembros de la Unión Europea se comprometieron entonces a una reducción de las emisiones de un 8% en comparación con la misma línea de base (*baseline*) en este mismo periodo. En 1998, los países miembros de la UE acordaron compartir el objetivo del 8%, de manera que unos países se comprometerían a una reducción más intensa del 8%, mientras que a otros (entre los que se cuenta España) les sería permitido incrementar sus emisiones de forma controlada¹¹, en lo que se conoce como esquema de *burden sharing*.

¹⁰ Esta es la fecha que se considera para el cálculo del nivel de base (*baseline*) de los gases de efecto invernadero HFC, PFC y SF₆.

¹¹ Los compromisos adquiridos por los países miembros de reducir o limitar sus emisiones de gases de efecto invernadero son (expresados en porcentaje de variación de emisiones respecto de la *baseline* de 1990): Austria (-13%), Bélgica (-7,5%), Dinamarca (-21%), Finlandia (0%), Francia (0%), Alemania (-21%), Grecia (25%), Irlanda (13%), Italia (-6,5%), Luxemburgo (-28%), Holanda (-6%), Portugal (27%), España (15%), Suecia (4%) y Reino Unido (-12,5%). Fuente: Agencia Europea de Medio Ambiente (www.eea.eu.int)



En el proceso de toma de decisiones sobre los mecanismos más adecuados para la aplicación de la reducción de emisiones acordada, se ha hecho un esfuerzo importante para determinar la opción más eficiente (con menores costes totales). La conclusión a la que llegan diversos estudios encargados por el estamento político de la UE es que el comercio de emisiones (el mecanismo que aplicaría el reparto eficiente de reducción de emisiones) entre sectores y estados miembros resultaría en menores costes totales de cumplimiento que si cada uno de los estados miembros aplicase por separado el esquema de *burden sharing* (Capros y Mantzos, 2000a; Bolk *et al.*, 2001a). Esta mejora en eficiencia se sustenta en el hecho de que los distintos sectores productivos de los distintos países miembros presentan, en función de sus características técnicas y su grado de desarrollo, unos costes marginales de reducción de emisiones diferentes. Por supuesto, este planteamiento es meramente teórico y la decisión final, de carácter político, se desvía de la solución técnicamente más eficiente de manera que se tienen en cuenta otros factores para el reparto de la carga, como son la contribución a las actuales concentraciones de CO₂ desde la Revolución Industrial.

Lo interesante desde el punto de vista de un análisis de externalidades generadas por la emisión de gases de efecto invernadero es que en este proceso de recogida de información para el diseño de una política de reducción de emisiones más eficiente (y justa¹²) se han obtenido datos reales sobre los costes marginales de reducción de emisiones. Dentro del esquema teórico planteado, estos costes se corresponderían con el método de *disposición a pagar* (*willingnes to pay*) para la valoración económica de externalidades. El coste marginal de reducción se correspondería con el esfuerzo que está dispuesta a asumir la sociedad de los países miembros de la UE para reducir sus emisiones en un 8%.

Como ejemplo de estudio consistente destaca la evaluación económica de los objetivos de reducción sectorial de emisiones para el cambio climático (Blok *et al.*, 2001a; 2001b) encargado por la Comisión Europea a las consultoras *ECOFYS Energy and Environment* y *AEA Technoloy Environment* y a la *Universidad Técnica Nacional de Atenas*. Este consorcio llevó a cabo un análisis de la asignación de objetivos de reducción de emisiones de los diferentes sectores productivos para el cumplimiento de los compromisos del Protocolo de Kyoto. Para ello se realizó un a valoración *bottom-up* por medio de la base de datos GENESIS y una *top-down* por medio del modelo PRIMES. Existen diferencias reseñables entre ambos enfoques:

- **PRIMES** (análisis *top-down*) es un modelo de equilibrio parcial utilizado para un análisis integrado de las opciones de reducción de emisiones. Esta herramienta modeliza por completo el sector energético, incluyendo todos los sectores que demandan y que ofertan energía, y lo conecta con un modelo del sistema económico. Simula el comportamiento futuro del sistema tomando un agente representativo de cada sector que realiza un conjunto de decisiones paso a paso que modelizan la producción y el uso de energía en ese sector. Utiliza tasas de descuento específicas para cada sector para simular el comportamiento de cada uno de los agentes: sectores industriales, servicios y agricultura (12%), hogares y transporte de pasajeros (17,5%), transporte público (8%), aviación, navegación y camiones (12%) y generación de energía y de vapor (8%). Se considera el acuerdo ACEA¹³. En el nivel de base

¹² Desde el punto de vista de la justicia, podría parecer que una aplicación de una carga de reducciones del 8% a todos los países y sectores podría ser la más democrática. Sin embargo, un política más refinada, que tenga información sobre los costes marginales de reducción de emisiones de los distintos agentes, aplicará la carga de reducción de emisiones en función de esos *costes marginales*, de manera que el *coste total* (la integral bajo la curva de costes marginales) para cada uno de ellos sea equivalente.

¹³ La Comisión Europea concluyó en 1998 y 1999 los acuerdos con los fabricantes de automóviles de Europa (ACEA), Japón (JAMA) y Corea (KAMA) para reducir el consumo medio de la flota de coches nuevos a 140g/km en 2008 y 2009. Ya que todos los fabricantes norteamericanos están presentes en la UE, el acuerdo ACEA



(*baseline*), el valor monetario de las emisiones de CO₂ es cero. El modelo se aplica repetidamente dando distintos valores al coste de reducción, y presenta los resultados desagregados por países y por sectores bajo el supuesto mencionado, así como el coste marginal de reducción. Los resultados también se pueden interpretar como el efecto de una tasa de emisión de CO₂ en una economía sin barreras de mercado y sin fallos en el funcionamiento del mercado. Este enfoque es menos detallado en comparación con el *bottom-up*, aunque la ventaja del enfoque *top-down* es que los resultados son 100% consistentes al interior del modelo.

- El segundo enfoque consiste en un análisis económico-técnico de opciones individuales de reducción de emisiones (enfoque *bottom-up*). Se aplica de la siguiente manera: i) para cada sector (o subsector) se identifican los procesos que implican consumo de energía y emisiones de gases de efecto invernadero, ii) se hace un inventario de las alternativas de reducción de emisiones técnicamente disponibles para los procesos relevantes, y iii) las alternativas de reducción de emisiones que pudieran hacer una contribución a la reducción de emisiones se caracterizan definiendo su potencial de reducción de emisiones, los costes de inversión, los costes de operación y mantenimiento, los beneficios de su puesta en práctica (ej: ahorros de energía) y tiempo de vida. Esta información se recoge en la base de datos **GENESIS** para calcular el potencial de reducción de emisiones total y los costes de reducción asociados por sector, país y gas. Esta base de datos contiene información sobre tecnología y costes sobre 250 alternativas de reducción de emisiones (56 en el sector energético, 24 en emisiones relacionadas con el uso de combustible, 17 en el transporte, 32 en el sector doméstico y servicios, 18 en agricultura y 13 para el sector de residuos). Toda esta información se integra tomando en cuenta lo siguiente: i) el potencial total de reducción de emisiones se obtiene incluyendo el que se espera ocurra de forma autónoma, del que se hace un seguimiento para comprobar que está realmente ocurriendo y ii) se utiliza una tasa de descuento de un 4% como medida central, en línea con la utilizada por la DG de Medio Ambiente. La ventaja de este enfoque es que las alternativas de reducción de emisiones son claras y fáciles de entender. Sin embargo, es incapaz de analizar dinámicamente cambios simultáneos o de comportamiento en las variables demanda u oferta de energía, como es el caso del modelo PRIMES.

Para la obtención de resultados finales, el estudio combinó los dos análisis (*bottom-up* y *top-down*) para producir un **metaanálisis** que complementa el análisis de emisiones de CO₂ relacionadas con la producción de energía con las estimaciones de emisiones de CO₂ sin relación con el sector energético. La tasa de descuento utilizada es del 4%, por lo que los GEI distintos del CO₂ fueron integrados *ad hoc* en el modelo PRIMES. Dado que las alternativas de reducción de emisiones para gases distintos del CO₂ son independientes del sector energético, se considera que los resultados son lo suficientemente fiables.

Los resultados de ambos enfoques, desagregados e integrados, se recogen en las tablas 4a, 4b y 4c¹⁴.

Tabla 4a. Costes marginales de reducción obtenidos en el enfoque top-down de PRIMES

también les engloba. Este estudio estima que el acuerdo ACEA reducirá las emisiones anuales de CO₂ en torno a 80 Mt. en 2008-2012. Si no se considera el acuerdo ACEA el nivel de base se incrementaría en un 35% en 2010.

¹⁴ Existen resultados desagregados para por estados miembros y por sectores, disponibles en http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/sectoral_objectives.htm



Fuente: Blok *et al.*, 2001a

| Costes marginales de reducción de emisiones | |
|--|------------------------------|
| Incluyendo la aplicación efectiva del acuerdo ACEA | 20 €/99/tCO ₂ eq. |
| Sin aplicación del acuerdo ACEA | 32 €/99/tCO ₂ eq. |

Tabla 4b. Costes marginales de reducción obtenidos en el enfoque bottom-up

Fuente: Blok *et al.*, 2001a

| Costes marginales de reducción de emisiones | |
|---|------------------------------|
| Tasa de descuento = 4% | 25 €/99/tCO ₂ eq. |
| Tasas de descuento específicas para cada sector ¹⁵ | 90 €/99/tCO ₂ eq. |

Tabla 4c. Costes marginales de reducción integrados (enfoque top-down complementado por enfoque bottom-up) para el cumplimiento en el año 2010 de los compromisos alcanzados en el Protocolo de Kyoto al menor coste posible.

Fuente: Blok *et al.*, 2001a

| Costes marginales de reducción de emisiones | |
|--|-----------------------------------|
| Asignación de objetivos sectoriales al menor coste posible en toda la UE (<i>full flexibility case</i>) | 20 €/99/tCO₂eq. |
| Asignación de objetivos sectoriales al menor coste posible en cada estado miembro (<i>burden sharing case</i>) | 42 €/99/tCO₂eq. |

En un estudio anterior de los creadores del modelo PRIMES (Capros y Mantzos, 2000a) se analiza el efecto de las distintas alternativas de aplicación de los objetivos de reducción de GEI de acuerdo con el compromiso de la UE con el Protocolo de Kyoto. Se proponen opciones cada vez más flexibles de comercio de permisos de contaminación negociables, desde la situación en que no hay comercio entre estados miembros hasta aquella en que todos los sectores que emiten GEI pueden negociar independientemente del país en que se encuentren. Se parte de un nivel de base (*baseline*) definido para el intervalo 1990-2010 (sin aplicación de la reducción del 8% del Protocolo de Kyoto, pero incluyendo los acuerdos con los fabricantes de automóviles ACEA/JAMA/KAMA) a partir del cual se aplica el modelo económico-energético PRIMES. Las conclusiones a las que llega el estudio es que los costes totales del cumplimiento del Protocolo de Kyoto por la UE son menores cuanto mayor es la flexibilidad que se introduce en su aplicación: el escenario en el que es posible el comercio de permisos de contaminación negociables entre todos los sectores de todos los estados miembros de la unión es el de menor coste total. Este estudio se puede considerar preliminar respecto del presentado anteriormente (Blok *et al.*, 2001a, 2001b). Los resultados de Blok *et al.*, 2001a, 2001b son más completos ya que Capros y Mantzos (2000a) sólo consideran las emisiones de CO₂ relacionadas con el consumo de energía.

Además de la mencionada limitación del estudio respecto a los GEI y sectores considerados, la validez de este estudio está limitada por los siguientes supuestos:

¹⁵ Una de las características del enfoque *top-down* es la utilización de tasa de descuento distintas para cada sector productivo considerado. Ver descripción del modelo PRIMES.



- No se toma en cuenta los potenciales beneficios auxiliares de la reducción del CO₂. Probablemente esto no constituye ningún sesgo en los resultados de comercio entre todos los estados miembros en el caso más flexible.
- No ha sido posible incluir los efectos de tener varias compañías representativas en un sector ya que el análisis está basado en el concepto de *compañía representativa*. La consecuencia probable es que se esté produciendo una subestimación de las ganancias del comercio de emisiones.
- Los costes de transacción del intercambio de permisos de contaminación no han sido estimados (dependen fundamentalmente del marco institucional en que se desarrollen), por lo que se asume que este mercado de permisos es perfecto, sin fricciones y sin ningún coste de transacción.

Los diferentes casos que se plantean en este estudio, y en función de los cuales se ofrecen los resultados, son:

1. **Nivel de base** (*baseline*): en el que no se aplican los compromisos del Protocolo de Kyoto (aunque sí el acuerdo ACEA de 1999 y 2000), lo que implica que las emisiones en 2010 son superiores a las de 1990.
2. Escenario **sin comercio de emisiones** entre los sectores productivos (*no EU-wide trading*): en el que el compromiso con Kyoto se aplica de forma separada en cada estado miembro, de manera que cada reduce sus emisiones de acuerdo con el esquema *burden sharing*. El estudio define dos casos

2.1 **Caso de referencia** (*least cost, no EU-wide trading*): en el interior de cada país, los objetivos de reducción de emisiones son aplicados **al menor coste** posible, que es lo que sucedería si cada estado miembro crease un mercado doméstico perfecto de permisos de contaminación.

2.2 **Caso de referencia alternativo** ("*cheese slicer*"): los objetivos del Protocolo de Kyoto se asignan uniformemente a todos los sectores al interior de los estados miembros, lo que constituye una solución no eficiente. Es un escenario extremo poco realista.

3. Escenario en el que se produce **comercio de permisos de emisión** entre los diferentes sectores que generan gases de efecto invernadero de los distintos estados miembros, con diferentes alternativas:

3.1 Comercio de emisiones entre los **sectores productores de energía** de los estados miembros



3.2 Comercio de emisiones entre los **sectores productores de energía** y las **industrias con uso intensivo de energía** de los estados miembros

3.3 Comercio de emisiones entre **todos los sectores productores** de gas de efecto invernadero

3.4 Comercio internacional de emisiones con otros países del **anexo B**

Los resultados se ofrecen en la tabla 5. Para cada uno de los casos se obtienen dos valores del coste marginal. En primer lugar, un valor del coste marginal de reducción, y en segundo lugar, el precio del permiso de contaminación en el equilibrio de este mercado. Se considera que los precios de los permisos de contaminación son el coste marginal de reducción en los sectores que participan en el mercado de permisos. El caso 1 no está presente en los resultados porque el escenario del nivel de base implica que no se hace ningún esfuerzo de reducción de emisiones. El caso 2 no tiene definido el precio de los permisos de contaminación porque no existe tal mercado. En los casos 3.1 y 3.2 el coste marginal de reducción se define para los sectores que no participan en el mercado de permisos. En los casos 3.3 y 3.4 se comprueba como el coste marginal de reducción y el precio del permiso de contaminación coinciden ya que todos los sectores participan en el mercado de permisos (situación teórica propuesta por el ejercicio). Los valores del precio de emisiones son también un *output* del modelo, esto es, no son parámetros que alimentan los resultados de costes reducción, sino un resultado más.

Tabla 5. Costes marginales de reducción de emisiones para la UE, bajo diferentes supuestos

Fuente: Capros y Mantzos, 2000^a

| Caso | Descripción | Coste marginal de reducción de emisiones (€ ₉₉ /tCO ₂) | |
|---|---|---|---------------------|
| | | Para sectores que participan en el mercado de permisos (<i>precio del permiso de contaminación</i>) | Para otros sectores |
| <i>Sin comercio de emisiones</i> | | | |
| 2.1 | Caso de referencia (<i>least cost, no EU-wide trading</i>) | - | 54,3 |
| 2.2 | Caso de referencia alternativo (" <i>cheese slicer</i> ") | - | 125,8 |
| Comercio de emisiones entre estados miembros | | | |
| 3.1 | Comercio de emisiones entre sectores productores de energía | 32,3 | 45,3 |
| 3.2 | Comercio de emisiones entre sectores productores de energía e industrias con uso intensivo de energía | 33,3 | 43,3 |
| 3.3 | Comercio de emisiones entre todos los sectores productores de gases de efecto invernadero | 32,6 | 32,6 |
| 3.4 | Comercio internacional de emisiones con otros países del anexo B | 17,7 | 17,7 |



La conclusión genérica de este estudio es que los costes – marginales y totales – de reducción de emisiones son menores cuanto más flexibles son las condiciones de aplicación de los compromisos de Kyoto (comercio de permisos de emisiones entre un mayor número de agentes responsables de la emisión de GEI), siendo el coste marginal la variable clave del ejercicio. Como se ve, se han definido una multitud de escenarios, algunos de ellos irreales, para justificar la necesidad de hacer más coste-eficiente la aplicación del esquema *burden sharing*, que es el objetivo del estudio. Dentro de este conjunto de escenarios de política de reducción de emisiones, probablemente los más cercanos a la realidad sean los casos 3.3 y 3.4 (ver valores de la tabla sombreados). Efectivamente, existe una clara intención política para reducir los costes de la aplicación de los compromisos de Kyoto en la UE por medio de un mercado de permisos de contaminación. Las características de los agentes emisores de gases de efecto invernadero (gran cantidad – prácticamente cada persona es responsable de parte de las emisiones - y muy dispersos) hacen muy difícil establecer un mercado que incluya todos los sectores de los estados miembros¹⁶. De esta manera el rango de valores estaría comprendida entre los **30 y 45 €₉₉/tCO₂**, claramente dentro del rango delimitado por el estudio de Bolk et al. (2001a; 2001b) presentado más arriba, para el que este de Capros y Mantzos (2000a) presenta resultados preliminares. Hay que recordar que este estudio sólo considera como gas de efecto invernadero el CO₂.

Otros estudios que utilizan diferentes modelos, también patrocinados por la Unión Europea para determinar la necesidad de flexibilizar la aplicación de las reducciones acordadas, arrojan resultados similares. El análisis preliminar del impacto de la implementación de un mecanismo de comercio de permisos de contaminación en la UE del IPTS- *Institute for Prospective Technology Studies* (2000), utilizando el **modelo POLES**, halla un precio de equilibrio para los permisos de contaminación transados en ese mercado de **49 €₉₉/tCO₂**. El mercado para el que se estima ese precio es un mercado no restringido (*unrestricted*) a escala de todos los estados miembros¹⁷. Frente a este valor se enfrentan los costes marginales de reducción individuales de cada uno de los países/regiones definidos en el ejercicio, en un escenario en el que no existe comercio de permisos entre países. Estos costes marginales de reducción son sensiblemente superiores en las 6 áreas definidas, que oscilan entre los **88,4** y los **317,3 €₉₉/tCO₂**¹⁸.

POLES (*Prospective Outlook for the Long-term Energy Supply*) es un modelo de simulación de escenarios de oferta y demanda de energía a largo plazo (2030). La estructura del modelo se corresponde con un sistema jerárquico de módulos interconectados a tres niveles: i) mercados energéticos internacionales, ii) balances regionales de energía, y iii) sistemas nacionales de demanda de energía, nuevas tecnologías, producción de electricidad y producción de energía primaria. Las principales variables exógenas son, para cada país, PIB y población, siendo el precio de la energía incorporado en los módulos de mercados energéticos internacionales. Su dinámica se basa en procesos recursivos de simulación en

¹⁶ La voluntad de crear un mercado de permisos de contaminación en la UE está recogida formalmente en la propuesta de directiva de 23 de octubre del 2001, (COM(2001)58). Dicha directiva contempla una fase preliminar desde 2005 hasta 2007 en la que cada uno de los estados miembros habrá implantado un mercado nacional de permisos de emisión. En esta fase preliminar, sólo el CO₂ será el gas para el que se definan permisos de emisión. Las actividades reguladas por este mercado se encuentran recogidas en el anexo I de dicha propuesta de Directiva, que se aplicará a unas 4000-5000 instalaciones, cubriendo aproximadamente el 46% de las emisiones estimadas de dióxido de carbono de la UE en 2010 (CE, 2000)

¹⁷ No se especifican en IPTS (2000) las características de ese mercado *no restringido*. Se entiende, por tanto, que se trata de un mercado en el que todos los agentes pueden participar, equivalente por tanto al caso 3.3 de Capros y Mantzos (2000).

¹⁸ A efectos de este estudio, la UE se encuentra dividida en 6 países y regiones, que son, con los correspondientes costes marginales de reducción asociados: Francia (203,3 €₉₉/tCO₂), Alemania (95,8 €₉₉/tCO₂), Italia (317,3 €₉₉/tCO₂), Reino Unido (117,9 €₉₉/tCO₂), resto de EU norte – Austria, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Irlanda, Luxemburgo, Holanda y Suecia (392,6 €₉₉/tCO₂) y resto de UE sur – España, Portugal y Grecia (88,4 €₉₉/tCO₂)



los que la demanda y la oferta de energía en cada módulo nacional/regional responden con diferente retraso a las variaciones de los precios de los mercados internacionales de los periodos precedentes. Los módulos que constituyen el modelo son: i) demanda final de energía por sector, ii) nuevas tecnologías y energías renovables, iii) el sistema de transformación energía convencional y electricidad y, iv) oferta final de energía (Gusbin *et al.*, 1999).

Por su parte, Capros y Mantzos (2000b) en un nuevo ejercicio en el que integran los 2 modelos anteriormente presentados (POLES y PRIMES), obtuvieron resultados sensiblemente superiores a los anteriores. En este caso no se trataba de una investigación patrocinada por la UE, aunque desarrollada por los mismos investigadores y bajo el mismo marco metodológico y operativo. El objetivo es la comparación de los costes totales y marginales de reducción de emisiones en diferentes escenarios de comercio de permisos de emisión con países que no pertenecen a la UE (en este sentido, se muy similar al caso 3.4 de Capros y Mantzos, 2000a, para el que sin embargo se obtienen valores diferentes).

Para todos los escenarios considerados en este estudio, el análisis PRIMES asume un ajuste con flexibilidad total al interior de los estados miembros de la UE. Se han considerado limitantes globales, y la UE se trata como un sistema económico sin ninguna asignación de reducciones de emisión *a priori* para ningún sector, combustible o país, siendo el único criterio utilizado el de la eficiencia. La metodología adoptada es similar a la de un esquema de comercio de permiso de emisiones a escala de la UE. Los tres escenarios en que opera el modelo conjunto del ejercicio son:

- Escenario NT (*no trade*): en el que no se produce comercio de emisiones con países que no pertenecen a la UE.
- Escenario PT (*partial trade*): representa una situación donde sólo ocurre comercio de emisiones con países del anexo B del protocolo de Kyoto.
- Escenario FT (*full trade*): escenario hipotético en el que se produciría comercio de emisiones con todas las regiones del mundo.

Los resultados se presentan en la tabla 6, en forma de costes marginales de reducción de emisiones en $\text{€}_{90}/\text{tCO}_2$, aunque también pueden ser interpretados como el precio del permiso de contaminación en el equilibrio. Para actualizar los valores que presentan los autores del artículo, se ha tomado el valor de la inflación acumulada en el periodo 1990-2000 del 35% que propone Pearce (2000), de forma que se obtienen los resultados de la tercera columna .

Tabla 6. Costes marginales de reducción de emisiones para la UE, bajo diferentes supuestos

Fuente: Capros y Mantzos, 2000b

| Escenario | Coste marginal de reducción de emisiones | |
|---|--|------------------------------|
| | $\text{€}_{90}/\text{tCO}_2$ | $\text{€}_{99}/\text{tCO}_2$ |
| NT (Sólo comercio al interior de la UE) | 138 | 186,3 |



| | | |
|---|----|-------|
| <i>PT</i> (Comercio con países del anexo B) | 53 | 71,55 |
| <i>FT</i> (Comercio con todas las regiones del mundo) | 19 | 25,65 |

Es interesante comprobar que los resultados obtenidos parecen ser inconsistentes con los obtenidos por los mismos autores en Capros y Mantzos (2000a). Los valores de coste marginal de reducción de los casos 3.3 y 3.4 de Capros y Mantzos (2002a) (32,6 y 17,7 €/tCO₂, respectivamente) son sensiblemente inferiores que los obtenidos en los escenarios NT y PT (186,3 y 71,55 €/tCO₂, respectivamente), que son los equivalentes en este ejercicio de Capros y Mantzos (2002b)¹⁹. Los resultados de este ejercicio complementan de alguna manera los obtenidos en Capros y Mantzos (2002a) ya que amplían las alternativas para el cumplimiento de los compromisos del protocolo de Kyoto permitiendo el comercio de permisos de emisiones con otros países no miembros de la UE (como ya se apuntaba en el caso 3.4).

3.3. Precio de los mercados de permisos de emisión reales

Desde que comenzó el comercio de permisos de emisión en 1996-7 muchas compañías han empezado a acumular dichos permisos de forma voluntaria y a ganar experiencia en este tipo de mercados, a pesar de que ningún gobierno ha impuesto restricciones a la emisión de GEI realmente vinculantes todavía. El interés en estos mercados ha crecido de forma constante desde los primeros intercambios, y parece seguir haciéndolo a pesar de la incertidumbre asociada a la política de cambio climático a escala internacional. Las características más importantes de estos incipientes mercados son (Natsource, 2001):

- **Volumen:** se han registrado aproximadamente 60 transacciones entre compañías de países fundamentalmente del anexo B hasta la fecha del análisis (2001), lo que supone un total 55 millones de toneladas de CO₂ equivalente.. dado que los participantes no están obligados a informar de estas transacciones, el tamaño del mercado será probablemente mayor.
- **Bienes intercambiados:** la mayoría de las transacciones han implicado reducciones de emisiones verificadas (VER) [Verified Emissions Reduction], que se caracterizan por estar auditadas por una tercera parte (normalmente por una auditoría o una empresa de ingeniería especializada). Sin embargo, dada que existe una posibilidad de que los VERs sean reconocidos oficialmente en el futuro como *créditos*, los compradores están cada vez más interesados en permisos de emisiones emitidos por los propios gobiernos (como en Holanda o Reino Unido) con la esperanza de que, una vez reconocidos en la jurisdicción de esa nación, sean reconocidos en el resto de jurisdicciones.
- **Gases implicados:** la práctica totalidad de las transacciones ha sido protagonizado por el CO₂ y el metano (CH₄).
- **Tipos de actividades de reducción de emisiones:** los compradores de reducciones generalmente prefieren reducciones derivadas de actividades con mayores posibilidades

¹⁹ Esta abultada diferencia hace pensar sobre la legitimidad de tal comparación. El problema es que Capros y Matzos (2002b) no explicita qué tipo de comercio se produce al interior de la UE (es decir, si se trata de la opción más eficiente económicamente – un mercado de permisos entre todos los sectores de todos los países – o no). En este caso yo he interpretado que se trata de esta opción más eficiente, y por ello he comparado los valores.



de certificación en el futuro como *créditos* de emisión. Algunas de éstas son captura de emisiones procedentes de vertederos, proyectos de cambio de combustible y de cogeneración.

- **Distribución geográfica:** la mayoría de las transacciones se han realizado entre compañías de países desarrollados, aunque algunas han tenido lugar entre vendedores de países en desarrollo y compradores de países desarrollados.
- **Motivaciones de los participantes:** los compradores de permisos están interesados en demostrar que están tomando la iniciativa para hacer frente al cambio climático antes de que sea obligado por ley hacerlo, lo que entre otras cosas mejora su imagen corporativa. Además, es una manera de adelantarse a los precios potencialmente altos de los permisos que se alcanzarían cuando el mercado global o los nacionales estén funcionando plenamente. Otras razones son las mejoras competitivas o la posibilidad de ganar experiencia directa con la práctica del comercio de emisiones.
- **Formato de las transacciones:** la mayoría de los intercambios han sido compras al contado de reducciones de emisiones, aunque han existido otras modalidades tales como las denominadas *call options*.
- **Responsabilidad legal** [liability]: la responsabilidad ante la no usabilidad o no ejecución de las reducciones de emisiones es compartida normalmente entre el comprador y el vendedor.
- **Niveles de base y control de emisiones** [baselines and monitoring]: dado que casi ningún gobierno ha establecido el protocolo para el cálculo de niveles de base y para el control de emisiones, los vendedores de reducciones de emisiones han tenido libertad para su definición, necesitando únicamente satisfacer a los potenciales compradores de su calidad.
- **Régimen de propiedad** [ownership]: los compradores normalmente requieren alguna prueba de que los vendedores son propietarios de la reducción transada y de que están autorizados para venderla, lo que ha sido un impedimento para algunas actividades de reducción de emisiones tales como proyectos con energía renovable o de gestión de la demanda.
- **Reconocimiento por parte del país anfitrión** [host country recognition]: la mayoría de los compradores prefiere adquirir reducciones de emisión obtenidas en proyectos que ya han sido reconocidas por el país en que se han producido o que tienen muchas posibilidades de hacerlo.

Con ERU: Emission Reduction Unit , AAU: Assigned Amount Unit y VER: Verified Emissions Reductions

Los **precios** de los permisos de emisión (o de las reducciones de emisiones) están lejos del equilibrio por tratarse mercados incipientes marcado carácter voluntario sobre los que quedan muchas cuestiones pendientes. No se puede afirmar de que se trate de un mercado que funcione con normalidad. Así, por ejemplo, los cambios de los precios en el tiempo están más relacionados con diferencias en los términos de la transacción que con cambios



en la oferta y la demanda. En estas etapas iniciales de los mercados no está garantizado el reconocimiento de las reducciones de emisión como *créditos* por parte de las administraciones. Esto significa que la solvencia del vendedor de las reducciones de emisión parece ser uno de los determinantes del precio de la unidad de GEI reducida, ya que aumenta la probabilidad de que dichas reducciones sean reconocidas como créditos. De esta forma se explica que las ERUs y los permisos del Reino Unido alcancen mayores precios (entre **3,5 y 8,5 US\$/tCO₂**) que las reducciones de emisiones verificadas (VERs), que alcanzan un precio de entre (entre **0,60 y 3 US\$/tCO₂**). Jotzo y Michaelowa (2001), en referencia a este último rango de precios, afirmaban que éste era tan bajo por tres razones: i) incertidumbre sobre la entrada en vigor real del protocolo de Kyoto, ii) las opciones de reducción que se están utilizando en estas primeras etapas son las de menores costes, y iii) la diversa calidad de las reducciones, muchas de las cuales no alcanzarán la certificación oficial de créditos según las reglas del protocolo de Kyoto. Por último, las características especiales del mercado interno de la compañía petrolífera BP (fundamentalmente la pequeña escala del mercado) hacen posible sus elevados precios por tonelada de GEI reducido (entre **0,50 y 25 US\$/tCO₂**). Un resumen de los precios que se están manejando en estos mercados dispersos, y de los que se estiman en el corto plazo (hasta 2008-2012) se encuentra en la tabla 7 (Natsource, 2001).

Tabla 7. Precios de los permisos de emisión en los mercados reales

Fuente: Natsource (2001).

| Tipo de activo | Vintage year | Precio por tonelada de CO ₂ e (US \$) |
|---|--------------|--|
| Reducción de emisiones verificadas (Verified Emissions Reductions -VERs) | | |
| VERs Países anexo B | 1991-2007 | \$0.60 - \$1.50 |
| VERs Países anexo B | 2008-2012 | \$1.65 - \$3.00 |
| VERs Mecanismo Desarrollo Limpio | 2000-2001 | \$1.75 - \$3.00 |
| Herramientas de conformidad | | |
| Unidades de reducción de emisiones (ERUs) de Holanda | 2008-2012 | \$4.40 - \$7.99 |
| Permisos de Dinamarca | 2001-2003 | \$3.78 |
| ERUs europeas. (ofertas indicativas). | 2008-2012 | \$7.00 - \$12.00 |
| Unidades asignadas (AAU) en la iniciativa "Australian Early Action" | 2008-2012 | \$6.00 - \$12.00 |
| Permisos en el mercado del Reino Unido | 2003 | \$8.46 |
| Permisos mercado interno de BP (fase piloto) | 1999 | \$10.00 - \$25.00 |
| Permisos mercado interno BP | 2000-2001 | \$0.50- \$25.00 |

Durante el **año 2002**, los precios de los mercados reales se han caracterizado por su volatilidad. Dependen en gran medida de la calidad de los certificados, si bien se puede observar una cierta tendencia a lo largo del año 2002. Todos estos precios han sido acordados en el contexto de CoP7 celebrada en Noviembre de 2001 (Grütter *et al*, 2002b):

- La oferta de la unidad de reducciones de emisión certificadas de Holanda (CERUPT) [Certified Emission Reduction Unit Procurement Tender] ha preseleccionado 26 proyectos de MDL en 13 países (13 en Latinoamérica, 10 en Asia y 3 en África) con un precio medio de **4,5 US\$/tCO₂eq.** La oferta ERUPT (Emission Reduction Unit



Procurement Tender] arrojó un precio medio final de **4,6 US\$/tCO₂eq**, menor que el de la primera oferta [tender] del año 2000 que obtuvo un precio medio de **7,5 US\$/tCO₂eq**. Además, el gobierno holandés cerró en enero de 2002 un contrato con IFC en el que el precio de la reducción de emisiones alcanzaba los **4 US\$/tCO₂eq**. Un acuerdo en similares condiciones se concretó entre el Banco Mundial y la Corporación Andina de Fomento.

- En marzo de 2002, 34 compañías participaron en la subasta organizada por el mercado de emisiones voluntario del Reino Unido (UKETS) [UK Emissions Trading Scheme]. El gobierno pagará un máximo de **17,5 US\$/tCO₂eq** (25 US\$/tCO₂eq antes de impuestos) en forma de incentivo para la reducción de GEI. En abril de 2002, la compañía BP hizo el primer acuerdo puntual [first spot deal] con el sistema de comercio de emisiones del Reino Unido estableciendo un precio de compra-venta de **7,2 US\$/tCO₂eq**. Desde entonces los precios han aumentado hasta alcanzar los **9 US\$/tCO₂eq** y al final de junio, **10,5 US\$/tCO₂eq**.
- El PCF [Prototype Carbon Fund] del Banco Mundial paga un precio de **3-4 US\$/tCO₂eq** mientras que el inversor recibe el certificado por unos **5,5 US\$/tCO₂eq**. Además, esta institución está en proceso de lanzar dos nuevos fondos relacionados con el cambio climático. El primero de ellos [Community Development Carbon Fund] cuenta con un precio de contrato que ronda los **3-8 US\$/tCO₂eq** y un precio de entrega al inversor de **7-7,5 US\$/tCO₂eq**. El fondo BioCarbon estará orientado hacia los proyectos de secuestro de GEI con precios similares a los de PCF (el precio del contrato ronda los **3-4 US\$/tCO₂eq** y el precio de entrega los **5,5 US\$/tCO₂eq**)

3.4. Precios de permisos de emisión futuros

Gruetter, Kappel y Staub, 2002²⁰

Dada que los mercados de permisos de emisiones (o de reducciones de emisiones, como se plantea aquí) están en el mejor de los casos, en fase piloto, es notoria la ausencia de datos reales sobre los precios de dichos permisos/reducciones una vez estén funcionando con normalidad. Por ello es de especial relevancia el ejercicio de simulación con el modelo CERT que se propone a continuación en el que se han estimado dichos valores.

Se trata de una serie de estudios bastante recientes llevados a cabo por la consultora suiza *Grütter consulting* en colaboración con otras instituciones del mismo país como el laboratorio ETH de Zurich (de donde proceden los datos de inventario que nutren el modelo de valoración de externalidades) y el instituto ORL. La versión más reciente del estudio que se presenta aquí (Grütter, Kappel y Staub, 2002b) es de diciembre de 2002 y es un informe que se presenta al NSS Program [National Strategy Studies Program] del Banco Mundial.

Todos estos estudios hacen una simulación de los mercados emergentes de reducciones de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el contexto del protocolo de Kyoto. Esto

²⁰ El texto de referencia de la información presentada en este epígrafe es Grütter, Kappel y Staub (2002c), publicado en Diciembre de ese año: *The GHG Market on the Eve of Kyoto Ratification Updated Simulations of the Market for Greenhouse Gas Emission Reductions Using the CERT Model Vs. 1.3*



significa una reducción de estos gases en un 5,2% para los países del anexo B²¹ respecto de los niveles de 1990 en el periodo de cumplimiento 2008-2012. Para ello, el protocolo de Kyoto considera tres mecanismos de flexibilidad a través de los cuales los costes de marginales de reducción pueden ser reducidos: i) los mecanismos de desarrollo limpio (MDL) [Clean Development Mechanism] para proyectos desarrollados entre países pertenecientes y no pertenecientes al anexo I (países en desarrollo), ii) mecanismos de implementación conjunta (IC) [Joint Implementation] y esquemas para el comercio y transferencia de reducciones de emisiones entre países del anexo I. A este conjunto de mecanismos se refiere el término "comercio de reducciones de emisiones".

El modelo CERT [Carbon Emission Reduction Trade] es la herramienta metodológica para la simulación de valores y la estimación de valores de precios de permisos de emisión. Se trata de un modelo de equilibrio parcial que simula el funcionamiento del incipiente comercio de reducciones de emisiones. Utiliza los *inputs* de modelo de equilibrio general computable tales como emisiones de GEI proyectadas en el horizonte temporal considerado y funciones de coste marginal de reducción. Sobre todo destaca que el modelo está diseñado para analizar la sensibilidad de los resultados de los mercados respecto de la incertidumbre asociada al desarrollo de estos mercados. Las simulaciones incorporan las decisiones de la conferencias de las partes (CoP) incluyendo las de CoP 7 en Marrakech.

Los países y regiones con que trabaja el modelo CERT proceden del modelo EPPA [Emission Prediction and Policy Assessment] del MIT [Massachusetts Institute of Technology], descritos en la tabla 8.

Tabla 8. Países y regiones considerados por el modelo CERT

Fuente: Grütter *et al.*, 2002

| Países y regiones del anexo B | Países y regiones no pertenecientes al anexo B |
|----------------------------------|--|
| USA: Estados Unidos | EEX: países exportadores de energía |
| JPN: Japón | CHN: China |
| EEC: Unión Europea (15 miembros) | IND: India |
| OOE: otros países de la OCDE | DAE: economías asiáticas dinámicas |
| EET: Europa del Este | BRA: Brasil |
| FSU: antigua Unión Soviética | ROW: resto del mundo |

Las **variables centrales** [core variables] del modelo, de las que dependen en gran medida los resultados del modelo, son:

- Proyecciones *bussines as usual* de emisiones de GEI en los países/regiones del anexo B
- Costes marginales de reducción de los GEI de todos los países/regiones

²¹ Japón, los 15 estados miembros de la UE, otros países de la OCDE (Australia, Canadá, Islandia, Nueva Zelanda, Noruega, Suiza), economías en transición de Europa del este (Bulgaria, Croacia, República Checa, Hungría, Polonia, Rumania, Eslovaquia, Eslovenia), algunos países pertenecientes a la antigua Unión Soviética (Rusia, Ucrania, Estonia, Lituania, Letonia). Estados Unidos, que teóricamente debería pertenecer al anexo B, se ha retirado del acuerdo y compromete la viabilidad del mismo.



- Reglas del mercado [rules governing the market] (suplementariedad [supplementarity], tratamiento de LULUCFs²²...)
- Comportamiento de compradores y vendedores en el mercado (participación de EE.UU., formación de monopolios, oligopolios,...)

En función de los distintos valores cualitativos y cuantitativos que adopten las variables centrales del modelo, se pueden definir una serie de escenarios de acuerdo con las siguientes variables²³:

- **Grado de participación de los EE.UU.:** los Estados Unidos anunciaron su retirada del protocolo de Kyoto con anterioridad a la sexta conferencia de las partes (CoP6) celebrada en Bonn. Las consecuencias de esta decisión sobre el futuro mercado global de reducciones de emisiones son muy importantes. La no inclusión bajo el marco del protocolo de Kyoto del mayor emisor de GEI del mundo modifica las características del mercado de permisos reduciendo del orden del 90% el precio medio estimado (Grütter *et al.*, 2002a), acercándolo a cero en según qué escenarios²⁴. En cualquier caso, no parece posible que EE.UU. se mantenga completamente aislado de los esfuerzos de reducción de emisiones de GEI, ya sea dentro del protocolo de Kyoto o en otro contexto. Los resultados de varios escenarios con diferentes grados de participación en el protocolo de Kyoto, en función del nivel de base considerado se presentan en la tabla 9.
- **Variación de las tasas de implementación de los mecanismos de desarrollo limpio (MDL):** se mide en forma de porcentaje del total de la oferta de reducciones de emisiones que se podrían que podrían aportar al mercado los proyectos de reducción, principalmente en forma de mecanismos de desarrollo limpio (MDL). Como se observa en la tabla 3, los precios de los permisos aumentan al disminuir la oferta disponible.
- **Variación de los costes de transacción:** que se calculan por tonelada de carbono transado y son mayores en el caso las reducciones de emisión certificadas [certified emission reductions] (CERs) de los mecanismos de desarrollo limpio (MDL) que en las reducciones obtenidas por medio de proyectos de implementación conjunta²⁵. En ambos casos, mayores costes de transacción implican mayores precios en el mercado, como se observa en la tabla 11.

²² Ocupación del territorio, cambios en la ocupación del territorio y actividades forestales (**Land Use, Land Use Change and Forestry activities**)

²³ El escenario base o de referencia a partir del cual se realizan estas estimaciones tiene las siguientes características: competencia, no complementariedad, costes de transacción nulos, tasa de implementación de proyectos MDL del 100% , participación de los EE.UU. en un 50% y 2%de los CERs destinados al fondo de adaptación.

²⁴ Esto implica que el sobrante de créditos de emisión asignados a Rusia y otros estados pertenecientes a la antigua Unión Soviética (*hot air*) será aproximadamente suficiente para satisfacer la demanda de los países del anexo B, incluso si los primeros desarrollan una política de reducción de emisiones muy modesta. En este contexto es muy probable que los antiguos constituyentes de la Unión Soviética adopten un comportamiento monopolístico vendiendo sólo una parte de sus permisos sobrantes con el fin de maximizar sus beneficios (aunque esto hubiera ocurrido también, en menor medida, en el caso de que EE.UU. hubiese permanecido como parte del protocolo de Kyoto) (Bernard *et al.*, 2002).

²⁵ A manera de ejemplo, valgan los valores que se utilizan en el modelo PET de Jotzo y Michaelowa (2001) para los costes de transacción: 0,75 US\$/tCO₂ para reducciones obtenidas por medio de proyectos MDL, 0,50 US\$/tCO₂ para las obtenidas con mecanismos de IC y 0,10 US\$/tCO₂ para AAUs [assigned amount units]



- **Impacto de los diferentes niveles de complementariedad / países con reglas de complementariedad:** en el contexto del protocolo de Kyoto, el concepto de complementariedad [supplementarity] implica la posibilidad de alcanzar los objetivos de reducción de emisiones por medio de la compra de reducciones a países terceros. Algunos países presentan máximos de compra de reducciones a terceros por medio de techos [ceilings]. Como se observa en la tabla 12, un aumento en la complementariedad conduce a precios más reducidos ya que el mercado funciona en condiciones de mayor eficiencia.
- **Estructura de mercado** (competencia vs. Solución Stackelberg vs. Monopolio del vendedor): es altamente improbable que los oferentes de *hot air* y todos los países no pertenecen al anexo B sean capaces formar un *cártel* con fijación de precios monopolísticos. Sin embargo, es probable que estos oferentes de *hot air* actúen como conductores de los precios [price leaders] controlando su oferta. Como se ve en la tabla 13, el precio de los permisos aumenta al avanzar desde la competencia perfecta hasta la opción monopolística pura, pasando por la solución Stackelberg (Varian, 1984) en la que los países de la antigua Unión Soviética serían los conductores de precios y otros oferentes seguirían las señales marcadas por ellos [price followers].

De esta manera, se presentan los distintos resultados correspondientes a los distintos escenarios como sigue. Los valores están expresados en dólares estadounidenses del año 2000 (US\$₂₀₀₀) y en relación a **toneladas de carbono** [tons of carbon]. Para obtener el resultado toneladas de CO₂ se ha de multiplicar, según indican los autores, por 12/44. La simulación se ha hecho para el periodo 2008-2012, tomando el año 2010 para definir el valor de referencia de los resultados (valor representativo o valor medio). Los resultados se expresan de acuerdo con estimaciones del nivel de base utilizado [BAU high, medium or low].

Tabla 9. Impacto de la participación de los EE.UU. en los precios (US\$₂₀₀₀/tC)

| | 100% participación | 50% participación | 0% participación |
|------------|--------------------|-------------------|------------------|
| Low BAU | 4-10 | 1 | 0 |
| Medium BAU | 8-23 | 2-8 | 0 |
| High BAU | 15-31 | 7-15 | 1-3 |

Tabla 10. Tasas de implementación de proyectos MDL y precios de los permisos (US\$₂₀₀₀/tC)

| | 100% implementación | 50% implementación | 0% implementación |
|------------|---------------------|--------------------|-------------------|
| Low BAU | 1 | 1 | 1-2 |
| Medium BAU | 2-8 | 4-11 | 9-23 |
| High BAU | 7-15 | 13-25 | 37-69 |

Tabla 11. Costes de transacción y precios de los permisos (US\$₂₀₀₀/tC)

| | Costes de transacción de MDL | | | Costes de transacción de IC | | |
|------------|------------------------------|-------------|--------------|-----------------------------|-------------|-------------|
| | 0 US\$ | 2 US\$ | 5US\$ | 0 US\$ | 2 US\$ | 5US\$ |
| Low BAU | 1 | 1-2 | 1-2 | 1 | 1-2 | 1-2 |
| Medium BAU | 2-8 | 4-9 | 6-10 | 2-8 | 3-9 | 3-11 |
| High BAU | 7-15 | 9-17 | 11-19 | 7-15 | 8-16 | 9-17 |

Tabla 12. Niveles de complementariedad y precios de los permisos (US\$₂₀₀₀/tC)

| | Suplementariedad en todos los países del anexo B | | Suplementariedad en la UE únicamente | |
|------------|--|----------|--------------------------------------|------------|
| | 0% | 50% | 0% | 50% |
| Low BAU | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Medium BAU | 2-8 | 0 | 2-8 | 2-4 |



| | | | | |
|----------|-------------|------------|-------------|-------------|
| High BAU | 7-15 | 1-2 | 7-15 | 5-10 |
|----------|-------------|------------|-------------|-------------|

Tabla 13. Estructura del mercado y precios de los permisos de emisión (US\$₂₀₀₀/tC)

| | Competencia perfecta | Stackelberg | Monopolio |
|------------|----------------------|-------------|---------------|
| Low BAU | 1 | 4-9 | NA |
| Medium BAU | 2-8 | 6-18 | 12-96 |
| High BAU | 7-15 | 7-15 | 63-248 |

Finalmente, los autores proponen un escenario probable para obtener estimaciones ajustadas a la realidad de las condiciones en que se va a aplicar el mercado de emisiones. Éste se define por las siguientes características: participación parcial de los EE. UU. (con un 30% de la reducción de emisiones requerida), estructura de mercado del tipo solución Stackelberg con la antigua Unión Soviética como *price leader*, costes de transacción de 2 US\$ para los CERs y de 1 US\$ para IC en economías en transición (EET), 2% de los CERs destinados al fondo de adaptación y un nivel de suplementariedad de un 50% en la UE. De acuerdo con estas condiciones, los precios proyectados con el modelo CERT se ven recogidos en la tabla 14, en US\$₂₀₀₀/tC y US\$₂₀₀₀/tCO₂. Como medida central, representativa de su ejercicio de simulación, los autores proponen el intervalo 7 –17 US\$₂₀₀₀/tC, equivalente a 2-5 US\$₂₀₀₀/tCO₂. Estas estimaciones son consistentes con ejercicios similares

Tabla 14. Estimaciones en un escenario "realista" del precio de los permisos de emisión

| | US\$ ₂₀₀₀ /tC | US\$ ₂₀₀₀ /tCO ₂ |
|------------|--------------------------|--|
| Low BAU | 3-8 | 1-2 |
| Medium BAU | 7-17 | 2-5 |
| High BAU | 10-20 | 3-6 |

Otras estimaciones con diferentes modelos y metodologías arrojan resultados similares, como es puede ver en la tabla 15.

Tabla 15. Otras estimaciones del precio de los permisos de emisión

| | US\$ ₂₀₀₀ /tC | US\$ ₂₀₀₀ /tCO ₂ |
|-------------------------------|--------------------------|--|
| Jotzo y Michaelowa, 2001 | 4 | 1 |
| Babiker, 2002 | 5 | 1 |
| Elzen, 2001 | 15-20 | 4-5 |
| Natsource, 2002 ²⁶ | 33 | 9 |
| Jakeman., 2001 | 48 | 13 |

El análisis de sensibilidad muestra que los precios son especialmente sensibles al grado de participación de los EE.UU. en la reducción de emisiones, el grado de suplementariedad en el mercado y la estructura del mercado.

Otros factores que podrían alterar los precios de los permisos, no incluidos en el modelo y por tanto tampoco en los resultados, son:

- Entrada de **Kazajstán** en el protocolo de Kyoto como país del anexo B, con lo que este país sería un oferente de *hot air*, del que se estima podría aportar al mercado 50Mt de carbono por año, lo que supondría la reducción de los precios de los permisos.

²⁶ Basado en entrevistas con los participantes en el mercado



- La no participación de **Australia** e incluso de **Canadá**, que en el contexto de un protocolo de Kyoto sin EE.UU. representan el 15% de las reducciones requeridas cada uno (con los EE.UU., representan un 5%). La no ratificación del tratado por partes de estos países supondría, igualmente, una reducción del precio de los permisos.
- La restricción de la utilización de **sumideros de carbono** en los países no pertenecientes al anexo B (LULUCFs²⁷) por parte de los países de anexo B han sido restringidos por tipo y por cantidad (artículo 12) al 1%.
- El **protocolo de Kyoto** es un proceso **que no ha concluido aún**. Quedan cuestiones por resolver como la fijación de objetivos, el tipo de objetivos, la lista definitiva de países del anexo B, e incluso la reentrada de EE.UU. Estos desarrollos futuros tendrán previsiblemente un impacto considerable sobre los precios del mercado de emisiones.

Elzen y de Moor, 2001²⁸

En la dirección de estas cuestiones no tratadas por el modelo CERT de Grütter *et al.* (2002a;2002b) parece aportar material los estudios del Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente (RIVM) de Holanda (Elzen y de Moor, 2001a; 2001b). Este organismo lleva a cabo revisiones periódicas de un modelo de simulación del mercado de permisos de emisión introduciendo las nuevas condiciones que se generan a raíz de los acuerdos adoptados en las conferencias de las partes del protocolo de Kyoto. La última estimación de los precios se ha hecho a raíz de la conferencia CoP7 en Marrakech²⁹.

La principal decisión adoptada en Marrakech fue la inclusión de 15 MtC³⁰ adicionales (de 18 MtC a 33MtC) procedentes de mejoras en la gestión forestal en Rusia en la burbuja de *hot air*, lo que aumenta la disponibilidad permisos en el mercado futuro y hace decrecer las estimaciones del precio del permiso. Además, el impacto de la previsible unión de Kazajstán al protocolo de Kyoto se considera relativamente pequeño. También disminuiría el precio de los permisos. Por ello, la viabilidad de un mercado global de los permisos en un contexto de no participación de los EE.UU. se ve seriamente amenazada por unos precios de permisos de emisión que se hacen 0 en los escenarios menos favorables. Una solución sería, como proponen los autores, restringir la oferta de permisos de emisión mediante la acumulación [banking] de los mismos por parte de los países con mayor capacidad de aportar *hot air* al mercado, esto es, la región correspondiente a la antigua Unión Soviética. Esta solución también aumentaría el precio de los permisos hasta un intervalo de 15-20 US\$₂₀₀₀/tC, lo que se correspondería con unos precios equivalentes de **4-6 US\$₂₀₀₀/tCO₂**, asimilables a los resultados conseguidos por Grütter *et al.* (2002a; 2002b). La no participación de los EE.UU. en el protocolo de Kyoto se considera por Elzen y de Moor (2001a; 2001b) como la principal causa de distorsión de los mercados futuros de permisos de emisión, y la principal amenaza a su viabilidad. Una eventual reentrada de este país al marco de Kyoto, lo que vendría cambios en la política doméstica de este país, supondría potencialmente un aumento de los precios de los permisos hasta 30 US\$₂₀₀₀/tC, esto es, en torno a **8 US\$₂₀₀₀/tCO₂**. En cualquier caso, lo que ejemplifica este esfuerzo del RIVM es la necesidad de ir adaptando las predicciones sobre

²⁷ Ver nota al pie 3

²⁸ El texto de referencia es, en este caso, Elzen y de Moor (2001a): *The Bonn Agreement and Marrakech Accords: an updated analysis*

²⁹ No es, sin embargo, la más reciente. A finales del año pasado se ha celebrado en Nueva Delhi, la octava conferencia de las partes (CoP8) entre el 23 de octubre y el 1 de noviembre 2002, que es la última sesión de la conferencia de las partes celebrada hasta la fecha.

³⁰ MtC: megatoneladas de carbono. Se recuerda que para pasar a unidades de CO₂ es necesario multiplicar por 12/44.



permisos de emisión de gases de efecto de invernadero a las distintas condiciones en que el mercado ah de operar, que vienen determinadas por los acuerdos alcanzados el proceso del protocolo de Kyoto (o cualquier marco equivalente que lo sustituya), que tiene sus puntos críticos en las conferencias de las partes.

Para realizar este ejercicio de evaluación de la efectividad ambiental y la eficiencia económica del protocolo de Kyoto, se ha utilizado el **modelo FAIR**. Este modelo ha sido diseñado para explorar cuantitativamente un abanico de alternativas en que se pueden desarrollar las políticas internacionales de cambio climático. Como input del modelo se utilizan una serie de curvas marginales de reducción de emisiones que pueden ser utilizadas para calcular costes totales y marginales. Esta curvas proceden de *WorldScan*, un modelo de equilibrio general computable multi-sectorial y multi-regional.

Zhang, 1999

El objetivo de este estudio es determinar el tamaño potencial de los mercados asociados a cada uno de los tres mecanismos de flexibilidad contemplados en el protocolo de Kyoto³¹ (comercio de emisiones, implementación conjunta y mecanismos de desarrollo limpio) en el primer periodo de cumplimiento (2008-2012), tanto por el lado de la oferta como por el dela demanda. La información de partida son las estimaciones sobre la demanda potencial que 35 países del anexo I han hecho sobre sus requerimientos de permisos de emisión además de los costes marginales de reducción de emisiones establecidos en la base de un modelo de 12 regiones. Como resultado adicional del ejercicio se obtienen los precios internacionales y domésticos de una serie de regiones de los permisos de emisión de GEI.

Adicionalmente, este ejercicio analiza la variación de estos precios (y del tamaño de los mercados asociados) respecto a cuatro diferentes escenarios de restricción del comercio de permisos de emisión [*ceilings*]. Esta propuesta de la UE al protocolo de Kyoto va destinado a incentivar la reducción de emisiones doméstica frente a la compra por parte de países deficitarios de permisos de emisión (básicamente anexo B). Se proponen, pues, los siguientes escenarios, respecto a los cuales se presentan los resultados de la tabla 16:

- Sin límites [no limits]: no se imponene restricciones a ninguno de los tres mecanismos de flexibilidad.
- Reducción del 50% sobre el escenario de emisiones *bussiness-as-usual* (BAU): el máximo de permisos a adquirir está limitado al 50% de la diferencia entre las emisiones estimadas en el nivel de base [baseline] y los objetivos del protocolo de Kyoto en 2010.
- Restricciones de la UE [EU ceilings]: documentado en la estrategia comunitaria sobre cambio climático (Unión Europea, 1999). Establece limitaciones en la venta y en la compra y en la venta de permisos de emisión.³²

³² Por el lado de la demanda, el máximo de compra permitido a un país según la propuesta de la UE viene determinado por: i) el 5% de (sus emisiones del año de base + su cantidad asignada)/2 o, ii) el 50% de la diferencia entre sus emisiones anuales reales en cualquier año entre 1994 y 2002, multiplicado por 5, y su cantidad asignada. Por el lado de la oferta, el máximo de permisos de emisión vendidos se calcularía como el 5% de (sus emisiones en el año de base + su cantidad máxima asignada)/2.



- Sin *hot air* [no hot air]: no se permite el comercio de *hot air*, indicando que cualquier transacción de reducciones de GEI efectuada debe representar reducciones de emisiones reales (domésticas).

Tabla 16. Estimaciones de las contribuciones a la reducción de emisiones de los 3 mecanismos de flexibilidad y las reducciones domésticas bajo los 4 escenarios en el año 2010 (en Mt de carbono)

Fuente: Zhang, 1999

| | Reducciones domésticas | <i>Hot air</i> | Mercado de emisiones e IC | MDL | Oferta total |
|---|------------------------|----------------|---------------------------|-------|--------------|
| Sin límites | 171,7 | 105 | 51,8 | 292,1 | 620,6 |
| 50% de reducciones respecto de emisiones BAU | 310,3 | 105 | 36,1 | 169,2 | 620,6 |
| Restricciones de la UE | 387,8 | 70,2 | 30,8 | 131,8 | 620,6 |
| Sin <i>hot air</i> | 203,5 | 0 | 59,6 | 357,5 | 620,6 |

Tabla 17. Estimaciones de los costes marginales de reducción en el caso "sin comercio" [no trading] de emisiones y precios de permisos domésticos e internacionales en los cuatro escenarios contemplados (en US\$₁₉₉₈/tCO₂)

Fuente: Zhang, 1999

| | EE.UU. | Japón | UE | Otros países OCDE | Precio internacional |
|---|--------|-------|----|-------------------|----------------------|
| Sin comercio | 44 | 85 | 2 | 9 | - |
| Sin límites | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| 50% de reducciones respecto de emisiones BAU | 12 | 34 | 2 | 2 | 1 |
| Restricciones de la UE | 22 | 39 | 1 | 3 | 1 |
| Sin <i>hot air</i> | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

Los precios más reducidos de los permisos de emisión se dan en los escenarios con complementariedad [supplementarity] (la reducción de emisiones se lleva a cabo mediante la compra de permisos de emisión y la reducción doméstica de emisiones a lo largo de la curva de costes marginales de reducción). Estos resultados son previsibles en el caso del escenario en el que no es posible comerciar con *hot air* por razones de eficiencia. Pero no lo es en el caso del elevado precio encontrado en el escenario "sin límites" (3 US\$/tCO₂ frente a 1 US\$/tCO₂). Lo que es sorprendente teniendo en cuenta que la recomendación explícita que se desprende de las conclusiones de este trabajo es que la eliminación de restricciones al comercio de permisos de emisión introduce eficiencia en el cumplimiento del protocolo de Kyoto (menores costes totales y marginales)

Jotzo y Michaelowa, 2001

En este trabajo, los autores realizan una simulación del mercado de permisos de emisión obtenidos por medio de mecanismo de desarrollo limpio (MDL) [clean development



mechanisms], cuyas estimaciones indican que serán el 32% del origen de los permisos³³, en un contexto post-CoP6 (Bonn). Para ello utiliza el modelo PET [Pelangi's Emissions Trading Model] que hace un análisis financiero puro de las reducciones de emisiones y del mercado de carbono. Llegan a la conclusión de que en ausencia de EE.UU. en el primer periodo de cumplimiento de los acuerdos de protocolo de Kyoto (hasta 2008-2012), el escenario más probable será un mercado de permisos de escasa demanda y bajos precios, con una intensa competencia entre países en vías de desarrollo para atraer inversores en este tipo de proyectos.

En su análisis de sensibilidad, el estudio proporciona varias razones para explicar la incertidumbre relativa al cálculo de los precios de los permisos procedentes de proyectos MDL, por el lado de la oferta y de la demanda. De ellos, el más relevante sin duda alguna es la salida de EE.UU. del proceso, lo que amenaza la viabilidad misma del mercado. Pero además se citan:

- Variación de la oferta de permisos disponibles en forma de *hot air* procedentes de las economías en transición (antiguos países socialistas)
- Costes de implementación y transacción del mercado
- Variación de la oferta de reducciones de emisiones certificadas (RECs) [*certified emission reduction*] a través de reglas de adicionalidad [*additionality*] y del nivel de base [*baseline*]. Esto está relacionado con la "generosidad" del nivel de base (curva que estima el incremento de las emisiones de GEI sin restricción en condiciones de no aplicación del protocolo de Kyoto), que a su vez determina la cantidad de créditos de reducción que un país ha obtenido en el desarrollo de proyectos MDL.
- Variaciones en los crecimientos estimados de emisiones *bussines-as-usual* en los países del anexo B.
- Ampliación de sumideros según el artículo 3.4 por medio de suelos agrícolas.

4. CONCLUSIONES: ALGUNOS VALORES DE COSTE EXTERNO PARA LA EMIIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.

La medida del coste externo de la emisión de gases de efecto invernadero puede realizarse por medio de dos enfoques. En primer lugar, se puede valorar lo que le cuesta a la sociedad en términos de bienestar, a través de los impactos descritos, que esas sustancias sean emitidas a la atmósfera y permanezcan en ella un tiempo determinado (*periodo de residencia*). Este enfoque podría denominarse de compensación exigida en el sentido que el valor monetario sería equivalente a la pérdida de bienestar de la sociedad (en esta caso a escala global a las características del proceso) por la que debería ser compensada por parte de los agentes

³³ Otras fuentes de permisos, con sus porcentajes, según las estimaciones de Jotzo y Michaelowa (2001), serán: reducciones domésticas en países compradores netos de permisos del anexo B (OCDE excepto EE.UU.) (16%), proyectos de implementación conjunta en economías en transición (EET) (8%) y venta de AAUs [assigned amount units] por EETs (43%)



responsables de las emisiones de estas sustancias. En segundo lugar, de forma similar al enfoque denominado de disposición a pagar, el coste externo se equipararía al esfuerzo que la sociedad tendría que hacer para evitar los daños derivados de la emisión de estas sustancias.

Cuando se pretende estimar directamente el valor monetario de la pérdida de bienestar de una sociedad afectada por el cambio climático toman relevancia cuestiones de equidad intergeneracional e intrageneracional implícitas en este proceso de degradación ambiental. Esto significa que las emisiones de una parte de las generaciones presentes y pasadas (países desarrollados en gran medida) repercutirán negativamente sobre el bienestar de las generaciones futuras, con mayor incidencia sobre los países en vías de desarrollo que sobre los desarrollados (IPCC, 2001b). Por ello, la estimación de estos costes externos pasa por el cálculo del valor presente neto de los impactos futuros, ponderados con criterios de equidad de acuerdo con el principio de la utilidad marginal decreciente de la renta. De hecho, el valor final del coste externo calculado de esta manera, medido en €/tCO₂eq., dependerá en buena medida de los dos parámetros que controlan el reparto de los costes en el tiempo y en el espacio: la *tasa de descuento* y la *elasticidad de la utilidad marginal de la renta*.

De esta manera, los valores de coste externo a los que se llega están comprendidos en entre 5 a 125 US\$ por tonelada de CO₂ equivalente (Pearce *et al.*, 1996³⁴), que es el rango tácitamente como referente aceptado por otros autores con posterioridad a esa fecha. Tol *et al.* (2001) también lo reconocen, si bien ajustan el valor del coste externo a no más de 50 US\$/tCO₂eq., proponiendo como valor más probable 20 US\$/tCO₂eq. Una revisión con formato de metaanálisis muy reciente de Pearce (2002) sugiere que el valor de este coste externo, una vez descontado y ponderado con criterios de equidad, se situaría en el rango de 7,1 – 48,2 US\$/tCO₂. Todos estos valores se han obtenido mediante modelos de simulación que predicen el daño ocurrido³⁵ año a año en todo el globo debido al cambio climático en sucesivas iteraciones. Sus limitaciones son muchas, y se deben fundamentalmente a la incertidumbre asociada a cualquier resultado, cuya varianza puede llegar a ser tan alta que invalide esos mismos valores (Tol, 2003). Pero también se deben a que están basados en un contexto de equilibrio parcial, de manera que no contemplan los ajustes con los que el sistema económico se adaptará a las nuevas condiciones climáticas globales, lo que probablemente sobrevalora el coste externo.

La aproximación al coste externo desde la perspectiva del esfuerzo que hace la sociedad para reducir las emisiones de GEIs proporciona valores con mucha menor incertidumbre pero que probablemente sólo proporcionen un límite inferior al valor real del coste externo. Todas las estimaciones hechas en este sentido deben situarse en el contexto de las reducciones recomendadas, ya que aún no acatadas por la totalidad de los países, del Protocolo de Kyoto. Una primera aproximación a este cálculo podría ser el coste marginal de reducción de emisiones, que para la UE se estima entre 20 y 42 €/tCO₂eq. (Blok *et al.*, 2001a; 2001b), pero que difícilmente es extrapolable al resto de los países y regiones dada la alta eficiencia en el consumo de energía conseguida en la UE. Los precios de los permisos de emisión, derivados de la aplicación de los mecanismos de desarrollo limpio del protocolo de Kyoto, ofrecen valores de entre 3,5 y 8,5 US\$/tCO₂eq. (Natsource, 2001), siendo probablemente el más representativo el valor de las reducciones de emisión certificadas (CERs) del *Prototype Carbon Fund* del Banco Mundial, que no superan en ningún caso los 5 US\$/ tCO₂eq. estos mercados, sin embargo, son experimentales y su volumen es muy poco representativo. Estimaciones del precio de estas reducciones certificadas en el horizonte 2010 de Gruetter *et al.* (2002) llegan a la conclusión de que el precio de los permisos estará comprendido entre 1 y 6 US\$/ tCO₂eq. En cualquier caso, estos valores son en el mejor de los casos orientativos de cual sería el precio real de los permisos de emisión en un mercado bien consolidado. Y siempre presentarán el problema de saber si la reducción propuesta por el Protocolo de Kyoto es un óptimo desde el punto de vista

³⁴ *Second Assessment Report* de IPCC.

³⁵ Debido fundamentalmente a impactos sobre la salud y las actividades productivas.



económico que reparte de forma equitativa los costes entre las generaciones futuras y las presentes, una vez tenido en cuenta el descuento del futuro. O si, como la evidencia sugiere, se trata de un objetivo de reducción político, por otra parte perfectamente legítimo, que pretende poner en marcha el proceso de reducción de emisiones que se estima necesario.

5. BIBLIOGRAFÍA AMPLIADA³⁶

- Ayres, R. U. and J. Walter (1991): 'The Greenhouse Effect: Damages, Costs and Abatement', *Environmental and Resources Economics* **1**, 237-270
- Azqueta, D. (1994) Valoración económica de la calidad ambiental, McGraw Hill, Madrid, España.
- Babiker M, Jacoby H., Reilly J., Reiner D., (2002), The Evolution of a Climate Regime: Kyoto to Marrakesh, MIT report 82
- Baranzini, A., Chesney, M. y Morisset, J. (1999) Uncertainty, climate catastrophes and global warming policy, Working Paper W85, International Academy of the Environment.
- Bernard, J. Reilly, M. Vielle, L. Viguier (2002) *How the US Withdrawal from the Kyoto Protocol May Affect the World Carbon Market: A Comparative Assessment Through Two Applied General Equilibrium Models*, Abstract for the International Energy Workshop jointly organized by the Energy Modeling Forum (EMF), International Energy Agency (IEA) and IIASA. 18-20 June 2002 at Stanford University
- BP y PWC (2001) Greenhouse gas emissions trading in BP. British Petroleum
- CE (2000) Libro Verde sobre el comercio de los derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Unión Europea. COM (00)87.
- Cline, W.R. (1992) *The Economics of Global Warming*, Washington, D.C: Institute for International Economics.
- Dames & Moore *et al.*(1999) *The Implications for the UK of an International Carbon Emissions Trading Scheme*, Report for the Department of the Environment Transport and the Regions.
- Degenhardt, S. (1998) The social costs of climate change. A critical examination, Contribution to the Workshop "Carbon Sequestration in Forests – Research Agenda after Kyoto" June 4 to 7, 1998, Majvik, Finland
- den Elzen, M. G. J. y de Moor, A. P. G. (2001a) The Bonn Agreement and Marrakech Accords: an updated analysis, RIVM report 728001017/2001
- den Elzen, M. G. J. y de Moor, A. P. G. (2001b) Evaluating the Bonn Agreement and some key issues, RIVM report 728001016/2001.

³⁶ Esta colección de referencias bibliográficas contiene las citas del texto más una serie de referencias relevantes para un estudio en detalle de la cuestión que aquí se plantea.



- Elzen, M. G. J. Den y Both, S. (2002) Modelling Emissions Trading and Abatement Costs in FAIR 1.1 Case study: the Kyoto Protocol under the Bonn-Marrakesh Agreement RIVM report 728001021/2002, Minsiterio de Medio Ambiente, Países Bajos
- Eyre, N., T.Downing, R.Hoekstra, K.Rennings, and R.Tol, (1997) *Global Warming Damages*, Final Report of the ExternE Global Warming Sub-Task, DGXII, European Commission, Brussels.
- Eyre.N et al. (1999) *Global Warming Damages*, Final Report of the ExternE Global Warming Sub-Task (Sept.98), DGXII, European Commission, Brussels.
- Fankhauser, S. (1994) 'Evaluating the Social Cost of GHG emissions', Centre for Social and Economic Research into the Global Environment, University College London and University of East Anglia, CSERGE GEC Working Paper GEC 94-01.
- Fankhauser, S. (1995) *Valuing Climate Change. The economics of the greenhouse*, Earthscan, Londres, Reino Unido.
- Fisher, A. C. 2000. Investment Under Uncertainty and Option Value in Environmental Economics. *Resource and Energy Economics* 22:197-204.
- Goedkoop, M. y Spriensma, R. (2000a) "The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report". Pré Consultants B.V.
- Goedkoop, M. y Spriensma, R. (2000b) "The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Annex". Pré Consultants B.V.
- Goldemberg, J., Squitieri, R., Stiglitz, J., Amano, A., Shaoxiong, X. y Saha, R. (1996) Introduction: scope of the assesment en IPCC (1996) *Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions. Contributions of Working Group III to 2nd Assesment of the IPCC*, Nueva York, WMO y UNEP, Cambrdige University press.
- Grütter, J., Kappel, R. y Staub, P. (2002a) *Simulating the Market for Greenhouse Gas Emission Reductions: The CERT Model*, Grütter Consulting y ETH.
- Grütter, J., Kappel, R. y Staub, P. (2002b) *The GHG Market on the Eve of Kyoto Ratification Updated Simulations of the Market for Greenhouse Gas Emission Reductions Using the CERT Model Vs. 1.3*, Grütter Consulting y ETH
- Grütter, J. (2002c) *The Potential GHG Market in EIT Countries*, Grütter Consulting
- Grütter, J. (2002d) *The Potential GHG Market in Asia*, Grütter Consulting
- Hackl, F. y Pruckner, G. J. (1999) *The economics of climate change*
- Haites, E. & Mullins, F. (2001) *Linking Domestic and Industry Greenhouse Gas Emission Trading Systems*. Prepared for: Electric Power Research Institute (EPRI), International Energy Agency (IEA) and International Emissions Trading Association. October 2001
- Hanemann, W. M. (1991) "Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?" *American Economic Review*, 81(3), pp. 635-47.
- Heal, G. y Kriström, B. (2002) Uncertainty and climate change, *Environmental and Resource Economics*, 22: 3-39
- Hendriks C., de Jager, D., de Beer, J., van Brummelen, M., Blok K. and Kerssemeeckers, M. (2001) *Economic Evaluation of Emission Reduction of Greenhouse Gases in the Energy Supply Sector in the EU Bottom-up Analysis*, Ecofys, Países Bajos
- Hernández, F. (1999) *El calentamiento global en España un análisis de sus efectos económicos ambientales*, CSIC, Madrid, España.



- IPCC (1996a): *Climate Change 1995 : Economic and Social Dimensions of Climate Change*, Contribution of WGIII to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, CUP, Chapters 3, 4, 5 and 6.
- IPCC (1996b): *The Science of Climate Change*, volume 1 of *Climate Change 1995: IPCC second assessment report*, CUP.
- IPCC (2001). "Climate change 2001. The scientific basis". http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm
- IPCC (2001). "Climate change 2001: mitigation. A report from Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change", IPCC.
- Jakeman G., Heyhoe E., Pant H., Woffenden K., Fisher B., (2001), The Kyoto Protocol, ABARE conference paper 2001.28
- Jotzo, J. y Michaelowa, A. (2001) Estimating the CDM market under the Bonn Agreement, HWWA Discussion Paper 145, Instituto de Economía Internacional de Hamburgo, Hamburgo
- Kahnemann, D., Knetsch, J. L. y Thaler, R. H. (1990) Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem, *Journal of Political Economy* 98 (6): 1325-1348.
- Kolstad, C.D. y Toman, M. (2001) "La economía de la política del clima", *Revista Asturiana de Economía*, 21: 7-72
- Maddison, D.J. (1994) 'Economics and the Environment : The Shadow price of Greenhouse Gases and Aerosols', Centre for Social and Economic Research into the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia.
- Mueser, P. R. Y Dow, J. K., (1997) Experimental Evidence on the Divergence Between Measures of Willingness to Pay and Willingness to Accept: The Role of Value Uncertainty, Working Paper MU 97-18 Universidad de Missouri-Columbia
- Natsource (2001) Review and Analysis of the Emerging International Greenhouse Gas Market. Executive Summary.
- Natsource (2002), Assessment of Private Sector Anticipatory Response to GHG Market Development
- Nordhaus, W. D. (1991) To slow or not to slow: the economics of greenhouse effect, *The Economic Journal* 101: 920-937
- Nordhaus, W.D. (1992) 'An optimal transition path for controlling greenhouse gases', *Science* 258, pp1315-1319.
- Nordhaus, W. D. (1993a) Reflections on the economics of climate change, *Journal of Economic Perspectives* 7(4): 11-25.
- Nordhaus, W. D. (1993b) Rolling the "DICE": An Optimal Transition Path for Controlling Greenhouse Gases. *Resource and Energy Economics* 15(1): 27-50.
- Nordhaus, W.D. (1994a) *Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change*, Cambridge: The MIT Press.
- Nordhaus, W.D (1994b) 'Managing the Global Commons: the Economics of Climate Change', MIT Press, Cambridge, Mass.
- Pearce , D. W. (2002) The social cost of carbon and its policy implications, disponible en http://www.ucl.ac.uk/~uctpa15/SOCIAL_COST_OF CARBON.pdf
- Pearce, D. W. y Turner, R. K. (1990) Economics of natural resources and the environment, Harvester Wheatsheaf, Hemel Hempstead, Reino Unido.



- Pearce, D. W., Cline, W. R., Achanta, A. N., Fankhauser, S., Pachauri, R. K., Tol, R. S. J. y Vellinga, P. (1996) The social costs of climate change. Greenhouse damage and benefits of control en IPCC (1996) Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions. Contributions of Working Group III to 2nd Assessment of the IPCC, Nueva York, WMO y UNEP, Cambridge University press.
- Peck, S.C. and Teisberg, T.J. (1992) CETA: A Model for Carbon Emissions Trajectory Assessment. *Energy Journal* **13** (1):55-77.
- Plambeck, E.L. and Hope, C.W. (1996) PAGE95 - An Updated Valuation of the Impacts of Global Warming. *Energy Policy* **24** (9):783-793.
- Thaler, R. H. (1980) "Toward a Positive Theory of Consumer Choice." *Journal of Economic Behavior and Organization*, *1*, pp. 39-60.
- Tol, R. S. J. (1995). The damage costs of climate change towards more comprehensive calculations. *Environmental and Resource Economics*, *5*: 353 - 374.
- Tol R.S.J (1999a): 'The Marginal Costs of Greenhouse Gas Emissions', *Energy Journal* **20** (1), pp61-81.
- Tol, R.S.J. (1999c), 'The Marginal damage costs of Greenhouse Gas Emissions', *The Energy Journal*, **20** (1), 61-81.
- Tol R.S.J and T.E.Downing (2000) 'The Marginal Costs of Climate Changing Emissions', Draft paper to be published by European Commission as part of the work for ExternE.
- Tol R.S. J, Downing T. J., Fankhauser, S., Richels, R. J. y Smith, J.B., (2001) Progress In Estimating The Marginal Costs Of Greenhouse Gas Emissions, Working Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change Centre for Marine and Climate Research, Hamburg University
- Tol, R. S. J. (2001) Equitable cost-benefit analysis of climate change policies *Ecological Economics* *36* (2001) 71-85
- Tol, R. S. J. (2002). "Welfare specifications and optimal control of climate change: an application of fund", *Energy Economics*,*24*: 367-376.
- Tol, R. S. J. (2003) Is the uncertainty about climate change too large for expected cost-benefit analysis? *Climatic Change* *56*: 265-289.
- Tol, R. S. J. y Downing T. E. (2000). "The Marginal Damage Costs of Climate Changing Gases", Institute for Environmental Studies D00/08, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Tol, R. S. J. *et al.* (2001). "Progress In Estimating The Marginal Costs Of Greenhouse Gas Emissions", Working Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change Centre for Marine and Climate Research, Hamburg University.
- Torvanger (2001) An evaluation of business implications of the Kyoto Protocol. CICERO
- Tversky, A. and Kahneman, D. (1991) "Loss Aversion in Riskless Choice: A Reference-Dependent Model." *Quarterly Journal of Economics*, *104*(4), pp. 1039-62.
- Unión Europea (1999), Community Strategy on Climate Change: Council Conclusions, No. 8346/99, 18 May, Brussels.
- Varian H. (1984) Microeconomic Analysis, New York
- Zhang, Z. X. (1999) Estimating the Size of the Potential Market for the Kyoto Flexibility Mechanisms, University of Groningen.

