

EKONOMIAZ

OMIAZ

I · 2008

Economía del cambio climático Diseño de políticas de mitigación y adaptación



EKONOMIAZ

N.º 67 - 1.º CUATRIMESTRE - 2008

EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

OGASUN ETA HERRI
ADMINISTRATIO SAILA

DEPARTAMENTO DE HACIENDA
Y ADMINISTRACIÓN PÚBLICA

Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia

Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco

Vitoria-Gasteiz, 2009

CONSEJO DE REDACCIÓN / ERREDAKZIO KONTSEILUA

Director / Zuzendaria

Iñaki Beristain Etxabe

*Dirección de Economía y Planificación. Departamento de Hacienda
y Administración Pública. Gobierno Vasco*

Subdirector / Zuzendariorde

Javier Gúrpide Ibarrola

Subdirector de la revista. Departamento de Hacienda y Administración Pública. Gobierno Vasco

Alberto Alberdi Larizgoitia
*Departamento de Industria, Comercio y Turismo.
Gobierno Vasco*

Carlos Agustín Alvarado García
Universidad de Deusto

Alexander Boto Bastegieta
Ihobe

Jesús Ferreiro Aparicio
Universidad del País Vasco

Juan Antonio Maroto Acín
Universidad Complutense de Madrid, UCM

Mikel Navarro Arancegui
Universidad de Deusto

Arantza Olalde Maguregui
*Departamento de Hacienda y Administración Pública.
Gobierno Vasco*

Juan Francisco Santacoloma Sanz
Universidad de Deusto

REDACCIÓN Y ADMINISTRACIÓN / ADMINISTRAZIO ETA ERREDAKZIO

Departamento de Hacienda y Administración Pública/Ogasun eta Herri Administrazio Saila

c/ Donostia-San Sebastián, s/n.

01010 Vitoria-Gasteiz

Teléfonos: -945/01 90 38. Administración

945/01 90 36. Redacción

<http://www1.euskadi.net/ekonomiaz>

SUSCRIPCIÓN ANUAL / URTEKO HARPIDETZA:

Particulares: 18 €. Instituciones y empresas: 30 €.

Precio de un ejemplar/Ale bakarren prezioa: 12 €.

EKONOMIAZ aldizkarian parte hartu nahi dutenek Eusko Jaur-laritzako Ogasun eta Herri Administrazio Sailera igorri beharko dituzte beren idazlanak.

Erredakzio Kontseilua beretzat gordetzen du jasotako artikulua argitaratzeko eskubidea, aurrez ebaluatzaile anonimo baten edo batzuen iritzia ezagutuko duelarik. Idazlana argitaratzeak ez du, berez, edukiarekiko adostasunik adierazi nahi, beraren erantzunkizuna egilearena eta ez beste inorena izango delarik.

Artikuluak aurkezteko arauen laburpena honako web orri hone-tan daude: http://www1.euskadi.net/ekonomiaz/articulos_e.asp

EKONOMIAZ aldizkariako artikulua indexatuak dira ondoko datutegietan: CSICeko ISOC eta American Economic Association elkarteko *Journal of Economic Literature*-k argitaratzen dituen JEL CD formatoan, e-JEL eta EconLit, LATINDEX eta DIALNET al.erta-sarean.

Todas aquellas personas que deseen colaborar en EKONOMIAZ deberán enviar sus artículos al Departamento de Hacienda y Administración Pública del Gobierno Vasco.

El Consejo de Redacción se reserva el derecho de publicar los artículos que reciba, previo sometimiento a un proceso de evaluación anónima doble. Su publicación no significa necesariamente el acuerdo con el contenido que será de responsabilidad exclusiva del autor.

Un resumen de las normas de presentación de los artículos se puede encontrar en la página web: http://www1.euskadi.net/ekonomiaz/articulos_c.asp

Los artículos de EKONOMIAZ son indexados en las bases de datos ISOC del CSIC y JEL en CD, e-JEL y EconLit del *Journal of Economic Literature* de la American Economic Association, LATINDEX y en la red de alertas DIALNET.

Argitaratzailea: Eusko Jaur-laritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia
Edita: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco
Donostia-San Sebastián, 1 - 01010 Vitoria-Gasteiz

Fotokonposaketa: RALI, S.A.
Fotocomposición: Particular de Costa, 12-14, 7.ª - 48010 Bilbao

Imprimaketa: Estudios Gráficos ZURE, S.A.
Impresión: Carretera Lutxana-Asua, 24-A - Erandio-Goikoa (Bizkaia)

Lege Gordailua: BI 2017-1985
Depósito Legal:

ISSN: 0213-3865

SUMARIO

PRESENTACIÓN

ECONOMÍA DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Coordinadora:

Diseño de políticas de mitigación y adaptación

Noemí Padrón Fumero

Cuantificación de los costes de política climática con modelos de equilibrio general computable

16

*Juan Carlos Ciscar Martínez
Denise van Regemorter*

Cambio climático y reformas fiscales verdes

30

*Xavier Labandeira Villot
Xiral López Otero
Miguel Rodríguez Méndez*

La política de mitigación del cambio climático y el doble dividendo: el caso de España

48

*Mikel González Ruiz de Eguino
M.^a Carmen Gallastegui Zulaica*

Políticas económicas y ambientales eficientes en un contexto de equilibrio general aplicado

72

*Francisco Javier André García
M. Alejandro Cardenete Flores*

El mercado de emisiones de la Unión Europea: ¿mitigación o generosidad?

92

Noemí Padrón Fumero

Política de electricidad renovable: sistema de primas frente a comercio de certificados verdes

118

*Bert Saveyn
Antonio Soria Ferrer
Tobias Wiesenthal*

Marcos de apoyo en la propuesta de directiva de renovables

140

Gonzalo Sáenz de Miera

Bioenergía en la Unión Europea

156

*Emilio Cerdá Tena
Alejandro Caparrós Gass
Paola Ovando Pol*

Opciones estratégicas para un plan energético indicativo en España

182

*Ignacio de Loyola Hierro Ausín
José Ignacio Pérez Arriaga
Carlos Ezquerro Pérez*

El papel como ciudadanos en la lucha contra el cambio climático

208

*María Mendiluce Villanueva
Carlos Ocaña Pérez de Tudela
José Ignacio Pérez Arriaga*

Análisis de los procedimientos de reducción de emisiones de CO₂ en el sector del transporte de pasajeros por carretera

234

*Pablo del Río González
Félix Hernández Álvarez*

Análisis económico de los impactos del cambio climático en el turismo

262

*Vivian Cárdenas Hernández
Jaume Roselló Nadal*

Comercio internacional y responsabilidades en las emisiones de gases de efecto invernadero. El caso español 1995-2000

284

*Mònica Serrano Gutiérrez
Jordi Roca Jusmet*

De los consumos finales de energía a los requerimientos de energía primaria y las emisiones de CO₂. Aproximación a partir de los balances de energía. Aplicación a Cataluña, 1990-2005

302

*Vicent Alcántara Escolano
Emilio Padilla Rosa
Jordi Roca Jusmet*

OTRAS COLABORACIONES

El trazado de las redes trasnacionales de la economía vasca

338

Gerardo del Cerro Santamaría

La creación de una agencia federal de refinanciación de hipotecas para evitar una recesión en Estados Unidos

372

Paul Davidson

Evaluación de la reforma del pacto de estabilidad y crecimiento: ¿nuevo y mejor?

392

*Rui Henrique Alves
Oscar Afonso*

Estimación de los beneficios y costes de un programa de vivienda de protección oficial

410

*Laura Piedra Muñoz
Manuel Jaén García*

NOTA DEL EDITOR

FE DE ERRATAS:

En el número 66 de *Ekonomiaz* se detectaron errores tipográficos en la versión impresa de los artículos titulados:

- «El sector financiero en el País Vasco. ¿Hay espacio para un *cluster* financiero regional?» de Mikel Larreina Díaz y Fernando Gómez-Bezares Pascual.
- «Índices de performance, gestión activa y eficiencia. Un análisis de sensibilidad y del fenómeno de la persistencia» de Fernando Gómez-Bezares Pascual, José Antonio Madariaga Ibarra, Javier Santibáñez Grüber y Amaia Apraiz Larragán.

En la página web <http://www1.euskadi.net/ekonomiaz> pueden consultarse sus versiones corregidas.

PRESENTACIÓN

La evidencia científica de que el planeta se está calentando rápidamente y de su causalidad —aumento del nivel de concentración de gases de efecto invernadero (GEI)— es hoy en día casi irrefutable. Son gases con tiempos de residencia en la atmósfera muy prolongados y cuyas emisiones proceden de actividades humanas vigiladas o monitorizadas desde hace décadas. Aunque la popularización del debate (y la simplificación de los conceptos) sobre la existencia o no del cambio climático resulta cuanto menos un proceso sociológicamente interesante, existe un consenso científico en torno a la idea de que el incremento de los niveles de dióxido de carbono por las emisiones antropogénicas tiene y tendrá impactos sobre el clima. Incluso Richard S. Lindzen, Catedrático de meteorología del Massachusetts Institute of Technology (MIT) y crítico más relevante de la corriente científica dominante, sostiene que el argumento de debate es la intensidad del impacto dada la capacidad de adaptación del clima como sistema natural intrínsecamente variable.

En este contexto de incertidumbre científica acerca de los impactos, y de convergencia acerca de los fundamentos, los escenarios del IV Informe del Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) que relacionan el aumento de la concentración de gases invernadero y el aumento de la temperatura media de la superficie de la Tierra (TMST) sugieren que, de no tomarse medidas para estabilizar dichas concentraciones en torno al doble del nivel actual, existe un serio riesgo de desencadenar cambios irreversibles en el sistema climático. Sin embargo, este objetivo de estabilización de la concentración de GEI —que requiere una reducción del nivel de emisiones de al menos el 75% con respecto a los niveles actuales— está asociado a un aumento de la TMST de 2° C (más de 3° C con un 5% de probabilidad). Por tanto, podemos afirmar que la humanidad ha aceptado ya un nivel moderado (o considerable) de calentamiento global.

Incluso un moderado nivel de calentamiento tendrá impactos significativos en el crecimiento económico mundial, en la vida de las personas y en los ecosistemas. El Informe Stern calcula, basándose en los estudios regionales y sectoriales detallados sobre los impactos de los patrones climáticos globales, que el coste económico de la inacción podría alcanzar el 5% del PIB global cada año, ahora y para siempre, y que podría alcanzar el 20% del PIB si se consideran riesgos de impacto de mayor amplitud. Además, Stern estima el coste de la mitigación de emisiones de efecto invernadero anualmente en el 1% del PIB global. Dejando a un lado la controversia en torno al valor actual de dichas pérdidas, y teniendo en cuenta que hemos añadido una fuente adicional de incertidumbre —el valor monetario de los impactos directos e indirectos del calentamiento— el balance favorece el sacrificio económico que supone la estabilización de emisiones a largo plazo.

Este monográfico de Ekonomiaz dedicado a la Economía del cambio climático contiene una colección de trabajos que reflejan las líneas de investigación de los equipos más competitivos en el ámbito nacional. Si bien el objetivo no ha sido hacer un recorrido descriptivo del estado de la cuestión a escala nacional o internacional, el resultado refleja las principales dificultades metodológicas en el diseño de las políticas de mitigación de cambio climático y describe el marco regulatorio de la lucha contra el cambio climático en el seno de la Unión Europea (UE).

El cambio climático es un bien (mal) público global, cuya dimensión dista considerablemente de otras externalidades ambientales. La práctica irreversibilidad de las emisiones de GEI, cuya residencia en la atmósfera puede persistir siglos, determina un desfase entre el período de la acción (costes) y el de consecuencias (beneficios) sin precedentes. Por otro lado, dado que los GEI pueden viajar alrededor del mundo en pocos días, está sujeto a otro desfase geográfico: su escala global. Ambos factores desafían por igual los fundamentos de la ciencia económica y la ingenuidad de los gobiernos nacionales en los países industrializados y menos desarrollados del planeta.

Prácticamente toda actividad económica y toda región del planeta generan emisiones de GEI. Así que toda política de lucha contra el cambio climático debe estar dirigida a alterar los fundamentos fósiles de las economías mundiales a largo plazo. La asignación de recursos que realizan los mercados desempeña un papel fundamental en la proyección de los objetivos sociales y científicos en este proceso. Por tanto, sólo en la medida en que la regulación de los mercados sea capaz de internalizar adecuadamente el coste de oportunidad social de las emisiones de GEI en las decisiones de los agentes económicos, lograremos inducir los cambios necesarios en los comportamientos individuales y colectivos. Basándose en los fundamentos de la economía de mercado, la innovación tecnológica —estimulada por procesos de difusión y transferencia— y la flexibilidad de la inversión, —vital en los procesos de sustitución de capital físico— determinarán a largo plazo el coste de las políticas nacionales e internacionales de mitigación del cambio climático.

Diseño óptimo de políticas de mitigación

Una de las líneas de investigación de mayor expansión internacional es el desarrollo de modelos macroeconómicos capaces de evaluar a largo plazo los costes y los beneficios de

las políticas de mitigación. Su desarrollo ha permitido la integración de modelos físicos y, por tanto, capturar la compleja retroalimentación entre economía y clima, dando lugar a una nueva generación de modelos denominados de Evaluación Integrada (*Integrated Assessment Models*). Desde la primera versión del modelo DICE introducida por Nordhaus en 1991, los avances en la modelización y en los resultados de este tipo de modelos en casi dos décadas han permitido una mayor comprensión de la distribución geográfica y temporal de los costes y de los beneficios del calentamiento global y de los escenarios de mitigación. El trabajo de **Juan Carlos Ciscar Martínez** y **Denise van Regemorter** utiliza el modelo de equilibrio general computable (EGC) GEM-E3, desarrollado en el seno de la Comisión Europea (IPTS), para evaluar un escenario mundial de estabilización de emisiones de GEI en el horizonte 2030 que permita limitar el incremento de la temperatura a 2° C. El GEM-E3 modeliza las interacciones entre economía, energía y medioambiente y, dado que está fundamentado microeconómicamente, también refleja el comportamiento de los principales agentes económicos —consumidores, empresas, sector público y sector exterior— en un año base y en un contexto de competencia perfecta. En concreto, los autores computan la magnitud de los costes de estabilizar la concentración de emisiones mundiales en 2030. El principal resultado de este ejercicio es que si bien el coste marginal de reducción ascendería a 40\$/tonelada de CO₂ eq. en 2020, y el doble en 2030, la pérdida de bienestar se situaría un 0,1% y un 0,15% anual en 2020 y 2030, respectivamente, con respecto al año base.

Una ventaja adicional de los modelos de equilibrio general es su capacidad para contrastar los efectos de distintos instrumentos de política ambiental en la economía y rastrear estos efectos en varias dimensiones. Este es el caso del análisis de incentivos económicos que, bien mediante la limitación de las cantidades vía permisos, bien mediante impuestos, permite calibrar la incidencia de las políticas de mitigación y su diseño óptimo. Si bien el objetivo de un impuesto ambiental es corregir el comportamiento del agente económico, independientemente de la finalidad de la recaudación obtenida con dicho impuesto, es posible lograr mejoras de bienestar adicionales si se utiliza la recaudación como instrumento para corregir distorsiones en el sistema fiscal. El impuesto, dado que internaliza los costes ambientales que se derivan de una determinada actividad económica y que permite reducir la incidencia de otros gravámenes, logra una doble mejora de bienestar o «doble dividendo» (DD). La potencia del DD puede considerarse fuerte o débil en la medida en que el impuesto ambiental genera, por sí mismo, distorsiones en los mercados y, por tanto, pérdidas de eficiencia en el sistema de bienestar. El uso de la recaudación para compensar la incidencia del impuesto ambiental en el sistema fiscal, bajo la concepción de DD débil, es el objetivo de las Reformas Fiscales Verdes (RFV).

El trabajo de **Xavier Labandeira Villot**, **Xiral López Otero** y **Miguel Rodríguez Méndez** estudia los cambios de bienestar asociados a una RFV integral que sustituye la imposición tradicional sobre el trabajo —las cotizaciones sociales— por un impuesto ambiental. Los autores analizan la incidencia de una RFV utilizando un modelo de equilibrio general, es decir, con el supuesto de que todos los mercados del sistema económico se encuentran en equilibrio en todo momento. La incidencia de la RFV sobre el bienestar depende de un balance que sólo puede contrastarse empíricamente: un efecto neto primario, asociado al primer dividendo, que refleja la diferencia entre el beneficio por la internalización del daño am-

biental y la pérdida de excedentes en los mercados por la imposición; y un efecto neto secundario, asociado al segundo dividendo o sustitución de impuestos, que refleja la diferencia entre el beneficio de «reciclar la recaudación» y las pérdidas por la interacción de la imposición ambiental con otros impuestos en un sistema fiscal de segundo óptimo. La revisión de la literatura empírica a este respecto parece determinante: las simulaciones reflejan que las RFV puede aumentar el nivel de empleo y de PIB cuando se sustituyen las cotizaciones sociales, aunque el efecto final sobre el bienestar es indeterminado. La revisión de las RFV realizadas en algunos países europeos confirma el potencial del doble dividendo de los incentivos económicos: la viabilidad de la imposición sobre el CO₂ en la lucha contra el cambio climático para sectores difusos (SND) y los beneficios derivados del reciclaje de la recaudación —ya sea impositiva o por la subasta de permisos de emisión—.

El trabajo de M.^a Carmen Gallastegui Zulaica y Mikel González Ruiz de Eguino constituye una aportación a la literatura del DD en un doble sentido: analizar la incidencia dinámica de un impuesto sobre el CO₂ en un sistema fiscal de segundo óptimo (Modelo Multisectorial Dinámico de Equilibrio General, MEGA), y contrastar la hipótesis de DD para la economía española. En este marco de análisis, los autores simulan dos escenarios: un escenario que recoge las emisiones de referencia de la economía española (BAU) hasta el año 2050, y otro de reducción de emisiones de acuerdo al Plan Nacional de Asignaciones de España para el periodo 2008-2012, es decir, el compromiso de Kioto de reducir las emisiones de carbono al 15% de las emisiones de 1990, hasta el 2050. Los resultados reflejan la relación entre el coste de la mitigación de emisiones y la hipótesis del DD, en cuatro supuestos de reciclaje de la recaudación. En línea con los resultados obtenidos por otros estudios, el coste de las reformas fiscales investigadas para España, al nivel exigido por Kioto, es positivo y, por tanto, se rechaza la hipótesis del DD fuerte. Sin embargo, con la hipótesis de DD débil, los autores señalan que reciclar la recaudación como vía de reducción de los impuestos al trabajo sería la mejor alternativa para una reforma fiscal en España.

A continuación, Francisco Javier André García y M. Alejandro Cardenete Flores realizan una contribución que combina un modelo de decisión multicriterio con programación multiobjetivo —que permite alinear el objetivo de mitigación de CO₂ con el resto de objetivos económicos— y un modelo de equilibrio general para investigar el diseño óptimo de políticas públicas eficientes. La complejidad de las relaciones entre objetivos tales como crecimiento económico, empleo, o déficit público y la lucha contra el cambio climático, dificultan la toma de decisiones en el marco de las políticas públicas. En este contexto, la calibración del modelo para la economía española con los datos de la matriz de contabilidad social (SAM) proporciona resultados indicativos tan interesantes como el porcentaje de emisiones de CO₂ que se deriva de cada punto porcentual de crecimiento económico, o la combinación óptima de instrumentos para reducir las emisiones minimizando las pérdidas de renta.

Políticas de mitigación en el sector energético y la industria pesada

La descarbonización de las economías mundiales requiere el uso de incentivos económicos que dirijan, a largo plazo, un cambio tecnológico generalizado en los sectores energéti-

cos e industriales. El liderazgo de las políticas de la UE en este contexto queda reflejado en dos iniciativas. Por un lado, la puesta en marcha del comercio de emisiones regional de la UE a través de la Directiva 2003/87/EC en una fase piloto (2005-2007), ha impulsado con mayor solidez el funcionamiento del mercado internacional de gases invernadero bajo el paraguas del Protocolo de Kioto (2008-2012). Por otro, la propuesta de Directiva (COM(2008)19 Final) para la promoción del uso de energía con fuentes renovables establece uno de los objetivos más ambiciosos en el desarrollo de las renovables a escala mundial.

El comercio de emisiones de GEI y los mecanismos de flexibilización que ampara el Protocolo de Kioto juegan un papel fundamental en el cumplimiento de este objetivo al menor coste para la sociedad. El EU ETS es el primer mercado regional de carbono a escala internacional y constituye una referencia mundial en el desarrollo de estos mercados. El artículo de **Noemí Padrón Fumero** ofrece el primer análisis del funcionamiento del EU ETS durante los tres años de vigencia de la fase piloto (2005-2007) utilizando los datos del registro europeo de emisiones (CITL). El objetivo del trabajo es contrastar la hipótesis de mitigación de emisiones en el contexto de exceso de oferta de permisos y precio del CO₂ decreciente a lo largo de dicha fase. Las reformas que recoge la propuesta de Directiva (COM(2008)16 Final), sobre subasta y ahorro de asignaciones entre fases en el marco del EU ETS, resultan imprescindibles bajo los mecanismos actuales de asignación de emisiones entre los Estados miembros para inducir un desacoplamiento efectivo de las emisiones de efecto invernadero en la producción eléctrica y en la industria pesada.

La propuesta de Directiva (COM(2008)19 Final) establece como objetivo que el 20% de la demanda final de energía provenga de renovables en el año 2020, y propone la creación de un mercado europeo de certificados que complemente las políticas de apoyo nacionales aportando flexibilidad a la consecución individual de este objetivo. Ambos elementos pueden afectar y condicionar los marcos de apoyo a las renovables —especialmente a los sistemas de primas— ya vigentes en los distintos Estados miembros. Pero, sin duda, uno de los aspectos más polémicos de la propuesta de la Directiva, al menos en el debate social, es la promoción de la bioenergía en el conjunto de las renovables. La Directiva establece que al menos el 10% del consumo final de energía en el transporte en 2020 debe proceder de biocarburantes.

En 1974, el trabajo pionero de Wetizman («Prices vs. Quantities,» Review of Economic Studies, Blackwell Publishing, vol. 41(4): 477-91) analizaba por primera vez las dificultades asociadas a la regulación vía precios o vía cantidad en presencia de asimetrías informacionales para el logro de objetivos ambientales. Sin embargo, las políticas destinadas a la innovación tecnológica, que contribuyen a reducir las barreras de entrada y superar la fase «valle de la muerte», se enfrentan a numerosos conflictos de intereses. La pregunta que surge es esencial: ¿cómo potenciar el desarrollo inicial de mercados que —en el marco de la lucha contra el cambio climático— eviten un estancamiento tecnológico sin generar costes excesivos a largo plazo para la sociedad?

El trabajo de **Bert Saveyn, Antonio Soria Ferrer y Tobias Wiesenthal** responde a esta pregunta analizando el alcance de los regímenes predominantes en la promoción de renovables —los sistemas de primas en la tarifa (precios) y los mercados de garantías de origen

(cantidades)— en distintos contextos: incertidumbre, riesgos regulatorios, cambio técnico, finanzas públicas y beneficios locales. No es posible evaluar ni teórica ni empíricamente la superioridad de estos instrumentos sin contextualizar política y localmente su puesta en marcha y los objetivos tecnológicos. La evidencia en torno a sus resultados en el marco de la UE arroja resultados mixtos: mientras que los mercados de garantías de origen estimulan la competencia tecnológica y la eficiencia, las primas tienden a impulsar tecnologías más caras e innovadoras. Sin embargo, las barreras en el desarrollo un mercado eléctrico único, la interacción con otros incentivos que distorsionan la elección eficiente de capital, y la correlación entre la penetración de las renovables y el desarrollo del *European Union Emission Trading Scheme* (EU ETS) son escenarios que condicionan a largo plazo la promoción de las renovables en la UE.

A su vez, la contribución de **Gonzalo Sáenz de Miera** examina los estudios empíricos de los esquemas de apoyo a las energías renovables en el conjunto de la UE, y las pérdidas de eficiencia derivadas del sistema de garantías de la propuesta de Directiva de Energías Renovables. Si bien las retribuciones a las energías renovables en los Estados miembros con marcos de certificados verdes negociables (como Reino Unido, Bélgica e Italia) son considerablemente superiores, y por tanto, generan costes superiores a los consumidores, el rendimiento de las instalaciones en los Estados miembros con primas a las energías renovables en la tarifa (como España, Alemania y Francia) es significativamente inferior. En este contexto, el autor propone algunos mecanismos de flexibilización que permitirían la coexistencia del objetivo comunitario y los sistemas de apoyo nacionales y sus objetivos.

¿Cuál puede ser el papel de la bioenergía en la política de cambio climático de la UE? La bioenergía es una fuente energética renovable producida por cuatro fuentes de combustibles —biocarburantes (bioetanol, biodiésel y otros aceites vegetales), biogás, biomasa sólida y residuos sólidos urbanos— y es la única apta para las tres posibles aplicaciones de las renovables: generación eléctrica, uso térmico y transporte. **Emilio Cerdá Tena, Alejandro Caparrós Gass y Paola Ovando Pol** presentan un estudio de la situación actual de la bioenergía en el marco de la política energética, y analizan la posible contribución de la expansión de cultivos bioenergéticos y de la superficie forestal a los objetivos de reducción de GEI, en el marco de las políticas de cambio climático de la UE. Finlandia (con un 20% de su producción eléctrica con biomasa sólida) y Alemania (con la mayor tasa de incineración de residuos sólidos urbanos, como mayor productor de biogás y como principal consumidor de biocarburantes destinado al transporte) lideran la implantación de estas tecnologías. Sin embargo, el debate en torno a los posibles beneficios de la bioenergía relativos a la reducción equivalente de GEI y al desplazamiento de cultivos tradicionales para la producción de biocarburantes condiciona el desarrollo de los biocarburantes denominados de primera generación. Los autores concluyen que el logro de los objetivos de la UE en el desarrollo de la bioenergía está claramente restringido por la necesidad de autolimitar los efectos negativos derivados de cambios en el uso del suelo y de las distorsiones en los mercados de alimentos.

La estabilización de emisiones de GEI a largo plazo sólo puede lograrse modificando los condicionantes de la planificación energética en el presente, incorporando criterios de sostenibilidad económica y ambiental a los tradicionales objetivos de garantía de suministro y

precio asequible. En este contexto, confiar en la iniciativa privada como determinante de la estructura energética socialmente óptima, o utilizar complejos modelos de optimización del sistema energético implica renunciar parcialmente al logro de estos objetivos. El artículo de **Ignacio de Loyola Hierro Ausín, Jose Ignacio Pérez Arriaga y Carlos Ezquerro Pérez** propone una herramienta conceptual de planificación —la planificación energética indicativa— complementada con modelos de simulación simples y robustos para contrastar escenarios tecnológicos que cumplan con los objetivos del regulador. Su aplicación en el caso de España les permite explorar el papel de las medidas de ahorro y eficiencia energética en el sector de la edificación y del transporte, la penetración de coches híbridos enchufables, mejora de la eficiencia en centrales de carbón y ciclo combinado, aumento de la cogeneración y mayor penetración de las renovables, entre otras, en el cumplimiento del objetivo de estabilización de emisiones para España en torno al 130% de las emisiones de 1990, según los nuevos planes de la UE para el 2030.

Políticas de mitigación en sectores difusos

El rápido crecimiento de las emisiones de origen difuso, concretamente las del transporte privado por carretera y las derivadas del consumo de electricidad y calor en los hogares, amenaza la consecución de los objetivos nacionales de mitigación. Los cambios en la organización territorial y la urbanización, el incremento de la población, el empleo y la renta per cápita son los factores desencadenantes del proceso de convergencia de la contribución de los hogares españoles hacia los comportamientos y equipamientos europeos. El artículo de **María Mendiluce Villanueva, Carlos Ocaña Pérez de Tudela y Jose Ignacio Pérez-Arriaga** analiza las claves de este proceso, e identifica los incentivos necesarios en el sector de la edificación y en la rehabilitación de viviendas, y en la gestión de la demanda energética de los hogares para modificar estos comportamientos. Por otro lado, el estrecho vínculo entre el modelo de urbanización dispersa y el crecimiento de las emisiones de GEI en el transporte requiere soluciones integrales dirigidas a mejorar los niveles de eficiencia en los modos de transporte (que van desde el establecimiento de estándares más ambiciosos a la electrificación del parque automovilístico), y a fomentar cambios de comportamiento hacia una movilidad sostenible.

Sin embargo, a pesar de la prioridad del control de emisiones de CO₂ en el sector transporte, las mejoras en los niveles de eficiencia y de eficacia en el transporte de pasajeros requieren el uso de nuevos instrumentos y de combinaciones de procedimientos que superen las barreras existentes en la actualidad. El trabajo de **Pablo del Río González y Félix Hernández Álvarez** es un extenso análisis del amplio rango de incentivos regulatorios y económicos disponibles para la reducción de emisiones en el sector del transporte de pasajeros, y su idoneidad en función de los criterios de eficiencia, eficacia, de costes administrativos y de transacción, de equidad y de viabilidad política. Dada la complejidad de factores que determinan las emisiones de CO₂ del sector y la multitud de opciones de mitigación, los autores recomiendan el uso combinado de medidas dirigidas al modelo de urbanización y la modalidad de transporte, al cambio técnico dirigido a reducir los consumos energéticos y la intensidad de carbono de

los combustibles, y a la modificación del comportamiento de los conductores. Dos aspectos esenciales a considerar en la elección de los instrumentos y su combinación son, por un lado, la identificación de amplios beneficios adicionales «secundarios» en el uso de estos incentivos y, por otro, la necesidad de abordar la demanda de transporte asociada a las decisiones en sectores tales como la vivienda, la agricultura y la industria.

Sin duda alguna, el turismo es, junto con la agricultura, una de las actividades económicas más vulnerables al cambio climático en España. El caso de la actividad turística presenta además una compleja interrelación con el calentamiento global. El clima juega un papel fundamental tanto en la definición de los atributos de los destinos turísticos, como en la estructura de la demanda turística en los países de origen. Por otro lado, su contribución a las emisiones de GEI a escala mundial —directamente relacionada con el transporte aéreo de pasajeros— crece con el significativo ritmo de expansión de este sector. El trabajo de **Vivian Cárdenas Hernández y Jaume Rosselló Nadal** refleja la relevancia que está experimentando esta doble relación en la investigación económica internacional. La revisión de la literatura pone de manifiesto la complejidad de impactos directos e indirectos que el calentamiento global puede generar en el sector, y las dificultades inherentes a la modelización de la demanda turística, a nivel micro y macroeconómico, como determinante de los flujos internacionales. En cuanto a su contribución a las emisiones de GEI de cambio climático, la literatura nos advierte de los obstáculos existentes a la hora de identificar y regular la actividad turística como sector productivo.

Responsabilidad de emisiones e intensidad energética y de carbono

El artículo de **Mónica Serrano Gutiérrez y Jordi Roca Jusmet** estima empíricamente las emisiones de GEI generadas en territorio español (de acuerdo al concepto de «responsabilidad del productor») y las producidas por la demanda interior de bienes y servicios (de acuerdo al concepto de «responsabilidad del consumidor»), independientemente de donde han sido generadas. Utilizan un modelo input-output multirregional ampliado ambientalmente que permite identificar las emisiones de los distintos componentes de la demanda final interior (España), y las emisiones contenidas en el comercio internacional (resto del mundo). El resultado es que para los años 1995 y 2005, y para todos los GEI considerados, la responsabilidad española desde la perspectiva del consumidor (consumo privado, consumo público e inversión) es superior a la obtenida bajo la perspectiva del productor. España es un exportador neto de emisiones.

El trabajo de **Vicent Alcántara Escolano, Emilio Padilla Rosa y Jordi Roca Jusmet** se enmarca en el análisis de la intensidad energética y de carbono de la economía regional utilizando los balances energéticos (AIE). Este método permite analizar las interrelaciones entre los distintos sectores energéticos, y evaluar la demanda de energía primaria que arrastran los niveles de consumo final de energía de distintos sectores. Su aplicación para la economía catalana les permite evaluar el crecimiento del consumo final de energía y de la demanda de energía primaria en el periodo 1990-2005 de los sectores agregados (CNAE). Uno de los resultados más innovadores del estudio consiste en la descomposición de tres efectos

implícitos que contribuyen a explicar el bajo grado de desacoplamiento energético y de carbono del PIB en España y Cataluña: el aumento de los niveles de consumo final de energía (efecto aumento de los niveles de consumo) compensa los cambios en la composición del consumo final (efecto sustitución combustibles) y los cambios en los coeficientes de transformación energética (efecto transformación).

Otras colaboraciones

Gerardo del Cerro Santamaría aborda en su artículo el proceso de reestructuración productiva y reorganización territorial a la que se ven sometidas las empresas y los espacios regionales como consecuencia de la globalización. La región que reúna determinadas características puede tener el potencial suficiente para competir con éxito como una unidad económica de alcance global. Tras analizar el proceso histórico de globalización de la economía vasca, las políticas de internacionalización y las redes de comercio exterior de Bilbao y el País Vasco, el autor se centra en el puerto de Bilbao, comparable a los de Nueva York y Los Angeles en cuanto a importaciones y exportaciones de toneladas de mercancía, y concluye que tiene la capacidad para convertirse en una entidad regional/nacional con funciones globales.

Paul Davidson defiende en su artículo la creación en Estados Unidos de un servicio federal de refinanciación de hipotecas, con el objetivo de acabar definitivamente con el problema de la insolvencia en la vivienda, y evitar así la recesión económica y futuras burbujas inmobiliarias. Su propuesta consiste básicamente en la creación de una agencia federal de refinanciación de hipotecas con dos objetivos: refinanciar los antiguos créditos hipotecarios con tipos de interés rebajados y ampliación del periodo de amortización, y, en segundo lugar, financiar nuevas inversiones destinadas a la renovación de las infraestructuras del país.

Rui Henrique Alves y Oscar Afonso analizan la reforma del Pacto de Estabilidad y Crecimiento llevada a cabo en el año 2005 y su posterior puesta en marcha por los Estados miembros. A pesar del intenso debate suscitado por el citado pacto, nadie cuestiona la necesidad de disciplina fiscal; ésta es un elemento esencial para la creación de un ambiente favorable a la estabilidad y el crecimiento económico y para evitar los efectos externos negativos del déficit presupuestario. Los autores sugieren que la supuesta flexibilidad aportada por la reforma del Pacto, la relajación de las definiciones y las muchas excepciones a los objetivos y el margen de interpretación de éstos, lejos de aportar mejoras dificultará el proceso de coordinación y puesta en marcha de las políticas fiscales nacionales de los Estados miembros.

Laura Piedra Muñoz y Manuel Jaén García evalúan un programa de vivienda de protección oficial en España. La política de vivienda en España es uno de los pilares del Estado de bienestar. El crecimiento de los precios y la escasez de oferta pública, son los causantes de que la demanda insatisfecha de este bien sea una de las principales preocupaciones actuales de la población española. El objetivo del trabajo es evaluar los beneficios y costes de un programa de vivienda de protección oficial, los efectos en los patrones de consumo de los participantes y el resultado de reemplazarlo por una transferencia en metálico equivalente sin restricciones. Para ello, y como novedad en la literatura española, se estiman funciones de utilidad directa para medir el nivel de satisfacción de los receptores.

Cuantificación de los costes de política climática con modelos de equilibrio general computable

Los modelos de equilibrio general computable (EGC) permiten evaluar los efectos en la economía de medidas concretas de política. El objetivo de este artículo es ilustrar el uso de un modelo de EGC en el área de la política climática. Se evalúa con el modelo mundial GEM-E3 el coste de alcanzar la meta de la UE de limitar el aumento de la temperatura a dos grados centígrados respecto a los niveles preindustriales. El coste marginal de reducción se estima en 40 y 80 US\$/tCO₂-equivalente para los años 2020 y 2030, respectivamente. El PIB mundial se reduciría en tasa anual en un 0,11% en 2020 y en 0,17% en 2030, respecto al escenario base. La disminución en el bienestar en términos anualizados, se sitúa según los resultados del modelo en un 0,1% en 2020 y en un 0,15% para el año 2030.

Oreka orokor konputagarriaren ereduak (EGC) politikaren arloko neurri jakin batzuek ekonomian zer nolako eragina daukaten neurtzeko aukera eskaintzen dute. Eta artikulua helburua klimaren arloko politikan EGC eredu bat erabiltzea da. Artikuluan GEM-E3 eredu mundiala erabiliz, Europar Batasunak jarritako klimaren arloko helburu jakin batek, hau da, tenperaturak bi gradu zentigradutan gora egitea industrializazio aurreko garaia alderatuta, zer nolako kostua izango duen aztertzen da. Murriztearen kostu marjinala 40 eta 80 US\$/tCO₂ baliokiderena izango dela uste da, lehen kopurua 2020. urtearentzat eta bigarrena 2030.arentzat. Munduko Barne Produktu Gordina (BPD), urteroko tasaren arabera, 0,11 murriztuko da 2020an, eta 0,17 2030ean, oinarritzko abiapuntuarekin alderatuta. Ongizatean izango den beherakada, kopuruak urtetan banatuta, ondorengo izango da, ereduaren arabera: %0,1 2020. urtean, eta %0,15 2030ean.

Computable general equilibrium (CGE) models are regularly used for assessing the impacts of environmental policies on the economy. This article applies this methodology for global climate policy using the world GEM-E3 CGE model. An emissions reduction scenario meeting the EU 2 degrees target is designed with specific climate policy instruments, mainly relying on emissions trading. The marginal cost is estimated at 40 US\$/tCO₂-eq in 2020 and around double that figure for the year 2030. The GDP of the world economy would fall in annual terms by 0.11% in 2020 and 0.17% in 2030, compared to the baseline scenario. The world welfare would be annually reduced by 0.1% and 0.15% by 2020 and 2030, respectively.

ÍNDICE

17

1. Introducción
 2. El modelo de equilibrio general computable
 3. El escenario base y el escenario de reducción
 4. Resultados
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: cambio climático, modelos de equilibrio general computable, política de clima post-2012.

Key words: climate change, computable general equilibrium models, post-2012 climate policy.

N.º de clasificación JEL: C68, Q52, Q54, Q01.

1. INTRODUCCIÓN

Tras la publicación del cuarto informe de evaluación del IPCC (2007) y la aprobación de la hoja de ruta de Bali, se ha abierto el proceso de negociación de un posible acuerdo de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para el periodo post-2012. La participación de la mayor parte de las grandes economías es clave para lograr estabilizar la concentración de GEI en la atmósfera, pero esta participación es voluntaria. Asumir o no compromisos internacionales de política de clima depende de la percepción que tenga cada país tanto respecto a los beneficios a

largo plazo que le puede reportar un acuerdo en términos de menores daños del cambio climático como, en el corto y medio plazo, a los costes de mitigar las emisiones.

Por ello el orden de magnitud así como la distribución regional de los costes de mitigación son variables fundamentales en las negociaciones internacionales sobre cambio climático. Cada país participante en las negociaciones realiza sus estimaciones de lo que le va a costar reducir las emisiones, coste que dependerá de las características específicas de su sistema económico, energético y medioambiental y, además, de los objetivos e instrumentos de la política climática concretos considerados.

En general, la política de mitigación debe responder a cuatro cuestiones: cuánto reducir las emisiones de GEI, cuándo hacerlo, cómo o con qué instrumentos, y quién asu-

* Los autores agradecen los comentarios de Bert Saveyn (IPTS). Las ideas expresadas en este documento son responsabilidad de los autores y no representan necesariamente puntos de vista de las instituciones a las que pertenecen.

me los costes de reducción de las emisiones. Las dos primeras cuestiones se refieren a los fines u objetivos de las políticas, mientras que las otras dos conciernen a la elección de los instrumentos de la política.

Hay diversos tipos de modelos cuantitativos para tratar de responder a estas cuestiones (véase e.g. Berck y Hoffmann, 2002; Hidalgo, 2005). Por una parte, los modelos de tipo ingenieril utilizan información muy detallada del sistema energético, caracterizándose de forma exhaustiva por ejemplo las tecnologías del sector eléctrico, como en el modelo POLES (*Prospective Outlook on Long-term Energy Systems*) que utiliza la Comisión Europea para evaluar las políticas de mitigación (Criqui, 1996). Por otra parte, los modelos de tipo económico o *top-down* son herramientas con sus fundamentos en la teoría económica. A su vez esta categoría de modelos se puede dividir en modelos de equilibrio parcial y modelos de equilibrio general. Los modelos de equilibrio general computable (EGC) se utilizan con frecuencia en la evaluación de los efectos de políticas públicas, como las políticas de comercio o la política de cambio climático.

El objetivo de este artículo es ilustrar el uso del método de EGC en el área de la política de clima. Se presentan los resultados del modelo de EGC GEM-E3 (Russ *et al.*, 2007)¹ que se usó para evaluar los efectos de la política que la Comisión Europea publicó recientemente en una comunicación sobre política mundial de lucha contra el cambio climático (Comisión Europea, 2007). En esta comunicación se plantea un

escenario mundial de reducción de emisiones en el horizonte 2030 que permita limitar el incremento de temperatura a dos grados centígrados.

El artículo se divide en cinco secciones, incluyendo la introducción. En la sección 2 se revisan los elementos esenciales de los modelos de EGC y, en particular, el modelo GEM-E3. En la sección 3 se presenta el escenario mundial de reducción de emisiones. La sección 4 analiza los resultados principales de la evaluación. La sección 5 finaliza con unas reflexiones generales sobre el método de EGC.

2. EL MODELO DE EQUILIBRIO GENERAL COMPUTABLE

2.1. El método de EGC

El método de EGC tiene tanto un sólido fundamento teórico como empírico (e.g. Shoven y Whalley, 1992). Por una parte, la teoría del equilibrio general proporciona el marco de análisis del comportamiento de los principales agentes económicos de la economía, a saber, los consumidores, las empresas, el sector público y el sector exterior. La teoría microeconómica fundamenta el comportamiento óptimo de los agentes decisores. El análisis en el contexto de competencia perfecta permite tener una referencia definida, aunque no sea del todo realista, de cuál será el nuevo equilibrio una vez los ajustes en todos los mercados han tenido lugar. Existen numerosas aplicaciones que se desvían del marco neoclásico, contemplando por ejemplo la existencia de rigideces e imperfecciones en los mercados (e.g. Roson, 2007).

El segundo pilar del modelo de EGC es la contabilidad nacional o, más concreta-

¹ Los resultados aquí presentados difieren ligeramente de los del estudio de impacto (*impact assessment*) que acompaña a la Comunicación al haberse realizado una mejora en la calibración del sector energético en el año base del modelo.

mente, las matrices de contabilidad social, extensiones de la tabla input-output para considerar las transacciones no sólo entre las empresas sino también todas las que se dan entre éstas y los otros tres agentes de la economía, (i.e. los consumidores, el sector público y el sector exterior).

La idea básica subyacente al análisis con modelos de EGC es utilizar una primera foto en equilibrio de la economía en un año determinado, conocido como año de referencia o base, y a partir de esta «foto de alta resolución» proporcionada por la contabilidad nacional, utilizar la teoría microeconómica para modelizar cómo reaccionarán los agentes económicos a un cambio en la política o a una perturbación exógena al sistema, como una alteración del precio de la energía. La interacción simultánea de todos los agentes en todos los mercados, incluyendo las relaciones comerciales entre países, conducirá a una nueva situación de equilibrio en la que se cumplirán las tres principales restricciones conceptuales de un equilibrio general competitivo. En primer lugar, todos los mercados (de bienes, servicios y factores productivos) se vacían, es decir, la oferta y demanda se igualan; en segundo lugar, las empresas no tienen beneficios extraordinarios; finalmente, las restricciones presupuestarias de los agentes se satisfacen; por ejemplo, el consumidor agota su renta tras su decisión óptima de gasto y ahorro. Hay que destacar que la transición desde el equilibrio inicial al nuevo no se puede estudiar con este tipo de modelos, será necesario recurrir a los modelos macroeconómicos.

Quizá habría que señalar que un tercer pilar de los modelos de equilibrio general computables ha sido la disponibilidad de potentes y eficaces programas de resolución de problemas numéricos, conocidos

como «solvers». Hace tan solo una década era necesario programar las rutinas de resolución para cada modelo específico.

Respecto a las principales ventajas de este tipo de modelos, además de la consistencia que conlleva la fundamentación microeconómica y las estadísticas de contabilidad nacional, se podría destacar su transparencia, flexibilidad y naturaleza estructural. Sin embargo, el requerimiento de utilizar las matrices de contabilidad social y el detallado aparato de programación representa una barrera de entrada al potencial analista en este campo.

Asimismo, en gran parte de los modelos de gran escala muchos parámetros (como los valores de las elasticidades de Armington o las elasticidades de sustitución en las funciones de producción) proceden de la literatura o son «estimaciones de expertos», debido a la imposibilidad de encontrar datos con la necesaria desagregación para estimarlos económicamente. Esta ausencia de validación empírica de ciertos parámetros se apunta como una limitación de este tipo de modelos. En este sentido, conviene señalar que la selección de las especificaciones funcionales (e.g. el tipo de función de producción y sus niveles de anidación) puede resultar más relevante que el valor de las elasticidades.

Otro aspecto a señalar es el papel fundamental que desempeñan las llamadas «reglas de cierre» de los modelos de EGC. Estas reglas están relacionadas con características institucionales de la economía y con interpretaciones del funcionamiento de los mercados. Un ejemplo de las primeras es la existencia de un sistema de tipos de cambio fijo o flexible. El que existan rigideces en el mercado de trabajo o no es un ejemplo del segundo tipo de reglas de cie-

re. Es conveniente realizar un estudio de sensibilidad de cómo se ven afectados los resultados del modelo cuando estas reglas se modifican.

Por último, la mayor parte de las aplicaciones de este tipo de modelos se realizan en un contexto de estática comparativa debido a las dificultades de interpretación y modelización que conlleva considerar un marco dinámico y, sobre todo, la adecuada modelización de los procesos de formación de las expectativas de los agentes económicos. En los modelos dinámicos de tipo recursivo las expectativas de los agentes sobre variables futuras se modelizan de forma exógena, como en el caso del modelo GEM-E3.

2.2. El modelo GEM-E3

El modelo GEM-E3 (*Computable General Equilibrium Model for Economy-Energy-Environment Interactions*) es un modelo computable de equilibrio general de gran escala, multiregional y multisectorial². El modelo mundial que se utilizan en la sección siguiente tiene 18 regiones, unidas por flujos de comercio bilateral, y 18 sectores productivos³.

Los flujos ligados a la actuación del sector público están incluidos con mucho detalle en GEM-E3, como los diversos impuestos, subvenciones y transferencias. El gasto público y su descomposición sectorial se determinan exógenamente, como en gran parte de los modelos de EGC.

El modelo GEM-E3 se ha aplicado a numerosas áreas, desde armonización de impuestos energéticos en Europa (Kouvaritakis *et al.*, 2003) hasta política de cambio climático (Russ *et al.*, 2005) y pertenece a la categoría de modelos conocida como E3 (*energy-economy-environment*), ya que se representa con gran nivel de detalle las interacciones entre la economía, el sistema energético y los aspectos medioambientales. La filosofía que subyace a su desarrollo es completar la modelización de los aspectos económicos de una sociedad con la consideración de la influencia de la energía en el sistema económico y sus efectos medioambientales, con un amplio abanico de medidas de política climática como son impuestos y mercados de comercio de emisiones.

Existen dos versiones principales del modelo GEM-E3: la europea y la mundial. La versión europea se utiliza para estudiar los efectos de política europeas en las economías de la UE⁴. En su última versión veinticuatro economías europeas están modelizadas de forma individual⁵, empleándose sobre todo las estadísticas de Eurostat. El comportamiento del resto del mundo se supone dado.

El modelo mundial GEM-E3 por su parte divide el mundo en dieciocho grandes regiones, incluyendo los grandes países en regiones de un único país, como los Estados Unidos, la Unión Europea, China e India. Los datos proceden del proyecto GTAP⁶ de la universidad americana de Purdue.

² El desarrollo de este modelo se inició al principio de la década de 1990, apoyándose en los fondos del programa JOULE de la Dirección General de Investigación de la Comisión Europea. El consorcio fue liderado por la *National Technical University of Athens* (NTUA), la *Catholic University of Louvain* (KUL) y el *Centre of European Economic Research* (ZEW).

³ Para descripciones detalladas del modelo véase Capros *et al.* (1997) y Van Regemorter (2005).

⁴ Por ejemplo véase en Comisión Europea (2008) el análisis con este modelo de la reciente evaluación de la propuesta de revisión de la Directiva europea sobre el sistema europeo de comercio de emisiones.

⁵ Malta, Luxemburgo y Chipre no están incluidos por su reducido tamaño.

⁶ *Global Trade Analysis Project* (GTAP). Véase <https://www.gtap.agecon.purdue.edu>

3. EL ESCENARIO BASE Y EL ESCENARIO DE REDUCCIÓN

En esta sección se explican los escenarios empleados en la evaluación de la política mundial climática planteada por la Comisión en enero del 2007 (Russ *et al.*, 2007). Se describen los supuestos del escenario base o de referencia y, además, se detalla la forma de construir el escenario de reducción de emisiones.

3.1. El escenario base

El año base del modelo es el 2001. El modelo está calibrado para reproducir en su primer periodo la matriz de contabilidad

social del año 2001 derivada del proyecto GTAP.

El modelo se ejecuta en periodos de cinco años hasta el año 2030, de forma que el PIB y las emisiones de CO₂ reproduzcan las del modelo POLES. En el escenario base de POLES las principales tendencias observadas en las últimas décadas se proyectan hacia el futuro como, por ejemplo, las mejoras en la eficiencia energética, la relativa desmaterialización de las economías desarrolladas y el proceso de convergencia económica de los países en vías de desarrollo. El cuadro n.º 1 representa las tasas de crecimiento para todas las regiones del modelo en el periodo 2005-2030. El cuadro n.º 2 recoge el crecimiento de las emisiones para el mismo periodo.

Cuadro n.º 1

Tasas de crecimiento anuales del PIB por regiones

	2005/2010	2010/2015	2015/2020	2020/2025	2025/2030
Canadá	3,11	2,71	2,38	2,20	1,71
Estados Unidos	3,30	3,05	2,79	2,54	1,86
Australia y Nueva Zelanda	2,54	2,53	2,67	3,02	2,51
Japón	1,63	1,75	1,99	2,50	1,95
UE27	2,16	2,02	1,91	1,84	1,32
Otros países europeos	2,30	2,44	2,69	2,88	2,39
Sur y este del Mediterráneo	4,81	3,96	3,71	3,09	3,84
Antigua Unión Soviética	6,84	5,04	3,76	3,95	2,84
Oriente medio	3,91	3,40	3,29	2,06	5,78
África media	3,90	3,84	4,10	4,73	4,99
Sudáfrica	3,90	4,10	4,16	4,80	4,52
India	5,17	4,71	4,90	4,74	5,06
China	5,98	5,00	4,55	4,24	3,88
Este y sudeste asiático	4,33	3,88	3,51	3,21	2,98
Resto de Asia	4,31	3,89	3,27	3,13	3,25
Méjico y Venezuela	3,75	3,71	4,30	4,62	4,92
Brasil	3,35	3,44	3,44	3,82	4,17
Resto de Latinoamérica	3,42	3,74	3,80	4,17	4,43
Mundo	3,15	2,95	2,83	2,77	2,44

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro n.º 2

Tasas de crecimiento anuales de las emisiones de GEI por regiones

	2005/2010	2010/2015	2015/2020	2020/2025	2025/2030
Canadá	1,33	1,88	1,37	1,25	0,66
Estados Unidos	1,72	2,46	1,60	1,27	0,44
Australia y Nueva Zelanda	-0,20	0,85	0,55	1,05	0,60
Japón	0,26	0,95	1,10	0,93	0,63
UE27	0,87	1,56	0,70	0,57	0,32
Otros países europeos	-0,07	0,64	0,72	1,10	0,70
Sur y este del Mediterráneo	2,85	2,03	2,36	1,35	1,90
Antigua Unión Soviética	2,52	2,97	1,57	0,73	0,04
Oriente medio	3,27	1,51	4,14	0,10	4,28
Africa media	2,27	1,81	2,43	2,47	2,94
Sudáfrica	1,57	1,61	1,97	2,06	2,16
India	4,38	3,53	3,28	3,15	3,28
China	3,56	3,63	3,14	2,06	1,59
Este y sudeste asiático	0,12	1,60	1,51	1,34	1,29
Resto de Asia	2,97	3,84	3,95	4,37	5,29
Méjico y Venezuela	2,27	1,31	2,32	2,38	2,46
Brasil	-2,45	-0,08	0,49	1,31	2,00
Resto de Latinoamérica	0,94	1,20	1,87	2,04	2,37
Mundo	1,94	2,38	2,01	1,53	1,41

Fuente: Elaboración propia.

Es importante señalar el notable aumento de las emisiones mundiales en el periodo 2005-2030, del orden del 60%.

En cuanto a las reglas de cierre del modelo, todos los mercados se suponen competitivos, el capital es móvil entre sectores dentro de una región pero no entre regiones, el saldo del sector público en porcentaje del PIB no cambia tras la política y, finalmente, la balanza por cuenta corriente puede modificarse. Esto último implica que parte del ajuste interno se puede realizar

con financiación del resto del mundo, es decir, con un deterioro de la balanza por cuenta corriente.

3.2. El escenario de reducción

Dos conjuntos de parámetros en el modelo caracterizan la política climática e influyen en los costes de mitigación. El primero de ellos se refiere a los objetivos de reducción de emisiones de GEI y el segundo a los instrumentos de política climática.

En cuanto a los objetivos, se define un escenario de reducción de emisiones mundiales de forma que se pueda alcanzar la meta de que el aumento de temperatura mundial no supere los dos grados centígrados respecto a los niveles preindustriales, objetivo de la UE. El escenario de reducción del modelo GEM-E3 sigue el escenario determinado para el modelo POLES (Gráfico n.º 1). Se observa que la senda de emisiones en el escenario de reducción es muy inferior a la del escenario base.

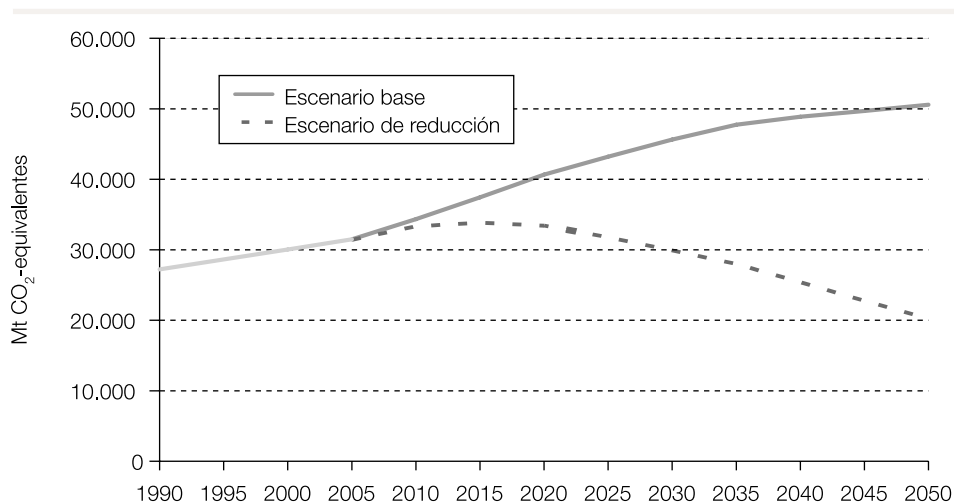
Además de fijarse los objetivos agregados a escala mundial para cada periodo, es preciso repartir los esfuerzos de mitigación entre las regiones del modelo. Esto se ha realizado en esta aplicación a través de un paso intermedio. Así, se definen tres grandes grupos

de países: los del Anejo 1 del Protocolo de Kioto, las economías en vías de desarrollo con elevado crecimiento y un tercer grupo formado por el resto del mundo. El primer grupo tiene un objetivo de reducción de emisiones desde el principio, mientras que el segundo sólo desde el año 2020 y el de países menos desarrollados sólo desde el 2030, y de forma gradual según se van desarrollando. La región menos desarrollada (África media) no tiene objetivo de mitigación.

En el escenario se supone que el grupo de los países del Anejo 1 cumplen con el protocolo de Kioto en el año 2010, en el año 2020 reducen sus emisiones en un 31% respecto a las del año 1990, en un 34% en el año 2025 y un 55% en el año 2030. El objetivo para los países del grupo

Gráfico n.º 1

Emisiones en el escenario base y de reducción (GHG reduction scenario)



Fuente: Russ *et al.* (2007).

Nota: Mt CO₂-equivalentes son las unidades de emisión megatoneladas equivalentes de CO₂.

2 en el año 2020 es que aumenten sus emisiones un 21% respecto a los niveles de 1990. En el año 2025 estabilizan las emisiones absolutas en el mismo nivel del objetivo del 2020 y en el 2030 decrecen casi hasta el nivel del año 1990. El objetivo del grupo 3 en el periodo 2030 es que las emisiones sean un 135% superiores a las de 1990.

El reparto de estos objetivos por regiones en el modelo se ha realizado siguiendo las emisiones históricas, principio conocido como «*grandfathering*». Para el grupo 1 se ha utilizado la media de las emisiones de los años 1990 y 2001, mientras que para el resto de grupos se han utilizado las emisiones del escenario base.

Por otra parte, la medida de política climática empleada es el comercio de emisiones. Los sectores intensivos en energía realizan comercio internacional de permisos. En el modelo estos sectores son el sector eléctrico, el sector de metales ferreos y no ferreos, el sector químico y el sector llamado en el modelo «otros sectores intensivos en energía», que incluye los minerales no metálicos y el sector pasta y papel. Para el resto de sectores el comercio está limitado a las fronteras de la región, es decir, los sectores no intensivos en energía comercian permisos entre sí pero dentro de cada una de las regiones definidas por el modelo. No pueden comprar o vender permisos a otras regiones.

Asimismo, se supone que desde el año 2020 cuatro países del grupo 3 pueden participar en el comercio mundial de emisiones, y por tanto vender permisos de emisión a los países del grupo 1 y 2. Estas regiones son Brasil, resto de Latinoamérica, Sudáfrica y China, que pese a no tener un objetivo de reducir emisiones hasta el año

2030 reducen emisiones desde el año 2020, aminorando los costes de mitigación de los países del resto de grupos.

4. RESULTADOS

En la cuadro n.º 3 se recogen para los años 2020 y 2030 los objetivos de reducción de emisiones (columnas «objetivo») y las reducciones efectivamente realizadas en el escenario de reducción (columnas «escenario»), siempre respecto a las emisiones del escenario base⁷. Casi todas las regiones del grupo 1 y 2 reducen sus emisiones en el escenario menos que sus objetivos respectivos, lo que indica que están comprando permisos al resto del mundo en el mercado internacional de permisos de emisión. La Antigua Unión Soviética en 2020 alcanza su objetivo únicamente con medidas de reducción internas.

En cuanto a las regiones del grupo 3, las cuatro regiones que pueden participar en el mercado internacional en el año 2020 (Brasil, resto de Latinoamérica, Sudáfrica y China) tienen por objetivo las emisiones correspondientes al escenario base. Reducen sus emisiones y venden derechos de emisión a los países de los grupos 1 y 2. China aparece como el principal suministrador de estos permisos pues reduce sus emisiones en el escenario en un 30% respecto al escenario base. En el año 2030 todos los países del grupo 3 tienen un objetivo de reducción del 12% respecto al escenario base y China reduce sus emisiones mucho más allá de su objetivo (en un 33%), vendiendo permisos. India y Sudáfrica tam-

⁷ Obsérvese que los cambios en las emisiones son respecto a las emisiones del escenario base en ese mismo año. En la anterior sección sin embargo se presentaban los objetivos de reducción de emisiones respecto a las emisiones del año 1990.

Cuadro n.º 3

Emissiones de GEI objetivo y en el escenario de reducción

		2020		2030	
		Emisiones GEI		Emisiones GEI	
		objetivo	escenario	objetivo	escenario
Grupo 1 (Anejo I)	Estados Unidos	-50	-40	-64	-52
	Canadá	-46	-36	-61	-50
	UE27	-37	-28	-52	-42
	Otros países europeos	-25	-22	-46	-41
	Antigua Unión Soviética	-38	-38	-53	-49
	Australia y Nueva Zelanda	-33	-26	-51	-40
	Japón	-37	-28	-54	-42
Grupo 2	Méjico y Venezuela	-23	-18	-45	-34
	Sur y este del Mediterráneo	-23	-22	-45	-35
	Oriente medio	-23	-22	-45	-39
	Este y sudeste asiático	-23	-21	-45	-36
Grupo 3	Brasil	0	-5	-12	-15
	Resto de Latinoamérica	0	-3	-12	-13
	China	0	-30	-12	-33
	Sudáfrica	0	-5	-12	-23
	India	0	0	-12	-23
	Resto de Asia	0	1	-12	-14
Africa media		0	2	0	6
Mundo		-24	-26	-37	-37

Fuente: Elaboración propia.

bién reducen sus emisiones significativamente por debajo de las de sus objetivos respectivos.

Los costes de reducir las emisiones de GEI y situarse en un escenario de emisiones compatible con el objetivo del aumento limitado de los dos grados centígrados se pueden medir con varios indicadores. En primer lugar, se considera el coste marginal de reducción, es decir, el coste que supone reducir la última tonelada de CO₂. Asimismo, se analizan el cambio en el bienestar de los consumidores y el cambio en el PIB respecto a los niveles respectivos en el es-

cenario base. El cambio en el bienestar o utilidad del consumidor representativo del país⁸ es posiblemente la medida natural del efecto de políticas o *shocks* en modelos de equilibrio general. El cambio en el PIB es una medida del grado de ajuste macroeconómico necesario para lograr la meta de reducción de emisiones.

El cuadro n.º 4 recoge el valor de estas variables en 2020 y 2030 para todas las re-

⁸ La utilidad del consumidor es una función del consumo del hogar, el ocio y el valor del consumo futuro (a través del ahorro)

Cuadro n.º 4

**Efectos sobre el bienestar y el PIB, respecto al escenario base
(en %)**

		2020		2030	
		Bienestar	PIB	Bienestar	PIB
Grupo 1 (Anejo I)	Estados Unidos	-1,4	-1,9	-3,4	-4,5
	Canadá	-2,5	-2,8	-6,0	-7,0
	UE27	-2,3	-2,1	-5,7	-5,0
	Otros países europeos	-1,2	-1,1	-2,9	-3,4
	Antigua Unión Soviética	-3,3	-4,5	-7,7	-10,3
	Australia y Nueva Zelanda	0,1	-1,4	-0,9	-4,5
	Japón	-1,0	-1,1	-3,0	-3,1
Grupo 2	Méjico y Venezuela	-1,6	-1,0	-5,1	-3,7
	Sur y este del Mediterráneo	-1,1	-1,7	-4,2	-5,7
	Oriente medio	-1,2	-1,8	-4,6	-5,3
	Este y sudeste asiático	-0,7	-1,1	-2,3	-3,4
Grupo 3	Brasil	-0,3	-0,6	-1,5	-2,2
	Resto de Latinoamérica	-0,3	-0,6	-1,4	-2,2
	China	0,3	-0,5	-0,8	-2,5
	Sudáfrica	0,7	-0,3	1,5	-1,0
	India	-0,9	-1,0	-1,6	-2,4
	Resto de Asia	-0,3	-0,5	-1,2	-1,9
Africa media		-0,8	-0,6	-2,0	-2,5
Mundo		-1,2	-1,7	-3,4	-4,2
Coste marginal		40,9		83,4	

Nota: Coste marginal en US\$ por tonelada de GEI-equivalente.

Fuente: Elaboración propia.

giones del modelo. En cuanto al coste marginal de reducción, éste se estima en 41 US\$/tCO₂-eq para 2020, duplicándose en el año 2030, debido a la mayor restricción de emisiones y a que la mayor parte del mundo tiene un objetivo de mitigación.

En cuanto a los cambios en bienestar de las regiones del grupo 1 y 2, en el año 2020 estos se sitúan entre una pérdida del 1% y el 3% respecto al bienestar del escenario base, salvo para la región Australia y Nueva Zelanda, que ve su nivel de bienestar casi inalterado. Las mayores dismi-

nuciones relativas de bienestar se dan en la Antigua Unión Soviética (3,3%), en Canadá y en la UE. Para el año 2030 las caídas de bienestar son mayores, llegando a casi el 8% en la Antigua Unión Soviética y en el entorno del 6% para Canadá y la UE. Si se anualizan estos cambios desde el año 2005, las reducciones de bienestar están en un rango del 0,25% al 0,35%.

Por su parte, en el año 2020 todas las regiones del grupo 3, salvo China y Sudáfrica, tienen una caída de su nivel de bienestar respecto al escenario base debido a

que la actividad económica mundial es menor. China y Sudáfrica mejoran su bienestar gracias a los ingresos que obtienen por la venta de permisos de emisión. En el año 2030, el modelo GEM-E3 proyecta unas disminuciones mayores de bienestar, salvo para Sudáfrica que continúa teniendo una mejora respecto al escenario base.

El ajuste macroeconómico necesario para alcanzar la meta mundial de reducción de emisiones se puede aproximar con el cambio en el PIB. Para la economía mundial el PIB se reduce en 1,2% y en un 3,4% respecto al escenario base en 2020 y 2030, respectivamente. En términos anualizados estas tasas se traducen en una disminución del 0,11% y 0,17%, respectivamente⁹.

Se estima que el PIB de la UE en el año 2020 está un 2,1% por debajo del nivel en el escenario base, que en términos anualizados para el periodo 2005-2020 se traduce en una reducción del 0,14%. Para el año 2030 la caída del PIB es del 5%, y del 0,21% en términos anualizados.

5. CONCLUSIONES

Este artículo ha ilustrado el uso de un modelo de equilibrio general computable, el modelo mundial GEM-E3, para computar el orden de magnitud de los costes de reducir las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, de forma que se pueda seguir una senda de emisiones mundiales compatible con el objetivo de la UE de limitar el aumento de la temperatura media mundial a dos grados.

El principal resultado del ejercicio aplicado es que el coste marginal sería de unos 40\$ por tonelada de CO₂ equivalente en el año 2020 y del doble en el año 2030. La disminución en el bienestar en términos anualizados, respecto al escenario base, se sitúa en un 0,1% en 2020 y en un 0,15% para el año 2030. El cambio en el PIB mundial anualizado sería de un 0,11% en el año 2020 y de un 0,17% para el año 2030. Estas cifras están dentro del rango de estimaciones recogidas en el último Informe de Evaluación del IPCC (Peace y Weyant, 2008).

Antes de finalizar, hay que destacar algunas de las limitaciones metodológicas del análisis realizado a considerar cuando se interpretan los resultados. En primer lugar, las estimaciones de coste pueden tener un cierto sesgo dado que el modelo supone que no existen imperfecciones o ineficiencias de ningún tipo. En segundo lugar, como extensión se podría realizar un análisis de sensibilidad de la influencia de los supuestos del modelo en los resultados (véase Weyant (2000) y Peace y Weyant (2008)), incluyendo para el caso de modelos de EGC las reglas de cierre (e.g. el grado de movilidad del capital o la posibilidad o no de modificar los saldos por cuenta corriente).

Por último, y no por ello menos importante, hay que realizar una reflexión sobre la conveniencia de usar este tipo de modelos de tipo marginalista para evaluar los efectos de políticas que conllevan un gran cambio en la intensidad de emisiones de la economía.

Desarrollos adicionales del modelo conciernen la inclusión de un módulo eléctrico con las principales tecnologías de generación (incluyendo las renovables) así como la

⁹ Estas cifras se pueden comparar con la media de la tasa de crecimiento del PIB mundial en el periodo 1961-2006, que ha sido del 3,66%.

mejora en la modelización de las medidas y políticas de eficiencia energética. En este sentido, es un reto intentar mejorar los modelos de equilibrio general de forma que

permitan una modelización realista de políticas que afectan al comportamiento de los agentes económicos más allá de la influencia de los precios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERCK, P. Y HOFFMANN, S. (2002): «Assessing the employment impacts of environmental and natural resource policy», *Environmental and Resource Economics* (22): 133-156.
- CAPROS, P. (1997): «The GEM-E3 model: Reference Manual». NTUA, E3M-Lab, Athens, disponible en <http://www.e3mlab.ntua.gr/manuals/GE-Mref.PDF>
- CRUIQU, P. (1996): «Prospective Outlook on Long-term Energy Systems». EUR 17358 EN, European Commission, Bruselas.
- COMISIÓN EUROPEA (2007): «Limiting Global Climate Change to 2 degrees Celsius. The way ahead for 2020 and beyond». Brussels, http://ec.europa.eu/environment/climat/future_action.htm
- (2008): «Commission staff working document accompanying document to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the EU greenhouse gas emission allowance trading system Impact Assessment», http://ec.europa.eu/environment/climat/emission/pdf/com_2008_16_ja_en.pdf
- HIDALGO, I. (2005): «Introducción a los modelos de sistemas energéticos, económicos y medioambientales: descripción y aplicaciones del modelo POLES». *Revista de Economía Mundial* (13), pp 33-75.
- IPCC (2007): «Climate Change 2007: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment». Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104.
- KOUVARITAKIS, N., PAROUSSOS, L. Y VAN REGEMORTER, D. (2003): «The macroeconomic evaluation of energy tax policies within the EU, with the GEM-E3-Europe model». Estudio para la DG TAXUD de la Comisión Europea, http://ec.europa.eu/taxation_customs/resources/documents/economy/economy_taxation_final_report.pdf.
- PEACE, J. Y WEYANT, J. (2008): «Insights not numbers: the appropriate use of economic models». White paper del The Pew Center on Global Climate Change, <http://www.pewclimate.org/white-paper/economic-models-are-insights-not-numbers>.
- ROSON, R. (2007): «Introducing Imperfect Competition in CGE Models: Technical Aspects and Implications». *Computational Economics* (28), 29-49.
- RUSS, P., CISCAR, J.C. Y SZABÓ, L. (2005): «Analysis of Post-2012 Climate Policy Scenarios with Limited Participation». IPTS Technical Report Series EU 21758 EN <ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/eur21758en.pdf>
- RUSS, P., WIESENTHAL, T., VAN REGEMORTER, D. Y CISCAR, J.C. (2007): «Global Climate Policy Scenarios for 2030 and beyond – Analysis of Greenhouse Gas Emission Reduction Pathway Scenarios with the POLES and GEM-E3 models». JRC Reference Report, EUR 23032 EN, <http://ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=1510>.
- SHOVEN, J.B. Y J. WHALLEY (1992): «Applying General Equilibrium». Cambridge: Cambridge University Press.
- VAN REGEMORTER, D. (2005): «The GEM-E3 model, model description». <http://www.gem-e3.net/download/GEMmodel.pdf>
- WEYANT, J.P. (2000): «An introduction to the economics of climate change policy», The Pew Center on Global Climate Change, http://www.pewclimate.org/projects/econ_introduction.cfm.

Cambio climático y reformas fiscales verdes

La preocupación por los fenómenos de cambio climático ha llevado a la aparición e intensificación de políticas públicas correctoras en el campo energético-ambiental. Dentro de éstas los denominados instrumentos económicos han jugado un papel preponderante en los últimos años. En este trabajo se describen los fundamentos teóricos del doble dividendo de la imposición ambiental y las reformas fiscales verdes para, a continuación, analizar la evidencia empírica existente de las mismas, así como describir las distintas experiencias que se han aplicado en un conjunto de países europeos.

Klima-aldaketarekin zerikusia duten gertakariekiko ardura dela eta, energia eta ingurumenarekin zerikusia duten politika publikoak agertu eta indartzen ari dira, egoera zuzentzen saiatzeko. Neurri horien artean, tresna ekonomiko deiturikoek eginkizun nabarmena izan dute azken urteotan. Lan honek ingurumen arloko inposizioaren dibidendu bikoitzaren eta zerga arloko erreforma berdeen oinarri teorikoak zein diren deskribatzen da, eta hori egin ostean, horien ebidentzia enpirikoak aztertzen dira. Esandakoaz gainera, Europako zenbait herrialdetan aurrera eramandako esperientzien berri ere ematen da.

The concern about climate change phenomena has led to the introduction and intensification of corrective public policies in the environmental-energy field. Within these policies, the so called economic instruments have played a key role in the last few years. This paper describes the theoretical foundations of the double dividend of environmental taxes and green tax reforms, as well as the existing empirical evidence about them. The article also enumerates different practical applications of green tax reforms in several European countries.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Fundamentos de las reformas fiscales verdes
 3. Evidencia empírica
 4. Las reformas fiscales verdes en la práctica
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: doble dividendo, imposición ambiental, reforma fiscal.

Key words: double dividend, enviromental taxation, tax reform.

N.º de clasificación JEL: H23, H30, Q48, Q58.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los problemas ambientales vinculados al crecimiento económico han sido objeto de una preocupación creciente por parte de las sociedades avanzadas. Dentro de éstos hay que destacar, por su carácter global y por la gravedad de sus efectos potenciales, el cambio climático. Así, los efectos negativos asociados al cambio climático han hecho que el desarrollo sostenible y la interiorización de las externalidades ambientales hayan ido cobrando cada vez una mayor relevancia tanto para los deci-

sores políticos como para las empresas y ciudadanos.

De hecho, a partir de la Cumbre de la Tierra celebrada en Río de Janeiro (1992) el desarrollo sostenible ha estado presente en muchos acuerdos y tratados. Entre ellos destaca el Protocolo de Kioto, que establece una reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero en los países desarrollados durante el período 2008-2012. La Unión Europea ha adoptado desde la firma de dicho Protocolo una posición de liderazgo, tanto en los objetivos de reducción como en las políticas aplicadas (destacando el mercado europeo de comercio de emisiones de gases de efecto invernadero).

El problema del cambio climático es un ejemplo claro de la presencia de externalidades ambientales en las economías de libre mercado: constituyen un fallo que po-

* Agradecimientos: Los autores agradecen los comentarios y sugerencias de Noemí Padrón y reconocen la financiación del ministerio de Educación y Ciencia y FEDER (proyecto SEJ2006-12939). Xavier Labandeira agradece la financiación de la Fundación Repsol YPF. Cualquier error u omisión es únicamente atribuible a los autores.

dría solucionarse con ajustes institucionales (una correcta definición de los derechos de propiedad sobre el medio ambiente) o a través de la intervención pública. Descartada la primera opción por la presencia de innumerables agentes que causan y sufren el problema, la segunda ha dado lugar a la aparición de las políticas ambientales. Éstas se han ido configurando fundamentalmente en las denominadas regulaciones de mandato control y en los instrumentos económicos o de mercado

Los economistas han defendido el uso de los instrumentos económicos de política ambiental desde hace cincuenta años. En contraste con la aproximación regulatoria convencional, estos mecanismos proporcionan flexibilidad a los contaminadores a través de la introducción de precios por contaminar y emulan así el funcionamiento del mercado, consiguiendo distintos niveles de calidad ambiental al mínimo coste (eficiencia estática). Asimismo, los precios inducen el desarrollo de tecnologías más limpias que precisamente eviten los pagos por contaminar en el futuro (eficiencia dinámica).

Un problema ambiental global, como el considerado en este trabajo, y un entorno cada vez más globalizado y deslocalizado en el que hay que compaginar estos objetivos ambientales con objetivos de competitividad, empleo o crecimiento, acentúan el interés y las ventajas comparativas de los mecanismos económicos de política ambiental.

Entre estos instrumentos económicos se encuentran los impuestos ambientales que, además de corregir la externalidad ambiental (primer dividendo o beneficio), permiten que la recaudación obtenida pueda ser utilizada para disminuir la carga

fiscal de otros impuestos sin que los ingresos totales del estado se vean afectados (neutralidad recaudatoria). La ganancia de bienestar obtenida con el cambio fiscal se denomina segundo dividendo de la imposición ambiental, y explica las importantes reformas fiscales, consistentes en la sustitución de la imposición sobre la renta o las cotizaciones sociales por impuestos ambientales, que se han llevado a cabo en distintos países europeos desde finales del siglo XX. Tales modificaciones en los sistemas fiscales se conocen como Reformas Fiscales Verdes (RFV) y constituyen el objetivo de nuestro trabajo dada su utilidad en las políticas de cambio climático, que requieren esfuerzos globales, extensos y viables fiscalmente (nuevos impuestos potentes y estables desde una perspectiva recaudatoria).

No obstante, es evidente que el cambio climático no puede abordarse sólo por medio de soluciones fiscales. Las razones para combinar distintos mecanismos (incluyendo otros instrumentos económicos, como el ya mencionado mercado europeo de comercio de emisiones) comienzan por la importancia social y económica del problema, que recomienda explotar al máximo las alternativas regulatorias disponibles para su control. Sin embargo, el deseable uso simultáneo de mecanismos correctores no debe implicar la utilización reiterativa y no coordinada para un mismo fin ya que las interacciones entre instrumentos podrían causar costes económicos netos, esto es, costes superiores a los beneficios de la corrección.

El objetivo de este trabajo es analizar las RFV: se exponen tanto sus fundamentos como los efectos esperables de su implantación (con evidencia empírica *ex ante* y *ex post*), y se incorporan sus distintas aplicaciones reales. Estamos especialmente inte-

resados en ofrecer información relevante para los reguladores que, en el caso español, pueden contemplar la introducción de un esquema de estas características tanto desde perspectivas ambientales (crecientes emisiones de gases de efecto invernadero) como fiscales (elevada tributación sobre el trabajo).

El artículo se estructura en cinco apartados, incluyendo esta introducción. A continuación se abordan los fundamentos teóricos de las RFV, para seguidamente estudiar la evidencia empírica de las mismas (tercer apartado). En el cuarto epígrafe se describen las principales aplicaciones reales de las RFV, como paso previo a las conclusiones e implicaciones de política. Se suministran, además, abundantes referencias bibliográficas agrupadas en trabajos generales y aquellos referidos a la evidencia empírica internacional, que no se citan directamente en texto pero que están detrás de los resultados presentados en el apartado 3 del artículo.

2. FUNDAMENTOS DE LAS REFORMAS FISCALES VERDES

2.1. El doble dividendo de la imposición ambiental

Un impuesto ambiental es un pago obligatorio que deben realizar los agentes que emiten sustancias contaminantes (a partir o no de un determinado nivel mínimo); se calcula por aplicación de un tipo impositivo (fijo o variable) a una base imponible relacionada con el nivel de descargas al medio natural (Gago y Labandeira, 1999). Es decir, un impuesto es ambiental en la medida en que consiga modificar el comportamiento de los agentes de manera que se reduz-

ca el problema ambiental, sin importar el destino que se le de a la recaudación obtenida con el mismo.

De este modo, además del beneficio en términos ambientales que se logra con el impuesto, el estado dispone de una recaudación extra que puede utilizar para reducir la carga de otros impuestos más distorsionantes, logrando así un beneficio adicional en términos de bienestar. Es lo que se conoce como el «doble dividendo» (DD) de la imposición ambiental. La literatura define el primer dividendo de la imposición ambiental como la mejora ambiental obtenida (Bovenberg y Goulder, 2002) y, como la finalidad de los impuestos ambientales es precisamente ésta, se supone que éste es positivo. El segundo dividendo de la imposición ambiental vendría dado por todos los cambios adicionales en el bienestar no relacionados con el medio ambiente que se consiguen con el impuesto.

Pearce (1991) fue de los primeros en enunciar la hipótesis del DD, si bien con anterioridad ya habían aparecido algunas intuiciones sobre la misma (Terkla, 1984 o Lee y Misiolek, 1986). Las primeras interpretaciones del doble dividendo eran excesivamente optimistas con respecto a las ganancias de bienestar. Se consideraba, utilizando aproximaciones de equilibrio parcial, que el efecto de los impuestos ambientales sobre el bienestar no ambiental era nulo o positivo, con lo que simplemente con las ganancias fiscales que lograban se podía defender el establecimiento de estos impuestos, sin necesidad de evaluar sus efectos ambientales. Esto es lo que la literatura denomina interpretación «fuerte» del doble dividendo (Goulder, 1995).

Sin embargo, con posterioridad y partiendo del trabajo de Bovenberg y de Mooij

(1994) con modelización en equilibrio general, otros autores demostraron que los impuestos ambientales también provocan costes de eficiencia (distorsiones en los mercados o desincentivación de la oferta laboral), con lo que el segundo dividendo de la imposición ambiental sería negativo. No obstante, en la actualidad parece que está generalmente aceptada la existencia de un segundo dividendo «débil» de la imposición ambiental, definido como la ganancia de eficiencia que se consigue cuando se destina la recaudación obtenida con el impuesto ambiental a reducir el peso de otros impuestos más distorsionantes (con respecto a lo que sucedería si esa recaudación se dedicase a otros fines). Es decir, aunque el segundo dividendo no sea positivo, siempre será mejor que la recaudación del impuesto ambiental se destine a reducir otros impuestos más distorsionantes que utilizarla con otras finalidades.

El DD de la imposición ambiental ha influido de manera notable en el diseño de los impuestos ambientales y ha dado lugar a que en algunos países los impuestos ambientales formasen parte de cambios fiscales más ambiciosos: las denominadas RFV.

2.2. Las reformas fiscales verdes

Las RFV asocian el cambio fiscal y la regulación ambiental, con la finalidad de lograr un beneficio adicional en términos de bienestar, básicamente sustituyendo la imposición sobre la renta o las cotizaciones sociales por impuestos ambientales. En función de la intensidad de los cambios realizados, se pueden distinguir dos versiones (Gago y Labandeira, 1999). La primera conforma un enfoque restringido o de reforma parcial, en el cual los impuestos am-

bientales juegan un papel secundario. En este caso el gobierno introduce impuestos ambientales, pero de una manera aislada y sin conexión con ninguna estrategia reformista general.

Por el contrario, en el segundo enfoque, denominado generalizado o de reforma integral, la imposición ambiental pasa a ocupar el papel central en los cambios tributarios. Los impuestos ambientales se introducen masivamente en el sistema fiscal con la finalidad de alterar el equilibrio impositivo, encargándose de compensar las reducciones en el impuesto sobre la renta personal y las cotizaciones sociales, para lograr un beneficio económico-fiscal adicional a su impacto ambiental. Una RFV generalizada se llevaría a cabo en cuatro etapas:

- En la primera fase se produce una revisión del sistema fiscal existente, incorporando impuestos ambientales recaudatorios. Para ello, se pueden adoptar medidas como reducir los tipos marginales máximos del impuesto sobre la renta o las cotizaciones sociales, sustituyéndolos por impuestos ambientales capaces de mantener la recaudación. También se podría adaptar la carga fiscal de la imposición indirecta a los nuevos argumentos ambientales, así como eliminar soluciones fiscales tradicionales que no sean convenientes en términos ambientales.
- En una segunda fase se realiza la incorporación progresiva de nuevos impuestos ambientales puros. Estos impuestos gravan materias tales como la energía, la utilización como inputs de otros productos contaminantes (pesticidas, fertilizantes, etc.), la generación de residuos, la emisión de ver-

tidos líquidos o los consumos con efectos ambientales nocivos (pilas, bolsas de plástico, etc.).

- En la tercera fase se introducen otros instrumentos fiscales de política ambiental, por ejemplo exenciones a productos o consumos con efectos ambientales positivos o reducciones en base a comportamientos energéticamente eficientes.
- Finalmente, en la cuarta fase se añadirían medidas compensatorias y de precaución. Estas medidas pueden ir desde mecanismos redistributivos que compensen la incidencia negativa sobre la equidad de los nuevos impuestos ambientales, hasta bonificaciones degresivas para el sector productivo durante un período máximo.

A continuación se presenta un modelo de equilibrio general para entender los cambios de bienestar asociados a una RFV. Para ello, utilizaremos un modelo similar al de Parry *et al.* (1999), considerando una economía en competencia perfecta en la que existe un consumidor representativo. En esta economía el trabajo (l) es el único factor productivo, utilizado para producir tanto un bien intermedio ($z = z(l_z)$) como un bien de consumo final ($x = f(l_x, z)$). Ambos bienes se producen bajo rendimientos constantes a escala. Adicionalmente, el consumo del bien intermedio z provoca un efecto negativo sobre el medio ambiente y, en consecuencia, sobre el bienestar del consumidor representativo.

La utilidad del consumidor representativo (U) depende de su consumo del bien x y del ocio ($1-l$), pero también de la externalidad negativa provocada por el bien intermedio ($\phi(z)$), de modo que su función de utilidad vendrá dada por:

$$U = u(x, 1-l) - \phi(z)^1$$

Suponemos que el gobierno grava con un impuesto unitario t_l el trabajo y con un impuesto unitario t_z el consumo del bien intermedio. Los ingresos obtenidos con estos impuestos los devuelve a los consumidores mediante transferencias de suma fija (TF).

Por tanto, el problema al que se enfrenta el regulador es:

$$\text{Max } U = u(x, 1-l) - \phi(z)$$

s.a

$$p_x x = (1-t_l)l + TF$$

$$p_x x = l_x + (t_z + p_z)z$$

$$p_z z = l_z$$

$$TF = t_l l + t_z z$$

donde los precios están normalizados con el salario $w=1$, siendo p_x el precio relativo del bien final x y p_z el precio relativo del bien intermedio z . Además, $l = l_x + l_z$.

Las condiciones de primer orden de este problema son:

$$\frac{\partial U}{\partial x} = \lambda p_x \quad \frac{\partial U}{\partial (1-l)} = \lambda (1-t_l)$$

A partir de aquí, podemos obtener las funciones de demanda y con ellas, sustituyéndolas en la función de utilidad, tendremos la función indirecta de utilidad:

$$V = v(p_x, t_l, TF) - \phi(z)$$

Si aplicamos sobre esta función la Identidad de Roy,

¹ Consideramos que la función de utilidad cumple $\frac{\partial U}{\partial x} > 0$; $\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} < 0$; $\frac{\partial U}{\partial (1-l)} > 0$; $\frac{\partial^2 U}{\partial (1-l)^2} < 0$; $\frac{\partial \phi}{\partial z} > 0$; $\frac{\partial^2 \phi}{\partial z^2} > 0$

es decir, la utilidad aumenta cuando se incrementa el consumo del bien o el ocio (aunque estos aumentos son cada vez menores), mientras que la utilidad disminuye cuando se incrementa el bien contaminante (disminución que es mayor cuanto mayor sea la cantidad de bien contaminante).

$$\frac{\partial v}{\partial p_x} = -\lambda x \quad \frac{\partial v}{\partial t_l} = -\lambda l$$

donde el multiplicador de Lagrange λ es la utilidad marginal de los ingresos no laborales².

Supongamos que el regulador decide llevar a cabo una RFV, de manera que incrementa el impuesto ambiental sobre el bien contaminante (t_z) y utiliza los ingresos adicionales para reducir el impuesto sobre el trabajo (t_l) sin variar los ingresos públicos TF . Los efectos sobre el bienestar de esta reforma se obtienen diferenciando la función indirecta de utilidad con respecto al cambio en los tipos impositivos³:

$$\frac{dV}{dt_z} = \frac{\partial v}{\partial p_x} \frac{dp_x}{dt_z} + \frac{\partial v}{\partial t_l} \frac{dt_l}{dt_z} - \frac{d\varphi}{dz} \frac{dz}{dt_z}$$

Para poder visualizar los efectos de la Reforma, si derivamos los ingresos del gobierno con respecto al tipo impositivo sobre el bien contaminante:

$$\frac{dTF}{dt_z} = l \frac{dt_l}{dt_z} + t_l \left(\frac{\partial l}{\partial t_z} + \frac{\partial l}{\partial t_l} \frac{dt_l}{dt_z} \right) + z + t_z \frac{dz}{dt_z} = 0$$

Reordenando,

$$\frac{dt_l}{dt_z} = - \left(\frac{z + t_z \frac{dz}{dt_z} + t_l \frac{\partial l}{\partial t_z}}{l + t_l \frac{\partial l}{\partial t_l}} \right) < 0^4$$

² $\frac{\partial v}{\partial TF} = \lambda$

³ Asumimos que cualquier cambio en los tipos impositivos no altera el equilibrio presupuestario del gobierno, es decir, el incremento (reducción) del impuesto ambiental lleva aparejada siempre una reducción (incremento) del impuesto sobre el trabajo, de manera que los ingresos públicos no varíen. Por tanto t_l será función de t_z con lo que $TF = \varphi(t_z, t_l(t_z)) = \varphi(t_z)$ y $\frac{dTF}{dt_z} = 0$

⁴ $\frac{dt_l}{dt_z} < 0$, ya que cuando aumente el tipo impositivo

sobre el bien contaminante, el tipo impositivo sobre el

Si ahora denominamos S al exceso de gravamen asociado al impuesto sobre el trabajo, tendremos que

$$S = - \frac{t_l \frac{\partial l}{\partial t_l}}{l + t_l \frac{\partial l}{\partial t_l}}$$

En esta expresión, el numerador representa la pérdida de bienestar por una variación marginal en t_l , mientras que el denominador representa el ingreso marginal del impuesto sobre el trabajo.

Por otra parte, dado que estamos en competencia perfecta, los beneficios de producir el bien final x serán iguales a sus costes: $p_x x = (t_z + p_z)z + l_x$. Si diferenciamos totalmente esta expresión y la función de producción del bien x tendremos que

$$dx = \frac{\partial x}{\partial l_x} dl_x + \frac{\partial x}{\partial z} dz$$

Por las condiciones de primer orden de maximización de beneficios, los productos marginales se igualan al cociente entre el precio del input y el precio del producto, y realizando sustituciones obtenemos que

$$\frac{dp_x}{dt_z} = \frac{z}{x}$$

Al sustituir ambas expresiones en la derivada de la función indirecta de utilidad:

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dt_z} = \frac{1}{\lambda} (-\lambda x) \frac{z}{x} + \frac{1}{\lambda} (-\lambda l) \left(\frac{z + t_z \frac{dz}{dt_z} + t_l \frac{\partial l}{\partial t_z}}{l + t_l \frac{\partial l}{\partial t_l}} \right) - \frac{1}{\lambda} \frac{d\varphi}{dz} \frac{dz}{dt_z}$$

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dt_z} = \frac{-z \left(l + t_l \frac{\partial l}{\partial t_l} \right) + lz + lt_z \frac{dz}{dt_z} + lt_l \frac{\partial l}{\partial t_z}}{l + t_l \frac{\partial l}{\partial t_l}} - \frac{1}{\lambda} \frac{d\varphi}{dz} \frac{dz}{dt_z}$$

trabajo tiene que disminuir para que se mantenga el equilibrio presupuestario del gobierno.

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dt_z} = zS + (1+S) \left(t_z \frac{dz}{dt_z} + t_l \frac{\partial l}{\partial t_z} \right) - \frac{1}{\lambda} \frac{d\varphi}{dz} \frac{dz}{dt_z}$$

Reordenando, podemos descomponer el cambio en el bienestar en tres partes

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dt_z} = \underbrace{\left(\frac{1}{\lambda} \frac{d\varphi}{dz} - t_z \right) \left(-\frac{dz}{dt_z} \right)}_{W^{PR}} + \underbrace{S \left(z + t_z \frac{dz}{dt_z} \right)}_{W^R} - \underbrace{(1+S) \left(-t_l \frac{\partial l}{\partial t_z} \right)}_{W^I}$$

El primer componente (W^{PR}) son los efectos primarios, que reflejan el efecto que tiene el impuesto ambiental sobre el bienestar en los mercados afectados directamente por él. Por tanto, los efectos primarios vienen dados por la diferencia entre los beneficios primarios (BP), ligados a la reducción de la externalidad ambiental, y los costes primarios (CP), que tienen que ver con la reducción de los excedentes de los productores y los consumidores provocada por el impuesto ambiental.

$$W^{PR} = BP - CP = \frac{1}{\lambda} \frac{d\varphi}{dz} \left(-\frac{dz}{dt_z} \right) - t_z \frac{dz}{dt_z}$$

Los otros dos componentes son los efectos secundarios (W^{SE}), es decir, los efectos indirectos que provocan los impuestos a través de la cadena de valor añadido de la economía. Distinguimos entre efecto reciclaje (W^R) y efecto interacción (W^I). El primero recoge las mejoras en el bienestar como consecuencia de la sustitución de impuestos distorsionantes por impuestos ambientales, y fue descrito por los economistas ambientales a principios de los ochenta. El efecto interacción, por su parte, refleja las reducciones en el bienestar provocadas por las distorsiones que genera el impuesto ambiental a través de las interacciones con la imposición distorsionante. Este es el efecto observado con los modelos de equilibrio general utilizados desde los noventa.

En resumen, el resultado de una RFV vendrá dado por la suma de los efectos primarios, directamente asociados al problema ambiental, y los efectos secundarios provocados por la utilización de los ingresos de la imposición ambiental para reducir otros impuestos más distorsionantes. Esquemáticamente:

$$\text{Resultados RFV} = W^P + W^S = (BP - CP) + (W^R - W^I)$$

3. EVIDENCIA EMPÍRICA

Una vez analizados los fundamentos teóricos, se presenta a continuación un resumen de los resultados obtenidos por la abundante evidencia empírica existente sobre los efectos de las RFV. Para ello hay que tener en cuenta que existe una gran diversidad metodológica a la hora de analizar los efectos de estas reformas. Podemos comenzar así distinguiendo entre modelos tecnológicos o *bottom-up* y modelos económicos o *top-down* (Capros *et al.*, 1991). Los primeros analizan la tecnología utilizada por los productores y consumidores de energía mientras que los segundos se centran en simular el comportamiento económico y la toma de decisiones de los agentes.

Dentro de los modelos económicos hay también diversidad:

- *Modelos de equilibrio parcial*: llevan a cabo estudios parciales de los efectos provocados por un impuesto ambiental sobre una economía determinada.
- *Modelos macroeconómicos*: se trata de los modelos utilizados tradicionalmente para predecir la evolución en el corto y medio plazo de los principales agregados de la contabilidad nacional. Se estiman económicamente.

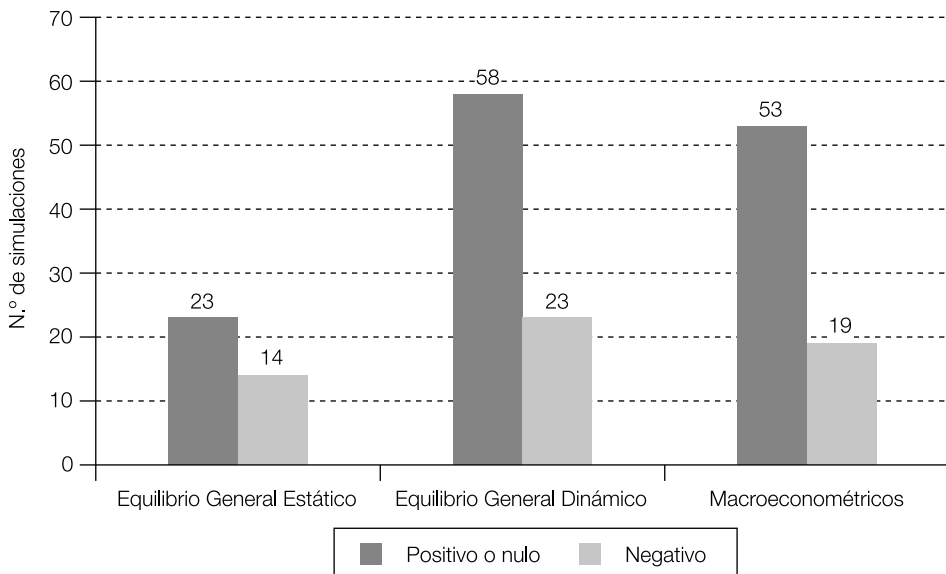
mente, principalmente utilizando técnicas de cointegración.

- *Modelos de equilibrio general*: consideran que los mercados del sistema económico están en equilibrio en todo momento. Pueden ser estáticos, si comparan una situación de equilibrio ex-ante con otra situación ex-post, después de una reforma, sin simular la evolución entre el viejo y el nuevo equilibrio; o bien dinámicos, si permiten analizar la evolución de la economía a lo largo del tiempo, mostrando los efectos de una hipotética RFV a corto, medio y largo plazo.

Se ha realizado un repaso de la evidencia empírica existente sobre los efectos de las RFV. Para ello se han revisado 48 artículos (véase Bibliografía Evidencia Empírica) que incluyen 206 simulaciones, utilizando modelos macroeconómicos o modelos de equilibrio general, sobre los efectos de la introducción o incremento de impuestos ambientales con utilización de los ingresos obtenidos para reducir las cotizaciones sociales o el impuesto sobre la renta (personal y de sociedades).

En los gráficos n.º 1, n.º 2 y n.º 3 se resumen los efectos sobre el PIB, el empleo y el bienestar de las RFV⁵, distinguiendo

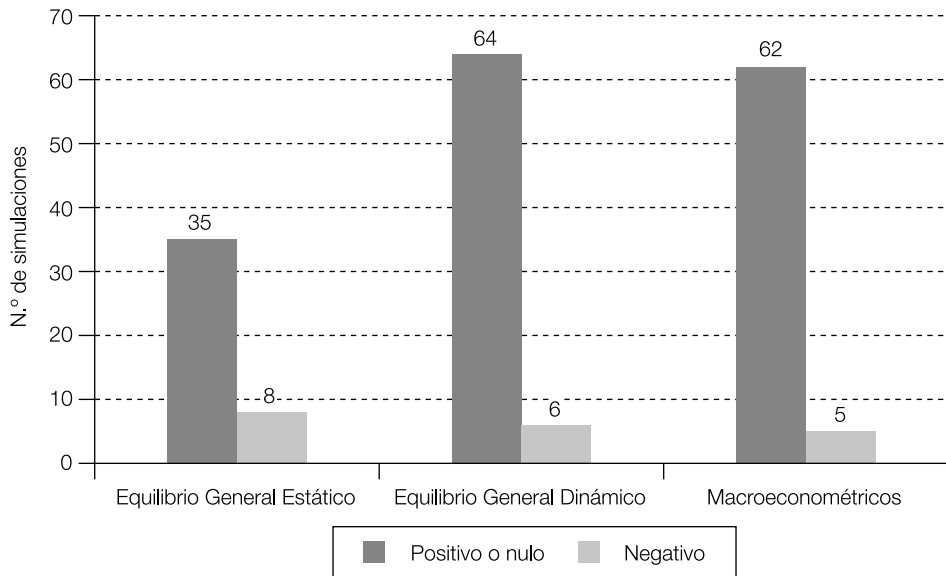
Gráfico n.º 1
Efectos de las Reformas Fiscales Verdes en el PIB



Fuente: Elaboración propia.

⁵ Positivo o nulo (negativo) implica que, como resultado de la introducción de una RFV, la variable considerada se incrementa (disminuye).

Gráfico n.º 2

Efectos de las Reformas Fiscales Verdes en el empleo

Fuente: Elaboración propia.

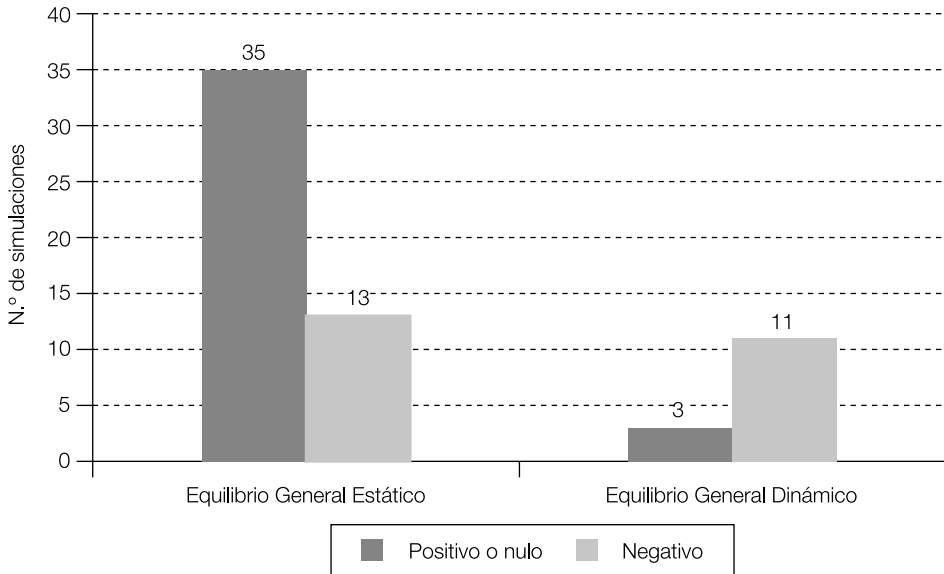
entre simulaciones con modelos de equilibrio general estático, equilibrio general dinámico y macroeconómicos. En el caso del PIB, contamos con 37 simulaciones con modelos de equilibrio general estático, 81 simulaciones con modelos de equilibrio general dinámico y 72 simulaciones utilizando modelos macroeconómicos. Para estudiar los efectos sobre el empleo tenemos 180 simulaciones (43 siguiendo modelos de equilibrio general estático, 70 con modelos de equilibrio general dinámico y 67 con modelos macroeconómicos). Por último, usamos 48 simulaciones con modelos de equilibrio general estático y 14 simulaciones con modelos de equilibrio general dinámico para analizar los efectos sobre el bienestar.

Puede observarse que en el caso del PIB y el empleo los resultados son claramente favorables a una RFV. En el caso del bienestar no está tan claro que una RFV sea beneficiosa, aunque el número de simulaciones es limitado y la mayoría de las variaciones en el bienestar son en un rango muy pequeño.

En el gráfico n.º 4 se observan los efectos de las RFV en función de la alternativa utilizada para reciclar los ingresos obtenidos con el impuesto ambiental, distinguiendo entre reducciones en las cotizaciones sociales (363 simulaciones) y reducciones en el impuesto personal sobre la renta (68 simulaciones). Vemos que en el caso de que los ingresos se reciclen mediante la reducción de las cotizaciones

Gráfico n.º 3

Efectos de las Reformas Fiscales Verdes en el bienestar



Fuente: Elaboración propia.

sociales los efectos son positivos en la gran mayoría de las simulaciones, mientras que cuando se reduce el impuesto sobre la renta los efectos son negativos en la mayoría de las simulaciones (si bien el número de simulaciones es aquí considerablemente menor).

4. LAS REFORMAS FISCALES VERDES EN LA PRÁCTICA

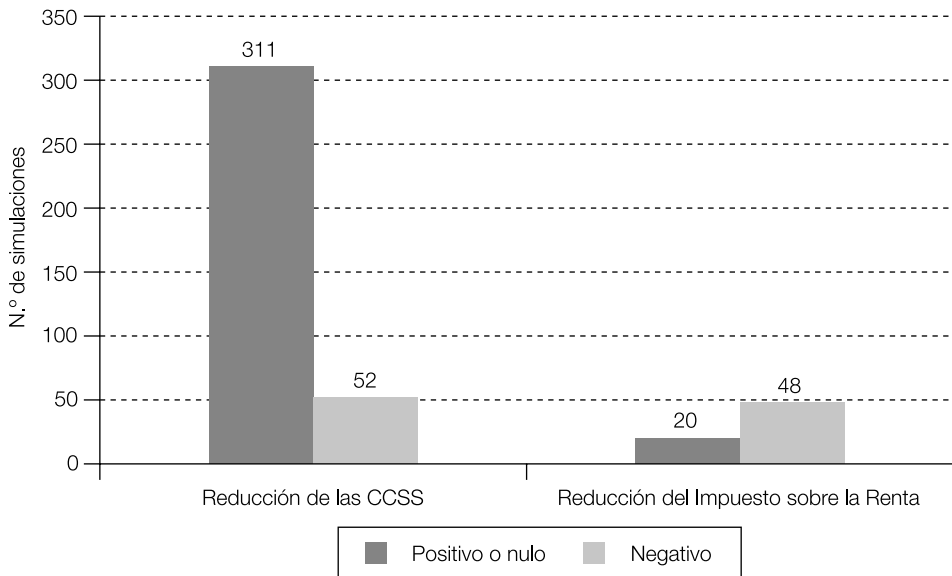
En la actualidad existen bastantes experiencias de RFV, principalmente en los países de la Unión Europea. La búsqueda de un sistema fiscal más eficiente y sencillo, con la utilización de impuestos directos menos altos y más anchos, con reducción de

tratos preferenciales, tipos marginales, tramos e incentivos, y favoreciendo la imposición indirecta, llevó a algunos países europeos a introducir una RFV, usando los impuestos con objetivos compensatorios⁶.

Pueden distinguirse dos generaciones de RFV: la primera fue aplicada en los años noventa, principalmente en los países del norte de Europa (Suecia, 1991; Noruega, 1992; Dinamarca, 1994; Holanda, 1995 y Finlandia, 1997), caracterizándose por utilizar impuestos ambientales potentes (muy relacionados con el sector energético) y por destinar los

⁶ Podríamos decir que la RFV es una variante europea del denominado modelo extensivo que se ha venido aplicando en los sistemas fiscales de los países desarrollados desde mediados de los ochenta.

Gráfico n.º 4

Efectos de las Reformas Fiscales Verdes según la alternativa de reciclaje

Fuente: Elaboración propia.

ingresos obtenidos con estos impuestos a reducir la imposición sobre la renta. En este caso se utilizaba un número reducido de impuestos ambientales, siendo además frecuentes las exenciones a los sectores industriales para evitar pérdidas de competitividad, con lo que la carga fiscal recaía principalmente sobre los consumidores finales.

La segunda generación de RFV surgió a principios de este siglo en países como Alemania o Reino Unido. En este caso, la recaudación de los impuestos ambientales se destina principalmente a reducir las cotizaciones sociales, existiendo además normalmente medidas distributivas compensatorias para los grupos o sectores más afectados por el cambio fiscal.

A continuación se describen con más detalle las experiencias concretas de RFV en un conjunto de países.

4.1. Suecia

En 1990 se aprobó la RFV sueca, que entró en funcionamiento al año siguiente. Se pretendía modificar el *tax mix* en favor de la imposición indirecta y para lograrlo jugaron un papel destacado los impuestos ambientales, principalmente los impuestos sobre las emisiones de CO₂ (cambio climático) y de SO₂ (lluvia ácida). La introducción de estos tributos permitió reducir el impuesto sobre la renta a los trabajadores y pensionistas y las cotizaciones sociales.

Así, el impuesto sobre la renta personal se transformó en un impuesto dual, con dos bases imponibles distintas para las rentas del trabajo y las rentas del capital, y se redujeron fuertemente los tipos marginales máximos.

La existencia de una fuerte restricción presupuestaria obligó a que la presión fiscal global se mantuviese después de la reforma, lo que se logró parcialmente incorporando nuevos impuestos ambientales, de manera que en el plazo de dos años se crearon doce nuevos hechos imponibles relacionados con la protección del medio ambiente⁷. Estos nuevos impuestos, junto con un incremento en el IVA, permitieron compensar la reducción en la imposición directa.

Posteriormente, en enero de 2000, Suecia extendió el alcance de su RFV con incrementos adicionales en los impuestos energético-ambientales. Sin embargo, los ingresos que se lograron con esta medida se destinaron principalmente a financiar programas de educación continua de la fuerza de trabajo. Los restantes ingresos no se utilizaron para reducir la imposición directa, sino que sirvieron para incrementar los ingresos públicos. En 2001 se inició una nueva fase en la RFV sueca, con incrementos en los impuestos sobre el CO₂, el diesel y la electricidad. En esta ocasión los ingresos adicionales logrados se destinaron a incrementar las deducciones en el impuesto sobre la renta y a recortar las cotizaciones sociales al fondo de pensiones por parte de los empleados.

⁷ Entre estos nuevos impuestos ambientales podemos destacar los impuestos citados anteriormente sobre las emisiones de CO₂ y SO₂, así como los impuestos sobre pesticidas, fertilizantes o gasolinas con plomo.

4.2. Finlandia

A principios de 1990 Finlandia se convirtió en el primer país que introducía un impuesto ambiental sobre el CO₂, mediante una accisa adicional aplicada sobre los productos energéticos. Inicialmente solo cubría el diesel y la gasolina, pero a finales de 1993 se extendió a todos los combustibles fósiles.

Entre los años 1994 y 1996 se utilizó un impuesto que tenía en cuenta el contenido tanto energético como carbónico de los combustibles fósiles, para volver en 1997 de nuevo a un impuesto puro sobre el CO₂ excepto en el caso de la electricidad. En 1997 se puso en marcha la RFV finlandesa, con reducciones en el impuesto sobre la renta y las cotizaciones sociales. Los sucesivos incrementos del impuesto anterior (sus tipos impositivos se han ido incrementando anualmente desde principios de los noventa), así como la introducción en 1996 de un impuesto sobre los residuos, han permitido financiar esas reducciones tributarias.

Entre 1999 y 2002 no se produjo ningún incremento en la imposición ambiental, pero sí recortes en la imposición sobre el trabajo. A partir de 2003 se incrementaron los tipos impositivos sobre la energía (en torno a un 5%) y los residuos (casi se dobló), utilizándose los ingresos adicionales para seguir recortando los impuestos sobre el trabajo.

4.3. Noruega

A partir de las conclusiones de una comisión sobre la imposición ambiental que creó el gobierno noruego en 1990, Noruega llevó a cabo una RFV muy similar a la sueca a partir de 1992. Se introdujo un impuesto

sobre las emisiones de CO₂ asociadas al consumo de distintos combustibles, utilizando sus ingresos para reducir fuertemente los tipos impositivos marginales del impuesto sobre la renta.

En 1994 se creó una nueva comisión sobre la imposición ambiental, con el objetivo de que la reforma se fuese extendiendo a largo plazo. Como resultado de los trabajos de esta nueva comisión, en 1998 el parlamento noruego aprobó un incremento de los tipos impositivos de una serie de impuestos ambientales. También se extendió entonces el impuesto sobre el CO₂ a más sectores (a la flota del mar del Norte, al transporte aéreo nacional y al transporte costero de mercancías), utilizándose los ingresos para reducir el impuesto sobre la renta. Todas esas medidas entraron en vigor en 1999.

4.4. Dinamarca

El primer paso para llevar a cabo una RFV en Dinamarca se dio en 1993, cuando el gobierno danés introdujo un impuesto sobre las emisiones de CO₂ aplicado sobre las familias y las empresas, con parte de su recaudación afectada a la financiación de proyectos de ahorro energético en las empresas. Al año siguiente se inició realmente la RFV, con la sustitución de parte de la imposición personal sobre la renta por nuevos impuestos ambientales, por un impuesto salarial ligado a financiar el desempleo y por incrementos en los impuestos sobre los rendimientos generados en la bolsa (Skou-Andersen, 1994). Además, no sólo se introdujeron nuevos impuestos ambientales sino que también se modificaron impuestos energético-ambientales ya existentes para acentuar su condición ambiental. La reforma se realizó de manera gradual, de forma

que en 1995 y 1996 entraron en vigor nuevas fases del impuesto sobre las emisiones de CO₂ y en 1999 se volvieron a incrementar los impuestos energéticos sobre los hogares (Klok *et al.*, 2006).

4.5. Holanda

La utilización de impuestos ambientales en Holanda se remonta a 1970, cuando se introdujo un tributo sobre la contaminación del agua. En los años ochenta se implantaron cinco impuestos ambientales más, que fueron sustituidos a finales de esa década por un impuesto general sobre los combustibles. Posteriormente, en la década de los noventa se produjo un intenso debate que dio como resultado la introducción de una RFV a partir de 1995, con la reducción del impuesto sobre la renta personal y la introducción de nuevos impuestos ambientales (Vos, 1997). De todas maneras, en 1995 también se constituyó una Comisión sobre la imposición ambiental, con la finalidad de seguir utilizando los instrumentos económicos para proteger el medio ambiente además de intensificar los criterios ambientales en los impuestos existentes. Los informes presentados por esta Comisión llevaron a la introducción de cambios fiscales que permitieron mejorar el modelo holandés de RFV.

4.6. Alemania

La RFV alemana se inició en 1999, aplicándose en cinco etapas entre 1999 y 2003. En la primera se produjo una reducción en las contribuciones al fondo de pensiones financiada con incrementos en los impuestos sobre la gasolina, el gasóleo de calefacción y el gas natural, así como la in-

roducción de un impuesto sobre la electricidad (Hoerner y Bosquet, 2001). En las siguientes etapas se han ido realizando reducciones adicionales en las contribuciones al fondo de pensiones, financiadas con incrementos anuales en los impuestos sobre combustibles de automoción y en el impuesto sobre la electricidad.

4.7. Reino Unido

En 1996 se introdujo en el Reino Unido un impuesto sobre vertederos, con su recaudación afectada a la reducción de las cotizaciones sociales de los empleadores. Este impuesto se ha ido incrementando anualmente a partir de 1999.

Posteriormente, en 2001 se estableció el impuesto contra el cambio climático. Se trata de un impuesto sobre el CO₂, aplicado sobre el uso comercial e industrial del gas natural, el carbón, la electricidad y el LPG. Sus ingresos se destinan a financiar reducciones en las cotizaciones sociales de los empleadores, así como a programas de eficiencia energética. Además se aplicó un impuesto sobre los áridos extraídos de las canteras, utilizando también los ingresos para reducir las cotizaciones sociales de los empleadores y para financiar un fondo de sostenibilidad para promover actuaciones medioambientales en las zonas afectadas por las canteras.

4.8. Italia

La RFV en Italia comenzó a raíz de la aprobación de la Ley 23/12/1999, que incluía cambios tributarios graduales para el período 1999-2005. Así, se modificaron las accisas sobre los productos petrolíferos para adaptar su carga al contenido carbó-

nico de los mismos y se introdujeron impuestos sobre el carbón y otros combustibles. La reforma se hizo de manera gradual, con elevaciones anuales de los nuevos tipos impositivos. Los ingresos se destinaron a reducir las cotizaciones sociales, pero sólo en un 60,5%, ya que la recaudación restante se utiliza para medidas compensatorias y a mejorar la eficiencia ambiental del consumo energético.

5. CONCLUSIONES

Este trabajo describe las RFV, tanto desde el punto de vista teórico como en la práctica. Se comenzó con su definición para, a continuación, modelizarlas, presentar evidencia empírica de sus efectos y describir las principales experiencias prácticas de RFV en distintos países europeos.

Una primera conclusión indica que las RFV van más allá de intentar evitar los incrementos de la presión fiscal, ya que el reciclaje de los impuestos ambientales pretende reducir las distorsiones del sistema fiscal. En este sentido, tanto la teoría como la evidencia empírica demuestran que el reciclaje de los ingresos de los impuestos ambientales permite obtener ganancias extra, especialmente en términos de incrementos en el empleo.

Una segunda conclusión tiene que ver con la acentuación de las RFV y su mayor extensión geográfica con el paso del tiempo. Si al principio sólo unos pocos países se atrevieron a introducir una RFV, el desarrollo de la fundamentación teórico-empírica ha llevado a que cada vez sean más los países que inician o se plantean llevar a cabo una reforma verde en su sistema fiscal. Así, dadas las dificultades para conseguir cumplir con los objetivos internacionales marcados

por el Protocolo de Kioto en el caso español, que se unen a un sistema fiscal distorsionante y a un nivel de desempleo preocupante, las posibilidades para el uso de una RFV en España son claras.

Asimismo, es necesario destacar la utilidad que pueden tener las RFV a la hora de aplicar políticas contra los gases precursores de fenómenos de cambio climático. El cambio climático es un problema muy relevante que exige un esquema de actuación global y muy amplio para su corrección, lo que se puede lograr mediante una RFV. Además, la magnitud y estabilidad de la recaudación

obtenida con el gravamen de gases de efecto invernadero permiten que las modificaciones en el sistema impositivo puedan pervivir en el tiempo, introduciendo otra razón (fiscal) para su posible aplicación.

Por último, las cuestiones aquí tratadas son aplicables a otros instrumentos económicos. Si, como se está proponiendo por la Comisión Europea, los derechos de emisión de CO₂ empiezan a ser subastados en el mercado europeo a partir de 2012, los sectores públicos obtendrán unos ingresos que se podrían destinar a reducir los impuestos que distorsionan las actividades económicas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GENERAL

- BOVENBERG, A.L. Y DE MOOIJ, R. (1994): «Environmental levies and distortionary taxation» *The American Economic Review*, vol.84, n.º4, 1085-1089.
- BOVENBERG, A.L. Y GOULDER, L.H. (2002): «Environmental taxation and regulation» en AUERBACH, A. Y FELDSTEIN, M. (editores): «Handbook of Public Economics», vol.3. Elsevier Science, North-Holland.
- CAPROS, P.; KARADELOGLOU, P.; MANTZOS, L. Y MENTZAS, G. (1991): «Impact of energy and carbon tax on CO₂ emissions», informe preparado para la Comisión Europea, DG XII.
- GAGO, A. Y LABANDEIRA, X. (1999): «La Reforma Fiscal Verde». *Ediciones Mundi-Prensa*. Madrid.
- GOULDER, L. (1995): «Environmental taxation and the double dividend: a reader's guide». *International Tax and Public Finance*, vol.2, n.º2, 157-183.
- HOERNER, J.A. Y BOSQUET, B. (2001): «Environmental Tax Reform: The European Experience». Center for a Sustainable Economy. Washington DC.
- KLOK, J.; LARSEN, A.; DAHL, A Y HANSEN, K. (2006): «Ecological tax reform in Denmark: history and social acceptability». *Energy Policy*, vol. 34, n.º8, 905-916.
- LEE, D. Y MISIOLEK, W. (1986): «Substituting pollution taxation for general taxation: some implications for efficiency in pollution taxation». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.13, n.º4, 338-347.
- PARRY, I.; WILLIAMS, R. Y GOULDER, L. (1999): «When can carbon abatement policies increase welfare? The fundamental role of distorted factor markets». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.37, n.º1, 52-84.
- PEARCE, D. (1991): «The role of carbon taxes in adjusting to global warming». *The Economic Journal*, vol.101, n.º407, 938-948.
- RODRÍGUEZ, M. (2005): «El doble dividendo de la imposición ambiental. Una puesta al día» *Papeles de Trabajo del IEF*, 23/2005, Instituto de Estudios Fiscales.
- SKOU-ANDERSEN, M. (1994): «The green tax reform in Denmark: shifting the focus of tax liability». *Environmental Liability*, n.º2, 29-41.
- TERKLA, D. (1984): «The efficiency value of effluent tax revenues» *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.11, n.º2, 107-123.
- VOS, H. (1997): «Environmental taxation in the Netherlands» en O'RIORDAN, T. (editor): «Ecotaxation». Earthscan. Londres.

EVIDENCIA EMPÍRICA

- ANDRÉ, F.J.; CARDENETE, M.A. Y VELÁZQUEZ, E.. (2005): «Performing an environmental tax reform in a regional economy. A computable general equilibrium approach». *The Annals of Regional Science*, vol. 39, n.º2, 375-392.

- BACH, S.; KOHLHAAS, M.; MEYER, B.; PRAETORIUS, B. Y WELSCH, H. (2002): «The effects of environmental fiscal reform in Germany: a simulation study». *Energy Policy*, vol. 30, n.º9 803-811.
- BARKER, T. (1998): «The effects on competitiveness of coordinated versus unilateral fiscal policies reducing GHG emissions in the EU: an assessment of a 10% reduction by 2010 using the E3ME model». *Energy Policy*, vol.26, n.º14, 1083-1098.
- BARKER, T.; BAYLIS, S. Y MADSEN P.. (1993): «A UK carbon/energy tax: the macroeconomics effects». *Energy Policy*, vol. 21, n.º3, 296-308.
- BARKER, T. Y KÖHLER, J. (1998): «Equity and ecotax reform in the EU: achieving a 10 per cent reduction in CO₂ emissions using excise duties». *Fiscal Studies*, vol.19, n.º4, 375-402.
- BEAUMAIS, O. Y BRÉCHET, T. (1995): «Ecotax, rational use of energy and CO₂ emissions», en BOERO, G. Y SILBERSTON, A. (editores): «Environmental Economics». Macmillan Press, Ltd. Londres.
- BJERTAES, G.H. Y FAEHN, T. (2004): «Energy taxation in a small, open economy: efficiency gains under political restraints». Statistics Norway, Research Department, Discussion Paper n.º387.
- BÖHRINGER, C. Y RUTHERFORD, T. (2003): «Carbon taxes and joint implementation. An applied general equilibrium analysis for Germany and India». *Environmental and Resource Economics*, vol. 24, n.º1, 49-76.
- (1997): «Carbon taxes with exemptions in an open economy: a general equilibrium analysis of the german tax initiative». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.32, n.º 2, 189-203.
- BOSELLO, F. Y CARRARO, C.. (2001): «Recycling energy taxes. Impacts on a disaggregated labour market». *Energy Economics*, vol.23, n.º5, 569-594
- BOSSIER, F. Y BRÉCHET, T. (1995): «A fiscal reform for increasing employment and mitigating CO₂ emissions in Europe». *Energy Policy*, vol.23, n.º9, 789-798.
- BRINNER, R.; SHELBY, M.; YANCHAR, J. Y CRISTOFARO, A. (1991): «Optimizing tax strategies to reduce greenhouse gases without curtailing growth». *The Energy Journal*, vol.12, n.º4, 1-14.
- BYE, B. (1996): «Environmental tax reform and producer foresight. A intertemporal computable general equilibrium analysis». Statistics Norway, Research Department, Discussion Papers n185.
- (1998): «Labour markets rigidities and environment tax reforms: welfare effects of different regimes». Statistics Norway, Research Department, 97/13 Documents.
- BYE, B. Y NYBORG, K.. (2003): «Are differentiated carbon taxes inefficient? A general equilibrium analysis». *Energy Journal*, vol.24, n.º2, 95-112.
- CAPROS, P.; GEORGAKOPOULOS, T.; ZAGRAFAKIS, S.; PROOST, S.; VAN REGEMORTER, D.; CONRAD, K.; SCHMIDT, T.; SMEERS, Y. Y MICHELIS, E.. (1995): «Double dividend analysis: first results of a general equilibrium model (GEM-E3) linking the EU-12 countries», en CARRARO, C. Y SINICLACO, D. (editores): «Environmental fiscal reform and unemployment». Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- CARRARO, C.; GALEOTTI, M. Y GALLO, M. (1996): «Environmental taxation and unemployment: some evidence on the "double dividend hypothesis" in Europe». *Journal of Public Economics*, vol.62, n.º1-2, 141-181.
- COMISION EUROPEA(1994): «Taxation, employment and environment: fiscal reform for reducing unemployment». *European Economy*, n.º56, 137-178.
- CONRAD, K. Y LÖSCHEL, A.. (2005): «Recycling of eco-taxes, labor market effects and the true cost of labor: a CGE analysis». *Journal of Applied Economics*, vol. 8, n.º2, 259-278.
- CONRAD, K. Y SCHMIDT, T.. (1998): «Economic effects of an uncoordinated versus a coordinated carbon dioxide policy in the European Union: an applied general equilibrium analysis». *Economic System Research*, Vol. 10, n.º2, 161-182.
- ESCOBAR, J.; VARELA, J. Y DÍAZ, A. (2001): «Análisis jurídico e impacto en la economía española de las medidas propuestas por la Comisión Europea para armonizar la fiscalidad de la energía», presentado en el Seminario Internacional *Fiscalidad del Medio Ambiente y Desarrollo Energético*, 22 y 23 de mayo de 2001. Madrid.
- GARBACCIO, R.F.; HO, M.S. Y JORGENSEN, D.W. (1999): «Controlling carbon emissions in China». *Environmental and Development Economics*, vol.4, n.º4, 493-518.
- GLUEK, H. Y SCHELEICHER, S. (1995): «Endogenous technical progress induced by CO₂ reduction policies: simulation results for Austria». *Environmental and Resource Economics*, vol.5, n.º2, 151-163.
- GÓMEZ, A.; KVERNDOKK, S. Y FAEHN, T. (2004): «Can carbon taxation reduce Spanish unemployment». Working paper, Universidad de Oslo.
- GOULDER, L.H. (1992): «Carbon tax design and U.S. industry performance». *Tax Policy and the Economy*, n.º6, National Bureau of Economic Research.
- (1993): «Energy taxes: traditional efficiency effects and environmental implications» National Bureau of Economic Research Working Paper Series. Working paper n.º 4582.

- (1995): «Effects of carbon taxes in an economy with prior tax distortions: an intertemporal general equilibrium analysis». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.29, n.º3, 271-297.
- HAKONSEN, L. Y MATHIESEN, L. (1997): «CO₂-stabilization may be a no-regrets policy. A general equilibrium analysis of the Norwegian economy». *Environmental and Resource Economics*, vol.9, n.º2, 171-198.
- JORGENSEN, D.W. Y WILCOXEN, P.J. (1993): «Reducing US carbon emissions: an econometric general equilibrium assessment». *Resource and Energy Economics*, vol.15, n.º1, 7-25.
- KEMFERT, C. Y WELSCH, H. (2000): «Energy-capital-labor substitution and the economic effects of CO₂ abatement: evidence for Germany». *Journal of Policy Modeling*, vol.22, n.º6, 641-660.
- KOEPL, A.; KRATENA, K.; PICHL, C.; SCHEBCK, F.; SCHLEICHER, S. Y WUEGER, M. (1996): «Macroeconomic and sectoral effects of energy taxation in Austria». *Environmental and Resource Economics*, vol.8, n.º4, 417-430.
- KOMEN, M.H.C. Y PEERLINGS, J.H.M. (1999): «Energy taxes in the Netherlands: What are the dividends?». *Environmental and Resource Economics*, vol. 14, n.º2, 243-268.
- LI, J.C. (2005): «Is there a trade-off between trade liberalization and environmental quality? A CGE assessment on Thailand». *Journal of Environment & Development*, vol.14, n.º2, 252-277.
- MABEY, N. Y NIXON, J. (1997): «Are environmental taxes a free lunch? Issues in modelling the macroeconomic effects of carbon taxes». *Energy Economics*, vol.19, n.º1, 29-56.
- MAJOCCHI, A. Y MISSAGLIA, M. (2002): «Environmental taxes and border tax adjustments. An economic assessment». *Rivista di diritto finanziario e scienza delle finanze*, vol.61, n.º4, 584-605.
- MANRESA, A. Y SANCHE, F. (2005): «Implementing a double dividend: recycling ecotaxes towards lower labour taxes» *Energy Policy*, n.º33, 1577-1585.
- MAYERES, I. (2000): «The efficiency effects of transport policies in the presence of externalities and distortionary taxes». *Journal of Transport Economics and Policy*, vol.24, n.º4, 655-681.
- PENCH, A. (1998): «Efficiency and distributional effects of ecotaxes in a cge model for Italy», en FOSSATI, A. Y HUTTON, J. (editores) «Policy Simulations in the European Union», Routledge, London.
- (2001): «Green tax reforms in a computable general equilibrium model for Italy». *Fondazione Eni Enrico Mattei, Nota di Lavoro n.º3*.
- PROOST, S. Y VAN REGEMORTER, D. (1996): «The double dividend hypothesis, the environmental benefits and the international coordination of the tax recycling», en CARRARO, C. Y SINISCALCO, D. (editores): «Environmental Fiscal Reform and Unemployment», Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- (2004): «Climate change policy in European countries and its effects on industry» *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 9, n.º4, 1573-1596.
- SCRIMGEOUR, F.G., OXLEY, L. Y FATAI, K. (2005): «Reducing carbon emissions? The relative effectiveness of different types of environmental tax: the case of New Zealand». *Environmental Modelling & Software*, vol.20, n.º11, 1439-1448.
- SHACKLETON, R.; SHELBY, M.; CRISTOFARO, A.; BRINER, R.; YANCHAR, J.; GOULDER, L.; JORGENSEN, D.; WILCOXEN, P.; PAULY, P. Y KAUFMANN, R. (1992): «The efficiency value of carbon tax revenues». Mimeo, Energy Policy Branch, U.S. Environmental Protection Agency.
- STANDAERT, S. (1992): «The macro-sectoral effects of an EC-wide energy tax: simulation experiments for 1993-2005». *European Economy, Special Edition*, n.º1, 127-151.
- VAN HEERDEN, J.; GERLAGH, R.; BLIGNAUT, J.; HERRIDGE, M.; HESS, S.; MABUGU, R. Y MAGUBU, M. (2006): «Searching for triple dividends in South Africa: fighting CO₂ pollution and poverty while promoting growth». *Energy Journal*, vol.27, n.º2, 113-142.
- WELSCH, H.. (1996): «Recycling of carbon/energy taxes and the labor market». *Environmental and Resource Economics*, vol.8, n.º2, 141-155.
- WENDNER, R. (2001): «An applied dynamic general equilibrium model of environmental tax reforms and pension policy». *Journal of Policy Modeling*, vol.23, n.º1, 25-50.
- YANG, H.-Y. Y WANG, T.-F. (2002): «Social incidence and economic costs of carbon limits: a computable general equilibrium analysis for Taiwan». *Applied Economics Letters*, vol.9, n.º3, 185-189.

La política de mitigación del cambio climático y el doble dividendo: el caso de España

Este trabajo analiza la hipótesis del doble dividendo aplicado a la política de control del cambio climático en España utilizando un modelo de equilibrio general aplicado dinámico. El análisis empírico realizado pone de manifiesto que no es posible encontrar un doble dividendo fuerte en los escenarios planteados. Los resultados son más variados en lo que respecta a la existencia de un doble dividendo débil. La reducción de impuestos al trabajo y al consumo disminuye los costes de mitigación en mayor cuantía que la opción de devolver las recaudaciones vía transferencias. Los resultados, sin embargo, también muestran que la hipótesis del doble dividendo débil no está garantizada y tiene que ser examinada en detalle para cada caso concreto.

Lan honetan klima aldaketa kontrolatzeko politikari Espainian aplikatutako dibidendu bikoitzaren hipotesia aztertzen da, eta horretarako, Erantsitako Oreka Orokorreko Eredu dinamiko bat erabili da. Egindako azterlan enpirikoak erakusten duenez, ez da posible dibidendu bikoitz indartsua izatea erabili diren eskenatokietan. Bestalde, emaitzak anitzagoak dira dibidendu bikoitz ahula dagoen kasuetan. Lanari eta kontsumoari dagozkien zergak murrizteak neurri handiagoan txikitzen ditu mitigazioaren kostuak, bildutako dirua transferentzien bidez itzultzearekin alderatuta. Dena den, emaitzek beste zerbait ere erakusten dute, alegia, dibidendu bikoitz ahularen hipotesia ez dagoela bermaturik, eta kasu konketu bakoitzean zehazki aztertu beharra dagoela.

This paper addresses the issue of the double dividend hypothesis in climate change control policy for the Spanish economy using a dynamic GEM. The empirical analysis carried out makes clear that it is not possible to find evidence that supports the strong double dividend hypothesis, at least in the scenarios considered. The results are more varied as regards the existence of a weak double dividend. The reduction in labour and consumption taxes reduces costs as opposed to the option of returning the revenues collected by means of transfers. Other results show, however, that the double dividend hypothesis in his weak version should be carefully examined in light of all the facts and being aware of the different situations.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Modelo y calibración
 3. Escenarios: emisiones futuras y reformas fiscales
 4. Resultados
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: cambio climático, doble dividendo en la imposición ambiental, economía española.

Keywords: climate change, double dividend in the environmental imposition, Spanish economy.

N.º de clasificación JEL: Q54, H23, Q48.

1. INTRODUCCIÓN

La política ambiental puede ocasionar efectos positivos adicionales a la reducción de las emisiones. La hipótesis del «doble dividendo» (Pearce 1991, Oates 1995) hace referencia a los dos posibles beneficios, la mejora del medio ambiente y la mejora económica, que podrían obtenerse utilizando los ingresos de la fiscalidad ambiental para reducir otros impuestos tradicionales. La idea consiste en sustituir impuestos que gravan actividades «positivas», como por ejemplo el trabajo o la inversión, por impuestos que gravan actividades «negativas», como la generación de contaminación. Esta hipótesis es especialmente relevante en el caso del cambio climático; los costes son muy altos si se comparan con otras políticas ambientales, lo que aumenta la posibilidad de obtener un doble dividendo (DD).

Goulder (1995a) y Bovenberg (1996) proporcionan una revisión de las primeras aplicaciones teóricas y prácticas en esta área de investigación. La literatura distingue entre un DD «fuerte» y uno «débil». La versión fuerte afirma que una reforma impositiva ambiental —que mantenga la presión fiscal constante— tendrá un coste negativo independientemente de cómo se utilicen los ingresos impositivos. La versión débil establece que el coste de este tipo reformas será menor devolviendo los ingresos vía transferencias que mediante la reducción de otros impuestos.

Para una correcta estimación del DD, es preciso utilizar modelos que recojan las distorsiones reales previas existentes en una economía mediante un fiel reflejo de su sistema impositivo. Asimismo, es necesario utilizar métodos que nos permitan capturar los múltiples efectos, tanto directos como indirectos, que una política extensa como es una reforma fiscal puede generar. Por ello,

este tipo de políticas no pueden ser analizadas a través de un análisis de equilibrio parcial, sino que necesitan un enfoque más amplio de equilibrio general. Los modelos de equilibrio general computables (MEGA) son en este caso el método más adecuado.

Los análisis empíricos tienden a rechazar la hipótesis del DD «fuerte», aunque algunos modelos teóricos plantean esta posibilidad cuando los mercados de factores están muy distorsionados (Bovenberg y Goulder, 1996). Los costes finales van a depender de la relación entre la magnitud del efecto «interacción», que se produce al introducir un nuevo impuesto ambiental, y la magnitud del efecto «reciclaje», que se produce por el «uso» (o reciclado) de los nuevos ingresos en la reducción de otros impuestos.

Por otro lado, la existencia de un DD «débil» está más abierta a discusión. Una revisión empírica de la literatura (Bosquet, 2001; Gago *et al.*, 2000) muestra que los resultados dependen de los países que hayan sido analizados, de los modelos utilizados (macroeconómicos, input-output, equilibrio general, etc.), así como de los tipos de reformas que se simulen (transferencias, impuestos sobre el trabajo, sobre la producción, transferencias, pagos a la seguridad social, etc.). Lo que se observa es que en ciertos casos, es posible obtener un DD débil pero, tal y como mostró Babiker *et al.* (2003), también puede obtenerse el resultado contrario, es decir que «reciclar» los ingresos impositivos obtenidos a través de una reforma fiscal ambiental disminuyendo el importe de los impuestos tradicionales puede ser una alternativa peor que utilizar estos ingresos para llevar a cabo transferencias monetarias directas a los agentes económicos. Esto podría ocurrir en casos en los que la reducción de impuestos, en lugar de mejorar, empeore una distorsión

importante ya existente en los componentes del consumo. Por lo tanto es extremadamente importante subrayar que la hipótesis del DD, en su versión débil, tiene que ser analizada de forma empírica y con supuestos muy específicos y concretos.

En el caso de España diversos autores han abordado la hipótesis del DD. Manresa y Sancho (2005), por ejemplo, analizan diversas posibilidades mediante un modelo multisectorial dinámico de equilibrio general aplicado (MEGA) estático con desempleo involuntario. A través del estudio de la relación entre salarios reales y desempleo, concluyen que el DD será más probable cuanto mayor sea la flexibilidad en el mercado de trabajo. Por otro lado, Gómez *et al.* (2004) realizan un análisis similar, pero caracterizando el mercado de trabajo de manera endógena. Concluyen que un DD débil en materia de empleo es posible, y que la mejor opción (en términos de empleo) es reducir las contribuciones sociales de los trabajadores más cualificados ya que éstos son más productivos. Por último, Labandeira *et al.* (2004) utilizan un MEGA integrado con un modelo micro-econométrico de demanda, que también muestra la existencia de un DD débil y les permite además afirmar que una reforma fiscal ambiental en España no tendría efectos regresivos significativos.

La mayoría de los estudios internacionales y nacionales se han centrado hasta la fecha en la existencia de DD en un contexto estático y a corto plazo. Algunas excepciones son los trabajos de Goulder (1995b) para la economía norteamericana, y Bye (2000) para la economía noruega. Sin embargo, es importante tener en cuenta los efectos dinámicos cuando el problema o la política a analizar requiere de una perspectiva de largo plazo, como es el caso la mitigación del cambio climático.

En este artículo, analizaremos la hipótesis del DD aplicado al control del cambio climático en España, en un contexto dinámico y bajo diferentes alternativas: reduciendo los impuestos sobre el trabajo, el consumo y el capital. Además, la reducción de emisiones está basada en una política existente y real: la ratificada por España en el Protocolo de Kioto. Un aspecto destacable del análisis es que la política se simula a través de un mercado competitivo de permisos de emisión, lo que nos permite encontrar soluciones coste-efectivas. Para ello, primero fijaremos el dividendo ambiental, es decir, la reducción de emisiones, y después obtendremos el dividendo económico a través del cálculo del coste mínimo de mitigación.

El trabajo se ordena como sigue: en la sección 2 presentamos los aspectos generales y detallados del modelo, y los datos utilizados para su calibración. En la sección 3 describimos los escenarios de análisis planteados y en la sección 4 explicamos los resultados obtenidos. Por último, en la sección 5, recogemos las principales conclusiones obtenidas a lo largo del trabajo y las futuras líneas de investigación.

2. MODELO Y CALIBRACIÓN

2.1. Descripción general

El análisis se basa en un MEGA. Los MEGA son versiones empíricas de un modelo *walrasiano* y recogen la interdependencia entre los distintos agentes económicos. Estos modelos permiten captar el flujo circular de la renta y son útiles para analizar el impacto de políticas que tienen efectos directos e indirectos significativos. Una buena introducción puede encontrarse en Shoven y Whalley (1992).

La simulación de políticas que se extienden en el tiempo requiere el uso de modelos dinámicos. En nuestro caso utilizaremos un MEGA dinámico tipo Ramsey donde los agentes deciden entre consumir o ahorrar (consumo futuro) en cada periodo para maximizar la utilidad en todo el horizonte temporal (utilidad total).

El modelo está compuesto por los siguientes agentes: 1) 22 sectores productivos y 2) un consumidor representativo, que posee los factores productivos (capital y trabajo), 3) un gobierno, que recauda impuestos, provee bienes y servicios públicos y controla las emisiones a través de los permisos de emisión, y por último, 4) el agregado Resto del Mundo, que agrupa todo el sector exterior. La desagregación de los sectores comprende a sectores energéticos (carbón, petróleo, gas natural, electricidad), a sectores relevantes por sus emisiones (agricultura, transporte e industria) y también a sectores relevantes por su peso económico (servicios privados y públicos). El modelo contempla las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) que provienen de la combustión¹ y que realizan tanto los productores como los consumidores.

2.2. Descripción detallada

Productores

Cada sector productivo, $j=1,\dots,J$, produce un bien homogéneo con una tecnología caracterizada mediante funciones CES anidadas². La producción de cada sector (Y_j) en cada momento del tiempo t se obtiene combinando inputs intermedios ($Y_{1,j,t}^D$), capi-

¹ En el caso de España las emisiones de CO_2 representan (en el año base) el 72% de las emisiones totales de gases de efecto invernadero.

² CES (Funciones de elasticidad de sustitución constante, ver anexo).

tal ($K_{j,t}$), trabajo ($L_{j,t}$) y emisiones ($E_{j,t}^P$). Las emisiones pueden ser consideradas como un factor productivo más, ya que tienen que ir asociadas a un permiso de emisión que tiene un precio de mercado. La ecuación 1 recoge la forma genérica³ de esta función de producción, mientras que en el gráfico n.º 1 se recoge su estructura de for-

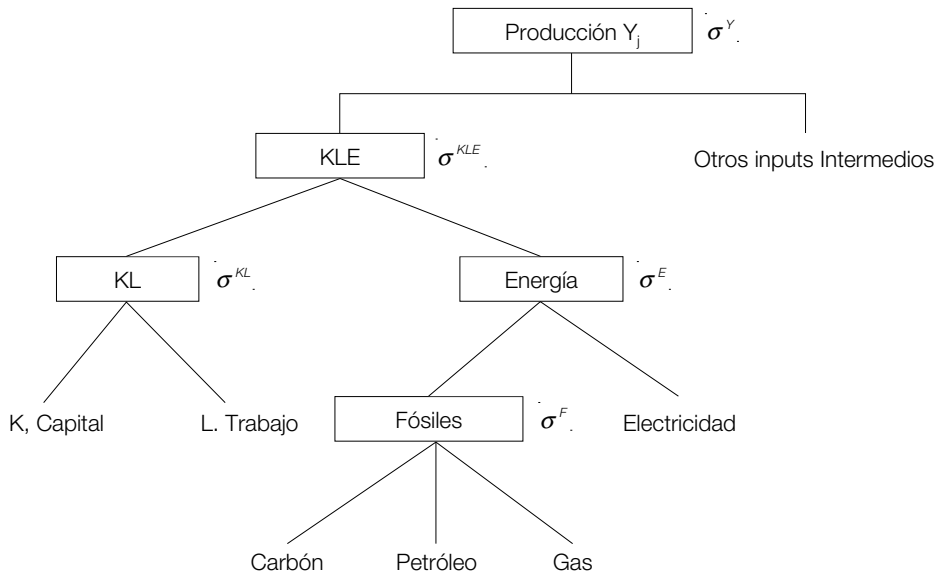
ma gráfica⁴. El parámetro σ representa la elasticidad de sustitución entre inputs.

$$Y_{j,t} = CES(Y_{1,j,t}^{ID}, \dots, Y_{J,j,t}^{ID}; K_{j,t}; L_{j,t}; E_{j,t}^P : \sigma^Y, \sigma^{KLE}, \sigma^{KL}, \sigma^E, \sigma^F, \sigma^F), \forall(j,t) \quad (1)$$

Los productores maximizan beneficios sujetos a las restricciones tecnológicas des-

Gráfico n.º 1

Estructura de la función de producción



Fuente: Elaboración propia.

³ La ecuación 1 es una forma reducida de presentar dichas funciones, mediante los inputs y las elasticidades, para evitar su gran extensión algebraica. A modo de ejemplo; una función CES para el caso de dos niveles de anidamiento y dos inputs tiene la siguiente forma:

El primer nivel:
 $Y = CES(X_1, X_2; \sigma) = (a_1 X_1^{\sigma-1/\sigma} + a_2 X_2^{\sigma-1/\sigma})^{\sigma/(\sigma-1)}$ y el segundo nivel:
 $X_2 = CES(X_3, X_4; \psi) = (a_3 X_3^{\psi-1/\psi} + a_4 X_4^{\psi-1/\psi})^{\psi/(\psi-1)}$,
donde a_1, a_2, a_3, a_4 son parámetros y σ, ψ representan las elasticidades de sustitución entre los inputs.

critas. El beneficio neto de impuestos en el equilibrio será nulo, es decir, el valor del output de cada sector será igual al valor de todos los inputs utilizados. Esta condición

⁴ Es habitual en este tipo de modelo representar gráficamente las funciones de producción por su compleja extensión algebraica.

se recoge en la ecuación 2, donde $P_{j,t}$ es el precio del output del sector j en el instante t , $P_{K,t}$ es el precio del capital, $P_{L,t}$ el precio del trabajo y $P_{E,t}$ el precio de los permisos de emisión. Por otro lado, τ_j^P y τ_j^L son las tasas impositivas sectoriales sobre la producción y el trabajo.

$$(P_{j,t} + \tau_j^P) \cdot Y_{j,t} - [P_{j,t} \cdot Y_{j,j,t}^{ID} + P_{K,t} \cdot K_{j,t} + (P_{L,t} + \tau_j^L) \cdot L_{j,t} + P_{E,t} \cdot E_{j,t}^P] = 0 \quad \forall (j,t) \quad (2)$$

Consumidores

El modelo considera un único consumidor representativo que es el propietario de los factores de producción (capital y trabajo). Las preferencias de los consumidores en el periodo t se definen mediante una función de utilidad CES anidada de los diferentes bienes de consumo j ($C_{j,t}$) y elasticidades (ver ecuación 3 y gráfico n.º 2).

$$U_t = CES(C_{1,t}, \dots, C_{J,t} : \sigma^C, \sigma^{CE}, \sigma^{CB}), \forall t \quad (3)$$

La utilidad total (U) es una agregación de las utilidades intertemporales (U_t), como recoge la ecuación 4. La elasticidad de sustitución intertemporal (σ^U) es el parámetro que nos permite modelizar las preferencias entre utilidad presente y utilidad futura.

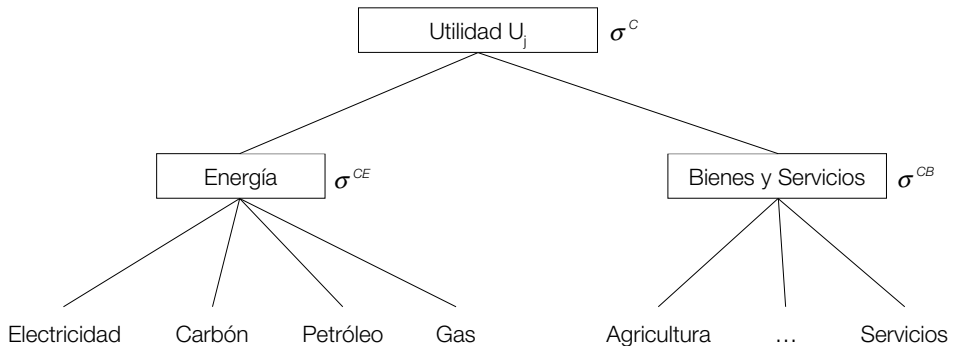
$$U_t = U = CES(U_1, \dots, U_t : \sigma^U) \quad (4)$$

El consumidor maximiza la utilidad total sujeto a una restricción presupuestaria. En el equilibrio el ingreso obtenido en cada periodo por el trabajo, el capital y las transferencias del gobierno (T_t) debe ser igual al gasto realizado en consumo ($C_{j,t}$), pago de impuestos (τ_j^C), compra de permisos de emisión (E_t^C), más el dinero destinado al ahorro (S_t), como se recoge en la ecuación 5. Los consumidores también generan emisiones y suponemos que también necesitarían adquirir permisos de emisión.

$$P_{K,t} \cdot K_t + P_{L,t} \cdot L_t + T_t = \sum_{j=1}^J (P_{j,t} + \tau_j^C) \cdot C_{j,t} + P_{E,t} \cdot E_t^C + S_t, \forall t \quad (5)$$

Gráfico n.º 2

Estructura de la función de utilidad



Fuente: Elaboración propia.

Gobierno

El gobierno recauda impuestos sobre la producción, el trabajo y el consumo. También obtiene ingresos de los permisos de emisión, siendo E_t la suma de las emisiones de los productores y consumidores en cada periodo. Estos ingresos se emplean en proveer bienes y servicios públicos $G_{j,t}$ y en realizar transferencias a los consumidores (T), de forma que el déficit público sea siempre nulo (ver ecuación 6). Las preferencias del gobierno se recogen a través de una función Leontief, lo que nos permite mantener fijo en el análisis la estructura del gasto público (ver ecuación 5). También suponemos que cualquier cambio en los ingresos del gobierno, debido a los ingresos extras obtenidos por los permisos de emisión, se compensará mediante la reducción de otros impuestos (escenarios de reforma fiscal) de forma que la presión fiscal permanezca constante.

$$\bar{G} = \text{Leontief}(G_{1,1}, \dots, G_{J,t}), (\forall t) \quad (6)$$

$$\left[P_{E,t} \cdot E_t + \sum_{j=1}^J (P_{L,t} \cdot \tau^L \cdot L_{j,t} + P_{j,t} \cdot \tau_j^C \cdot C_{j,t} + P_{j,t} \cdot \tau_j^P \cdot Y_{j,t}) \right] = \left[\sum_{j=1}^J P_{j,t} \cdot G_{j,t} + T_t \right], \forall t \quad (7)$$

Sector exterior

Para capturar las relaciones económicas con el entorno hemos agrupado a todos los países en un único agregado llamado «Resto del Mundo» y, de todos los flujos existentes, hemos considerado únicamente las importaciones y exportaciones de bienes y servicios. El comercio se modela siguiendo dos supuestos habituales en un MEGA. El primero, es el «supuesto de economía pequeña y abierta», según el cual a) la economía doméstica es demasiado pequeña para influir en los precios mundiales y b) las ne-

cesidades de importación y exportación pueden ser satisfechas mediante el comercio con el Resto del Mundo. El segundo, es el «supuesto de Armington» (Armington, 1969), que considera los bienes domésticos e importados/exportados como sustitutos imperfectos. En la práctica, esto supone modelar la oferta total ($Y_{j,t}^{TS}$) como una función CES (ecuación 8), que agrega la producción doméstica ($Y_{j,t}$), y las importaciones ($M_{j,t}$), y la demanda total ($Y_{j,t}^{TD}$) como una función de transformación CET⁵ (ecuación 9), que divide la demanda doméstica ($Y_{j,t}^D$) y las exportaciones ($Y_{j,t}$).

$$Y_{j,t}^{TS} = \text{CES}(Y_{j,t}, M_{j,t}), \quad \forall(j,t) \quad (8)$$

$$Y_{j,t}^{TS} = \text{CET}(Y_{j,t}^D, X_{j,t}), \quad \forall(j,t) \quad (9)$$

Finalmente, es necesario cerrar los flujos del modelo. En nuestro caso, suponemos que el déficit comercial, las importaciones menos las exportaciones, se mantiene constante y se financia a través del presupuesto de los consumidores (ecuación 10), siendo $P_{X,t}$ una variable que sirve para ajustar (vaciar) este mercado.

$$\sum_{j=1}^J P_{X,t} (M_{j,t} - X_{j,t}) = \bar{XD}_t, \quad \forall(t) \quad (10)$$

Crecimiento económico y cambio tecnológico

El crecimiento económico proviene del aumento del factor trabajo (exógeno) y del factor capital (endógeno). La oferta de trabajo está dada en el año de referencia inicial y crece a una tasa constante g (ecuación 11). El stock de capital también está dado en el año inicial ($\bar{K}_0$), pero su crecimiento (ecuación 11), depende de la decisión de consu-

⁵ CEST (funciones de elasticidad de transformación constante, ver anexo)

mir ($\bar{C}_t$) o invertir (I_t) en cada periodo y de la tasa de depreciación del capital (δ).

$$\bar{L}_{t+1} = \bar{L}_t \cdot (1+g), \quad \forall(t) \quad (11)$$

$$K_{t+1} = K_t \cdot (1+\delta) + I_t, \quad \forall(t) \quad (12)$$

Para aproximar un modelo de horizonte infinito a uno finito necesitamos adoptar una condición de transversalidad en el stock de capital; en caso contrario todo el capital sería consumido para el último periodo. Lau *et al.* (2002) proponen diferentes reglas para que la distorsión de esta condición sea mínima y, en nuestro caso, adoptaremos la más habitual en la literatura sobre MEGA (ecuación 13); que el crecimiento de la inversión y de la utilidad en el último periodo (T) sea idéntico.

$$\frac{I_T}{I_{T-1}} = \frac{U_{T,priv'}}{U_{T-1,priv'}} \quad (13)$$

El progreso tecnológico, que mide las mejoras previstas en cuanto a emisiones (CO_2) por unidad de output (PIB), se captura a través de un parámetro exógeno (φ_t). Este parámetro sigue una función logística, típica de los procesos de difusión tecnológica (ecuación (14)), donde el parámetro parte de un valor inicial en t_0 , aumenta gradualmente y finalmente se estabilizan en t_f .

$$\varphi_t = \varphi_{tf} \cdot \frac{1}{1 + (\varphi_{tf} / \varphi_{t_0} - 1) \cdot e^{-t}}, \quad \forall(t) \quad (14)$$

Emisiones y política ambiental

Las emisiones totales (E_t) se calculan como la suma de las emisiones de productores (E_t^P) y consumidores (E_t^C) en cada periodo. Las emisiones están asociadas mediante coeficientes (α_e, y_e)⁶ al uso de carbón, petróleo y gas, tanto de producto-

res como de consumidores, y están corregidas en cada periodo por el parámetro (φ_t) de mejora tecnológica.

$$E_t^P = \varphi_t \sum_{j=1}^J \sum_{e=1}^3 \alpha_e \cdot Y_{e,j,t}^D, \quad \forall t \quad (15)$$

$$E_t^C = \varphi_t \cdot \sum_{e=1}^3 y_e C_{e,j,t}^D, \quad \forall t \quad (16)$$

La política ambiental se implementa a través de un mercado ideal de permisos de emisión transferibles. En este sistema, el gobierno fija para cada periodo el número de permisos y los subasta inicialmente en el mercado. Desde un punto de vista teórico, esta aproximación tiene la ventaja de permitirnos obtener soluciones coste-efectivas; los objetivos de reducción de emisiones se alcanzan a un coste mínimo. Un mercado de permisos es, además, una forma natural de introducir una política de mitigación de emisiones en un MEGA, ya que los permisos pueden ser tratados como un factor productivo más, que tiene su propia oferta y demanda, y su precio de equilibrio (Dellink, 2005). Si el número de permisos superan el nivel de emisiones no habrá escasez y su precio será cero, pero a medida que el gobierno comienza a reducir el número de permisos su precio comenzará a aumentar.

Las posibilidades de reducción de las emisiones de combustión están determinadas, fundamentalmente, por las posibilidades de sustitución entre inputs, ya que la quema de combustibles fósiles genera inevitablemente emisiones de CO_2 ⁷. Estos cambios pueden resumirse a través de variaciones en: a) mix energético, sustituyendo combustibles más intensivos en CO_2 por

⁷ Aunque existen tecnologías de captura y almacenamiento de carbono (CAC) estas posibilidades están todavía en fase de experimentación por razones de rentabilidad y de análisis de riesgo.

⁶ Para $e \in$ (carbón, petróleo, gas).

otros menos intensivos; b) estructura productiva, sustituyendo el uso de energía por otros inputs intermedios; y en c) estructura económica, sustituyendo la producción-consumo de bienes intensivos en emisiones por otros más «limpios». Por último, y cuando todas estas posibilidades de sustitución ya han sido explotadas, la única manera de reducir la emisiones es través de una d) reducción la actividad económica.

Equilibrio y solución

El concepto de equilibrio empleado responde a la noción *walrasiana* tradicional; las cantidades ofertadas son iguales a las cantidades demandadas y todos los agentes cumplen con sus planes de optimización. En nuestro caso, esto supone un equilibrio en el mercado de bienes y servicios (ecuación 17), en el mercado de trabajo y capital (ecuación (18) y (19)) y entre el ahorro y la inversión (ecuación 20). Por último, en el mercado de permisos de contaminación las emisiones totales serán iguales al número de permisos puestos en circulación (ecuación 23).

$$Y_{j,t}^{DD} = \sum_{j=1}^J Y_{j,j,t}^{ID} + C_{j,t} + G_{j,t} + I_{j,t} \quad (17)$$

$$\sum_{j=1}^J L_{j,t} = \bar{L}_t \quad (18)$$

$$\sum_{j=1}^J K_{j,t} = K_t \quad (19)$$

$$S_t = \sum_{j=1}^J P_{j,t} \cdot I_{j,t} + \overline{XD}_t \quad (20)$$

$$\bar{E}_t = E_t^P + E_t^C \quad (21)$$

Encontrar las soluciones de equilibrio implica resolver un sistema dinámico y finito de ecuaciones no lineales, donde los pre-

cios actúan como variables de ajuste. Para la programación del modelo se ha utilizado el lenguaje GAMS/MPSGE y para su resolución el algoritmo PATH.

Calibración y datos

Para calibrar el modelo utilizamos una matriz de contabilidad social (SAM) en la que hemos integrado la información de la tabla input-output (TIO) simétrica y la información de los balances energéticos sectoriales (ver apéndices, cuadro n.º 1 y n.º 2). Esta integración nos permite conocer los flujos energéticos subyacentes en la TIO y calcular a partir de ellos las emisiones de CO₂.

En un modelo dinámico es necesario conocer el valor de la tasa de crecimiento (g) y de la tasa de depreciación del capital. En nuestro caso asignamos a estos parámetros un valor anual de 2,5% y 5% respectivamente, que son los valores medios anuales de la economía española para el periodo 1990-2005.

La reacción de los agentes ante los cambios se recoge a través de las elasticidades de sustitución. Las elasticidades van unidas a la estructura de las funciones utilizadas en el modelo y para su estimación es necesario un análisis econométrico. En nuestro caso, la estructura de las funciones de producción, comercio y utilidad provienen del modelo MIT-EPPA (Babiker *et al.*, 2001) y también el valor de las elasticidades (cuadro n.º 3).

Las emisiones de CO₂ en el año base se calculan a través del uso de coeficientes medios para el carbón, el petróleo y el gas natural. Estos coeficientes necesitan ser ajustados para considerar que en algunos sectores (Ej. químico, plástico, caucho, etc.) el uso de combustibles no se destina íntegramente a la combustión. Estos datos se recogen en el cuadro n.º 3 y los resulta-

Cuadro n.º 3

**Elasticidades de sustitución producción,
utilidad y comercio internacional**

σ^Y	Elasticidad de sustitución entre inputs materiales y Energía-Capital-Trabajo	0
σ^{KLE}	Elasticidad de sustitución entre Energía y Capital-Trabajo	0,5
σ^{KL}	Elasticidad de sustitución entre Capital-Trabajo	1
σ^E	Elasticidad de sustitución entre Electricidad y Combustibles Fósiles	0,5
σ^F	Elasticidad de sustitución entre Carbón, Petróleo y Gas Natural	1
σ^A	Elasticidad de sustitución entre bienes domésticos e importados	3
σ^T	Elasticidad de transformación entre bienes domésticos y exportaciones	2
σ^U	Elasticidad de sustitución entre utilidades intertemporales	0,5
σ^C	Elasticidad de sustitución entre consumo de bienes energéticos y no energéticos	0,5
σ^{CE}	Elasticidad de sustitución en el consumo entre bienes energéticos	1
σ^{CB}	Elasticidad de sustitución en el consumo entre bienes y servicios	1

Fuente: MIT-EPPA (Babiker *et al.*, 2001).

Cuadro n.º 4

**Coefficientes medios de emisión y uso de combustibles fósiles
en la combustión**

	Carbón	Petróleo	Gas
Toneladas CO ₂ / Ktep	4,104	2,851	2,187
Industria química (%)	69	65	38
Industria (en general) (%)	–	75	–

Fuente: Eurostat 2005.

dos por sectores se recogen en cuadro n.º 2 del apéndice⁸.

Una descripción más detallada los datos utilizados y de la calibración del modelo puede encontrarse en González (2007).

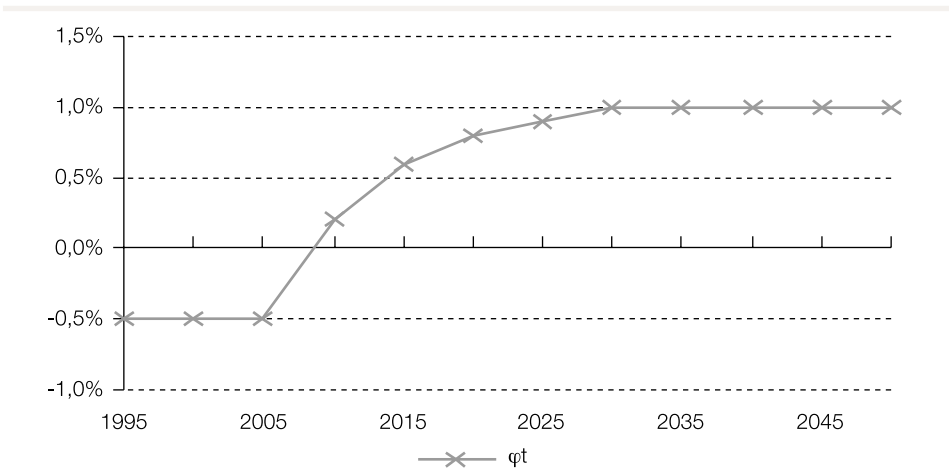
3. ESCENARIOS: EMISIONES FUTURAS Y REFORMAS FISCALES

El nivel de las emisiones futuras en nuestro modelo depende del crecimiento económico (g) y del cambio tecnológico exógeno (φ_t). Este último parámetro mide la diferencia entre el crecimiento de las emi-

siones de CO₂ y el crecimiento del PIB. Las emisiones de CO₂ crecieron en España en el periodo 1990-2005 a una tasa media anual del 3%, mientras que el PIB lo hizo una tasa del 2,5%, luego el valor medio para este parámetro sería de un -0,5% anual. Sin embargo, la literatura (Grubb *et al.* 1993) suele asignarle un valor positivo y cercano al 1%, según estudios y regiones. Para solucionar esta discrepancia, supondremos que la difusión tecnológica hará converger a España hacia estos valores, aunque con un cierto retraso y siguiendo una función logística (ecuación (14)), tal y como se recoge en gráfico n.º 3.

Gráfico n.º 3

Proyecciones del parámetro de cambio tecnológico

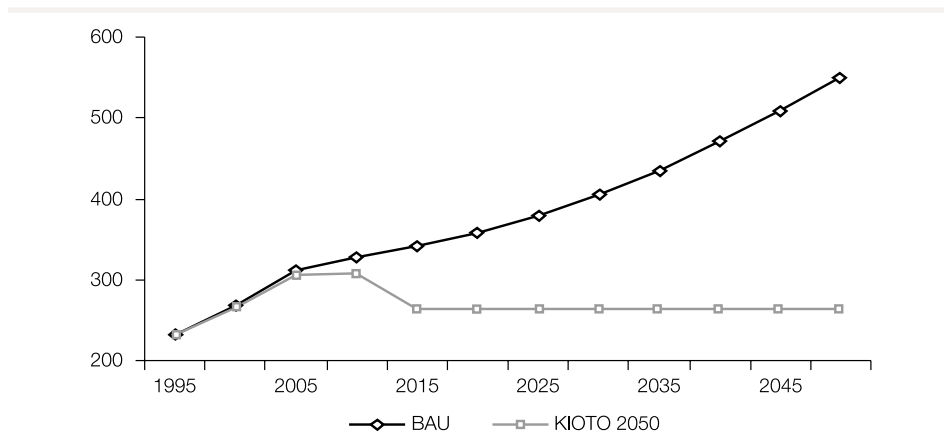


Fuente: Elaboración propia.

⁸ Mediante el uso de coeficientes medios las emisiones de combustión estimadas para el año base son 232 MtCO₂ mientras que las emisiones calculadas por las Cuentas Ambientales (INE 2002) para ese año son 248 MtCO₂. La diferencia (6%) es normal teniendo en cuenta las simplificaciones del método de cálculo.

Según estos parámetros, en el escenario BAU o «Business as Usual» (ver gráfico n.º 4) las emisiones crecerán hasta alcanzar en el año 2050 las 550 millones de toneladas de CO₂. El otro escenario, el escenario

Gráfico n.º 4

Emisiones CO₂ escenario BAU y Kioto(Millones de toneladas de CO₂)

Fuente: Elaboración propia.

«Kioto 2050», es una extensión hasta el año 2050 de los actuales acuerdos adquiridos por España en el Protocolo de Kioto⁹. Este escenario supone reducir (y estabilizar) las emisiones para el periodo 2008-2012 de forma que éstas no superen un 15% las emisiones del año de referencia de 1990. El ritmo de reducción de emisiones hasta el año 2008-2012 esta basado en las previsiones presentadas por el primer Plan Nacional de Asignación de Emisiones del Ministerio del Medio Ambiente (PNA, 2004).

Por lo tanto, la política ambiental que analizamos es una reducción de las emisiones de CO₂ en España acorde con unos objetivos y plazos reales; éste será el dividendo ambiental. La política se implanta de una manera coste-efectiva, y para ello se

simula un mercado ideal de permisos de emisión que asegura el coste mínimo de cumplimiento, donde el gobierno asigna el número de permisos de emisión y los va reduciendo al ritmo que marcan los objetivos. Esto generará unos ingresos que son devueltos de forma que la presión fiscal se mantiene siempre constante; el beneficio (o coste) neto de esta reforma fiscal ambiental será el dividendo económico.

Por lo tanto, para analizar la hipótesis del DD es necesario tener en cuenta, por un lado, la introducción de la política ambiental, y por el otro, la forma en la que son reciclados los ingresos. Las posibilidades o escenarios de reciclaje de estos ingresos se recogen en el cuadro n.º 5. Dentro de las opciones existentes, se contempla la compensación vía transferencias, vía reducción de impuestos al trabajo, al capital y, por último, mediante una reducción de los impuestos al consumo.

⁹ Nótese que se no se están considerando emisiones de gases de efecto invernadero distintas al CO₂, aunque estos otros gases sí están incluidas en los compromisos del Protocolo de Kioto.

Cuadro n.º 5

Escenarios de reciclaje de las recaudaciones ambientales

RK	Compensación vía transferencias
RL	Compensación vía reducción de impuestos al trabajo
RC	Compensación vía reducción de impuestos al consumo
RK	Compensación vía reducción de impuestos al capital

Fuente: Eurostat 2005.

4. RESULTADOS

Los resultados que analizaremos en este apartado se van a centrar en la relación entre los costes de mitigación del CO₂ y la hipótesis del DD. Para un análisis específico sobre los costes de mitigación en España véase González (2007).

Hipótesis del doble dividendo fuerte

El cuadro n.º 6 recoge los resultados obtenidos en el año 2050 para cada uno de los escenarios de reforma fiscal propuestos. En todos los escenarios el objetivo o dividendo ambiental es idéntico ya que los resultados los obtenemos siempre comparando el escenario BAU con el escenario Kioto 2050; en el año 2050 el escenario Kioto 2050 supone una reducción del CO₂ del 45% con respecto al escenario BAU. Los ingresos de la política ambiental generados son devueltos de forma que, en todos los casos, el gasto público con respecto al escenario BAU no varíe.

El coste económico, en términos de utilidad total (variación equivalente hicksiana 1995-2050), supone una pérdida de un 0,35% para el escenario RT, de un 0,33%

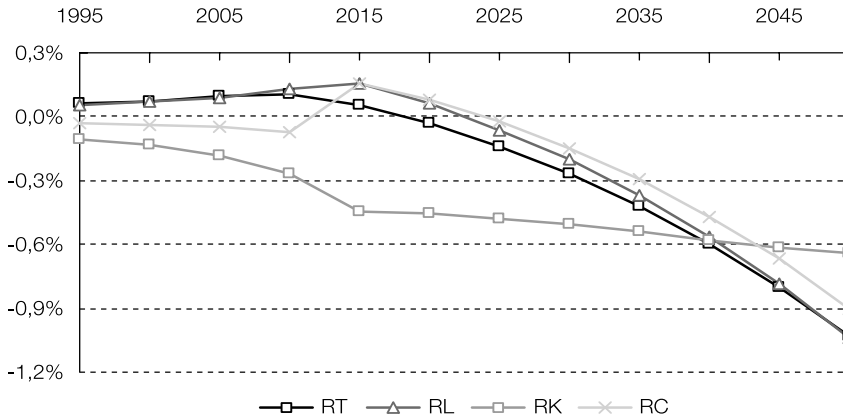
en el escenario RL, de un 0,32% en el escenario RC y de un 0,42% para el escenario RK. Esto resultados rechazan la hipótesis de un DD fuerte para los casos aquí planteados, siempre que tomemos la utilidad total como medida.

Durante los primeros periodos, y en algunos escenarios (RT y RL), observamos que la utilidad aumenta (gráfico n.º 5). Este hecho podría inducirnos a pensar en la existencia de un DD fuerte. Sin embargo, estos resultados se deben a una preferencia de los agentes por consumir más en el presente y menos en el futuro (tasa de descuento positiva), siendo los costes finales en término de utilidad decrecientes y, finalmente, negativos.

Hipótesis del doble dividendo débil

Si analizamos el DD débil en los cuatro escenarios planteados, a través de la utilidad total, observamos (ver cuadro n.º 6) que una reforma fiscal ambiental reduciendo los impuestos al trabajo (RL) y al consumo (RC) es menos costosa que devolver los nuevos ingresos a través de transferencias directas (RT). En este sentido, puede decirse que es posible una versión débil del DD. Sin embar-

Gráfico n.º 5

Evolución de la utilidad en cada escenario

Fuente: Elaboración propia.

go, también observamos que puede suceder lo contrario; una reducción de los impuestos al capital (RK) puede ser más costosa que la opción de las transferencias.

Si nos fijamos en la evolución de la utilidad en el escenario RT y RL, vemos que esta variable sigue una trayectoria parecida (ver gráfico n.º 5); inicialmente es positiva, aumenta los primeros periodos y disminuye una vez que las emisiones comienzan a ser controladas. El escenario RC es también similar a los anteriores; ya que aunque la utilidad es inicialmente negativa, termina disminuyendo a medida que se reducen las emisiones. En el escenario RK se observa, por el contrario, que la trayectoria es distinta. La utilidad en un inicio es negativa, disminuye progresivamente pero de forma más gradual y menos intensa a partir de 2012.

Para analizar el comportamiento de la variable utilidad en el escenario RK es necesario explorar la evolución de otras varia-

bles. El gráfico n.º 6 recoge la evolución del consumo, la inversión y el PIB en cada uno de estos cuatro escenarios.

Lo primero que observamos, es que en los escenarios RT, RL y RC los agentes anticipan la política, y reaccionan trasladando más consumo al presente, mientras que en el escenario RK, las reducciones al consumo se reparte de una forma más homogénea.

Un mayor consumo supone una menor inversión. Tal y como se observa en el gráfico n.º 6 la inversión aumenta constantemente en el escenario RK, mientras que disminuye en el resto de escenarios. El escenario RK muestra cómo una reducción de los impuestos sobre el capital estimula el ahorro y la inversión. Los peores resultados, en términos de utilidad, se explican por una mayor dedicación de recursos a la producción y al consumo intermedio, que hacen aumentar incluso el PIB (+0.62%) en 2050, y por una menor dedicación al consumo final.

Cuadro n.º 6

**Resultados escenarios reciclaje para el año 2050 escenario Kyoto 2050
respecto al escenario BAU**

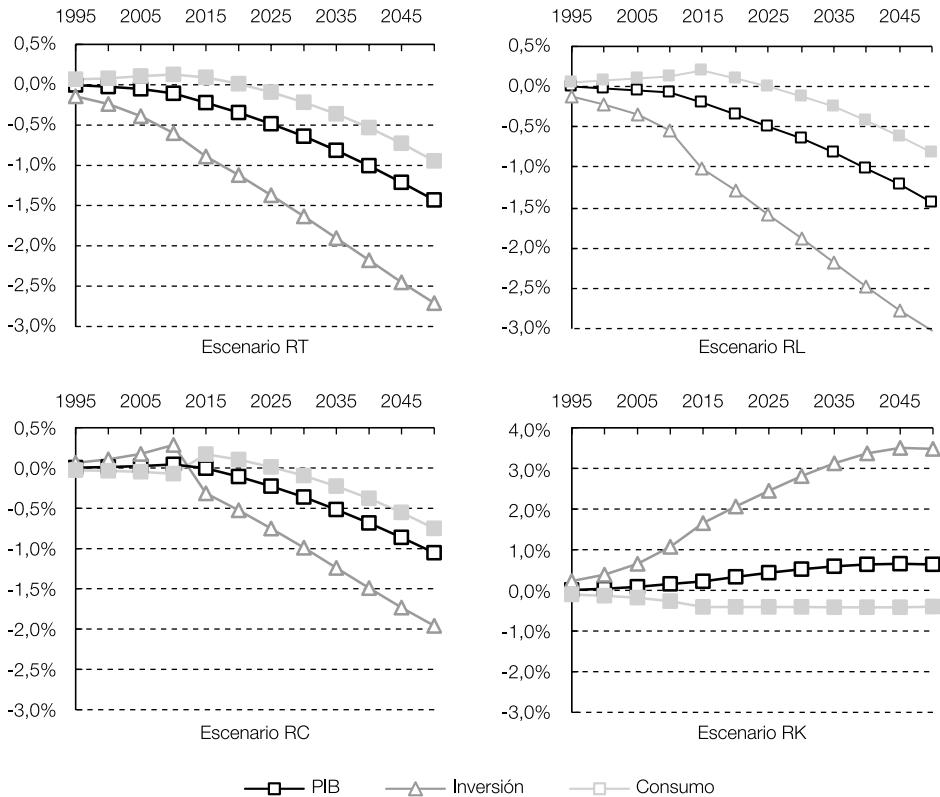
	RT	RL	RC	RK
<i>Macroeconomía (% variación cantidades)</i>				
Utilidad Total (1995-2050)	-0,35	-0,33	-0,32	-0,42
Utilidad	-1,03	-1,04	-0,90	-0,64
PIB	-1,27	-1,43	-1,06	0,64
Consumo Privado	-0,82	-0,83	-0,75	-0,40
Inversión	-2,46	-3,02	-1,96	3,48
<i>Comercio internacional (% variación cantidades)</i>				
Importaciones	-9,81	-9,86	-9,40	-7,64
Exportaciones	-9,94	-9,99	-9,53	-7,75
<i>Sectores (% variación cantidades)</i>				
Producción sector Agricultura ¹	-2,60	-2,58	-2,99	-3,06
Producción sector Industria	-3,72	-4,01	-3,34	-0,96
Producción sector Servicios	-0,91	-0,99	-0,84	0,43
Consumo bienes Agricultura	-2,60	-2,76	-3,27	-6,21
Consumo bienes Industria	-1,34	-1,27	-1,10	-2,54
Consumo bienes Servicios	0,16	0,15	0,13	1,40
<i>Consumo energético² (% variación cantidades)</i>				
Consumo energía Total	23,26	-23,33	-23,05	-23,60
Consumo energía Productores	-30,19	-30,31	-30,27	-30,22
Consumo energía Consumidores	-10,75	-10,71	-10,01	-11,63
<i>Emisiones de efecto invernadero (% variación cantidades)</i>				
Emisiones Totales	-45,43	-45,43	-45,43	-45,43
Precio Permisos (euro / ton. CO ₂ eq.)	111,72	111,29	118,23	119,01
<i>Precios (variación respecto precios índice 1995 = 1)</i>				
Índice general de precios	1,00	1,00	1,00	1,00
Precio del Capital	0,98	0,99	1,01	1,00
Precio del Trabajo	0,97	0,99	0,99	0,99
Tasa de cambio	1,04	1,04	1,07	1,04
<i>Cierre del modelo (variación cantidades)</i>				
Gasto Público	0,00	0,00	0,00	0,00
Deficit Exterior	0,00	0,00	0,00	0,00

¹ Los 22 sectores están agrupados en tres: Agricultura (1), Industria (2 a 16) y Servicios (17 a 22).

² El consumo de Energía comprende el consumo de carbón, petróleo, gas natural electricidad.

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 6

Evolución PIB, inversión y consumo para los diferentes escenarios

Fuente: Elaboración propia.

Un mayor peso en la producción en el escenario RK hace que los niveles de capital acumulado aumenten, como muestra el gráfico n.º 7. Aunque la utilidad total es menor en este escenario, también es cierto que el nivel de stock en el último periodo es sensiblemente mayor que en el resto.

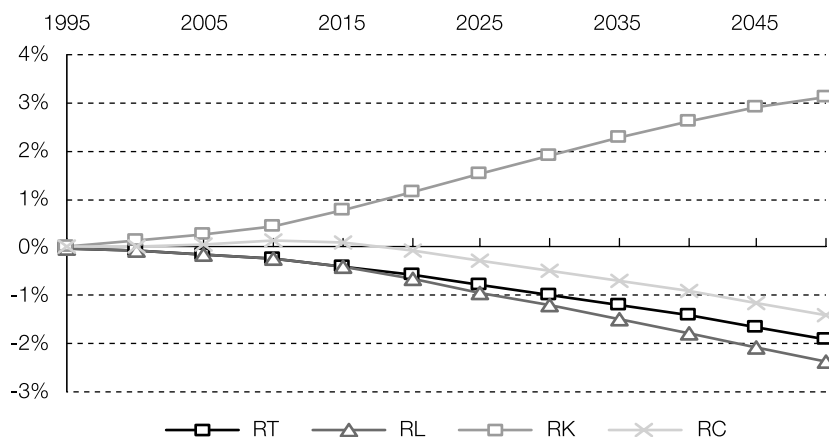
Por último, vamos a analizar los impactos sectoriales en cada escenario, ya que distintas formas de reciclar los impuestos, en principio, podrían incidir de forma variable. El gráfico n.º 8 recoge el impacto de las distin-

tas reformas fiscales en el nivel de actividad productiva de cada sector para el año 2050. El gráfico nos muestra cómo, en la mayoría de los casos, el efecto sectorial del reciclaje no es notable; la diferencia entre reducir unos impuestos u otros es pequeña, si la comparamos con el importante efecto que tiene sobre la actividad productiva la mitigación de emisiones (véase González, 2007)

Las diferencias más notables ocurren en el escenario RK y en sectores intensivos en inversión y capital como el sector Construc-

Gráfico n.º 7

Variación del stock de capital para los diferentes escenarios



Fuente: Elaboración propia.

ción, Industria maquinaria o Extracción de otros minerales, que aumentan su producción respecto a otros escenarios al reducirse la presión sobre el factor capital. Los efectos indirectos e intersectoriales juegan un papel importante en este tipo de reformas y explican fenómenos como el experimentado por el sector transporte marítimo, que aumenta su producción. Aunque este sector sea intensivo en emisiones, lo es menos que sus sustitutos cercanos, el sector Transporte terrestre y Transporte aéreo. Esto origina que se canalice a través de este sector parte de la actividad del transporte necesaria para funcionamiento del sistema económico.

5. CONCLUSIONES

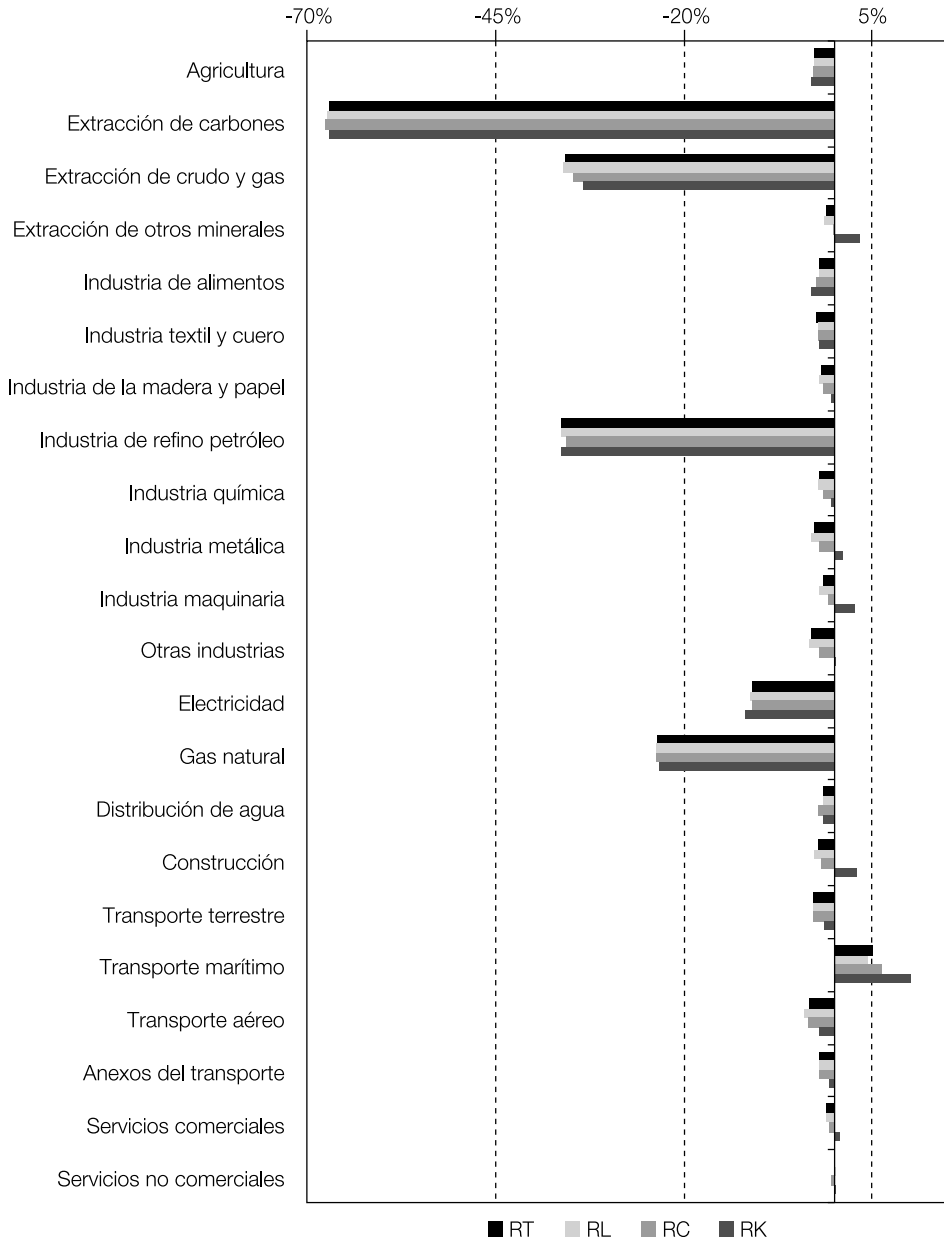
El análisis realizado nos permite rechazar la hipótesis del doble dividendo (DD) fuerte en el control del cambio climático en España. El coste económico de mitigar las emi-

siones, para las reformas fiscales investigadas y al nivel exigido por Kyoto, será positivo. Estos resultados están en línea de lo apuntado por la literatura; la mejora en términos de eficiencia que podemos conseguir mediante una reforma fiscal es inferior a los costes que supone controlar las emisiones. Esto no invalida en ningún caso la política de mitigación de emisiones, cuya misión principal es reducir los riesgos y los daños futuros del cambio climático, pero sí la idea de que existen alternativas («no regrets policies») que permiten reducir las emisiones y además obtener beneficios económicos.

Respecto a la existencia de un DD en su versión débil los resultados son más variados. La reducción de impuestos al trabajo (RL) y al consumo (RC) reducen los costes de mitigación frente a la opción de devolverlos vía transferencias directas (RT) (ver gráfico n.º 9). Sin embargo, en el caso de la reducción de los impuestos al capital (RK) puede

Gráfico n.º 8

Variación de la producción en 2050 según escenarios de reciclaje respecto al escenario BAU



Fuente: Elaboración propia.

sucedier lo contrario, es decir, podríamos elevar los costes. Estos resultados sirven para mostrar que la hipótesis del DD débil aunque es factible, no está garantizada y tiene que ser examinada para cada caso concreto.

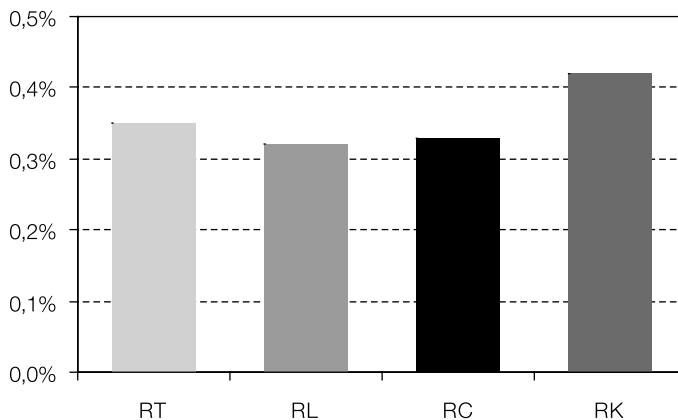
Un aspecto destacable en la literatura es la falta de consenso respecto a cómo medir el DD (Partuelli *et al.*, 2005). Unos lo miden a través de la utilidad, otras mediante el consumo, el PIB o el empleo. A nuestro juicio, la mejor forma de analizar la eficiencia de cualquier política o reforma fiscal es mediante la utilidad (total), ya que ésta suele ser la variable objetivo a maximizar en los modelos económicos. En cualquier caso, es importante mostrar la evolución de todas las variables para no sesgar la interpretación (ver cuadro n.º 6). Por ejemplo, el escenario RK podría ser interpretado como un caso de DD fuerte si sólo nos fijásemos en el PIB en 2050 (+0.64% respecto al escenario BAU);

sin embargo, es el escenario en donde más disminuye la utilidad total. Otro aspecto importante en un modelo dinámico es analizar el estado final de las variables. Por ejemplo, en el escenario RK el stock de capital acumulado en 2050 es mayor que en el resto de escenarios, y esto supone un beneficio para las generaciones futuras. Creemos que estos aspectos necesitan ser analizados en mayor detalle en futuras investigaciones.

Por último, este trabajo ratifica lo apuntado por otros estudios y señala que la reducción de los impuestos al trabajo es una de las mejores opciones existentes para una reforma fiscal ambiental en España. Esta alternativa puede ser, además, una forma útil de estimular la creación de empleo. Esperamos que ésta y otras investigaciones sirvan para avanzar en el control del cambio climático y para que la mitigación de las emisiones en España sea realice de la mejor manera posible.

Gráfico n.º 9

Pérdida de utilidad total para los diferentes escenarios de reciclaje respecto al escenario BAU. 1995-2050



Fuente: Elaboración propia.

Cuadro n.º 1
SAM Energética para España. 1995
(millones de euros)

	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8	Y9	Y10	Y11	Y12	Y13	Y14
Y1	26.758	0	0	0	-19.243	-579	-291	0	-145	-3	0	0	0	0
Y2	0	1.542	0	-3	-2	0	-1	-4	-24	-132	-4	-47	-780	0
Y3	0	0	130	0	0	0	0	-4.773	0	0	0	0	0	-67
Y4	0	0	0	1.782	0	-5	0	0	0	-837	0	-976	0	0
Y5	-4.671	0	0	0	46.260	-415	-37	0	-206	0	0	0	0	0
Y6	-70	-2	-1	0	-162	12.554	-70	0	-404	-100	0	-689	0	0
Y7	-149	-31	0	-14	-1.409	-248	13.858	-28	-1.040	-255	-358	-1.401	0	0
Y8	-387	-6	-4	-4	-175	-37	-92	7.563	-477	-390	-62	-1.756	-179	-22
Y9	-1.504	-55	-4	-116	-1.897	-1.681	-807	0	21.065	-1.374	-1.072	-3.808	0	0
Y10	-582	0	0	-74	-747	-159	-360	-65	-628	22.913	-5.187	-6.320	-339	0
Y11	-229	-47	-4	-92	-142	-298	-486	-101	-1.023	-1.791	31.104	-2.583	0	0
Y12	-113	-9	0	-25	-678	-16	-81	-9	-215	-656	-273	48.981	0	-1
Y13	-323	-4	-2	-43	-406	-217	-301	-174	-588	-660	-413	-794	11.335	-15
Y14	-2	-7	-2	-4	-83	-49	-97	-26	-250	-155	-49	-277	-239	861
Y15	-341	0	0	-10	-140	-31	-17	0	-65	-45	0	0	0	-1
Y16	-124	-16	0	-25	-83	-44	-124	-44	-109	-161	-119	0	0	0
Y17	-542	-40	-1	-159	-2.058	-396	-846	0	-1.030	-1.228	-465	-1.919	0	0
Y18	-13	-2	-1	-1	-72	-23	-22	-6	-48	-42	-28	-55	0	0
Y19	-4	-2	0	-2	-83	-34	0	0	-133	-71	-130	0	0	-1
Y20	-396	-35	0	-9	-826	-236	-472	-121	-557	-744	-532	-710	0	0
Y21	0	-63	0	-168	-4.678	-1.816	-2.254	-113	-3.672	-2.927	-2.806	-4.459	-681	0
Y22	0	-3	0	0	-24	-72	-56	-68	0	-108	-321	-513	0	0
K	-15.519	-419	-99	-584	-6.114	-1.669	-2.882	-1.494	-3.719	-3.635	-2.873	-5.881	-7.871	-671
L	-2.284	-571	-6	-322	-6.643	-3.562	-3.486	-295	-4.634	-6.258	-14.583	-14.003	-1.134	-60
Taxk	850	11	-4	-25	946	-94	-78	-119	-598	-15	-210	-297	227	-7
Taxl	-355	-241	-2	-102	-1.541	-873	-998	-123	-1.500	-1.326	-1.619	-2.493	-339	-16
Taxc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taxis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ahorro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Balance	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
														.../...

Cuadro n.º 1 (continuación)
SAM Energética para España. 1995
(millones de euros)

	Y15	Y16	Y17	Y18	Y19	Y20	Y21	Y22	Import	Export	Privado	Gobierno	Inversión	Total
Y1	-1	-182	0	-4	0	0	-1.159	-142	5.563	-5.973	-4.358	0	-241	0
Y2	0	-3	0	0	0	0	-4	-5	213	-706	-40	0	0	0
Y3	0	-1	-85	0	0	-5	0	0	4.809	-8	0	0	0	0
Y4	0	-575	0	0	0	0	-8	-15	971	-319	-18	0	0	0
Y5	0	0	0	-29	0	0	-13.439	-456	6.481	-6.050	-27.438	0	0	0
Y6	-8	-51	-9	-9	-17	-23	-653	-386	4.694	-4.781	-9.684	0	-129	0
Y7	-28	-1.562	-43	-3	-17	-305	-3.573	-1.107	4.056	-2.877	-3.415	0	-51	0
Y8	-11	-92	-353	-96	-122	-30	-152	-53	1.715	-1.787	-2.991	0	0	0
Y9	-104	-1.972	-62	-7	-1	-248	-1.677	-2.466	13.493	-10.081	-2.935	-2.612	-75	0
Y10	-46	-5.330	-21	0	-3	-131	-408	-175	7.611	-6.739	-41	0	-3.169	0
Y11	-63	-2.945	-77	-3	-9	-242	-1.370	-1.832	19.000	-11.811	-3.744	-69	-21.143	0
Y12	-22	-9.275	-701	-117	-57	-248	-3.083	-941	16.584	-25.791	-10.236	-23	-12.995	0
Y13	-199	-218	-261	-4	-5	-174	-1.583	-771	130	-23	-4.287	0	0	0
Y14	-1	-1	-3	-1	-1	-3	-34	-19	855	0	-413	0	0	0
Y15	2.457	-14	-8	0	0	-10	-469	-210	0	0	-1.096	0	0	0
Y16	-82	100.059	-152	-8	-14	-108	-8.408	-1.353	1	-11	-8.186	0	-80.889	0
Y17	-10	-1.438	21.818	-16	-53	-882	-2.567	-489	189	-2.001	-5.394	-206	-267	0
Y18	-8	-17	-19	1.583	-1	-17	-103	-32	21	-926	-139	-14	-15	0
Y19	-4	-96	-5	0	3.320	-350	-619	-180	998	-1.863	-646	-95	0	0
Y20	-50	-546	-1.160	-417	-923	20.395	-5.092	-1.314	1.502	-1.934	-5.752	-71	0	0
Y21	-247	-8.794	-2.988	-101	-417	-2.049	219.791	-6.429	7.128	-11.010	-145.537	-4.117	-21.593	0
Y22	-20	-165	-39	0	-6	-235	-790	91.005	109	-126	-13.888	-74.680	0	0
K	-617	-11.181	-7.909	-78	-469	-8.494	-87.231	-12.501	0	0	181.910	0	0	0
L	-764	-50.667	-5.348	-571	-930	-4.992	-68.851	-44.308	0	0	234.272	0	0	0
Taxk	2	-1.132	-1.085	-2	-6	-231	-6.109	-2.783	0	0	0	10.759	0	0
Taxl	-174	-3.802	-1.490	-117	-269	-1.618	-12.409	-13.038	0	0	0	44.445	0	0
Taxc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-23.123	23.123	0	0
Taxis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.560	0	0
Ahorro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-140.567	0	140.567	0
Balance	0	0	0	0	0	0	0	0	-96.123	94.817	1.306	0	0	0

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro n.º 2

Producción, consumo y emisiones en España. 1995

	Códigos Tabla Input-Output Simétrica 1995 (TIOS)	Producción		Consumo Final		Emisiones CO ₂	
		(M€)	(%)	(M€)	(%)	(KtCO ₂ equiv.)	(%)
Y1 Agricultura, ganadería y pesca	1,2,3	26.758	(3,8%)	4.358	(1,7%)	12.727	(5,5%)
Y2 Extracción carbón	4	1.542	(0,2%)	40	(0,0%)	315	(0,1%)
Y3 Extracción crudo y gas	5	130	(0,0%)	0	(0,0%)	165	(0,1%)
Y4 Extracción otros minerales	6,7	1.782	(0,3%)	18	(0,0%)	364	(0,2%)
Y5 Industria alimentación	12,13,14,15,16	46.260	(6,5%)	27.438	(11,0%)	5.602	(2,4%)
Y6 Industria textil	17,18,19	12.554	(1,8%)	9.684	(3,9%)	1.683	(0,7%)
Y7 Industria madera y papel	20-22	13.858	(2,0%)	3.415	(1,4%)	3.828	(1,6%)
Y8 Industria refino petróleo	8	7.563	(1,1%)	2.991	(1,2%)	655	(0,3%)
Y9 Industria química	23,24	21.065	(3,0%)	2.935	(1,2%)	16.089	(6,9%)
Y10 Industria metálica	29-30	22.913	(3,2%)	41	(0,0%)	19.104	(8,2%)
Y11 Industria maquinaria	31-35	31.104	(4,4%)	3.744	(1,5%)	2.494	(1,1%)
Y12 Otras industrias	25-28, 36-38	48.981	(6,9%)	10.236	(4,1%)	48.487	(20,9%)
Y13 Electricidad	9	11.335	(1,6%)	4.287	(1,7%)	52.732	(22,7%)
Y14 Gas natural	10	861	(0,1%)	413	(0,2%)	722	(0,3%)
Y15 Distribución agua	11	2.457	(0,3%)	1.096	(0,4%)	378	(0,2%)
Y16 Construcción	40	100.059	(14,1%)	8.186	(3,3%)	3.199	(1,4%)
Y17 Transporte terrestre	45,46	21.818	(3,1%)	5.394	(2,2%)	14.079	(6,1%)
Y18 Transporte marítimo	47	1.583	(0,2%)	139	(0,1%)	716	(0,3%)
Y19 Transporte aéreo	48	3.320	(0,5%)	646	(0,3%)	4.019	(1,7%)
Y20 Anexos del Transporte	49, 50	20.395	(2,9%)	5.752	(2,3%)	1.035	(0,4%)
Y21 Servicios comerciales	41-44, 51-56,58,62-63,68-71	219.791	(31,1%)	145.537	(58,2%)	5.780	(2,5%)
Y22 Servicios no comerciales	39,57,59-61,64-67	91.005	(12,9%)	13.888	(5,5%)	2.334	(1,0%)
- Hogares	-	-	-	-	-	35.678	(15,4%)
Total		707.134	(10%)	250.238	(10%)	232.181	(10%)

Fuente: Elaboración propia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMINGTON, P. (1969): «A theory of demand for products distinguished by place of production». IMF Staff papers, 16: 158-178.
- BABIKER, M., METCALF, G. Y REILLY, J. (2003): «Tax distortions and global climate policy» Journal of Environmental Economics and Management, 46(2): 269-287.
- BABIKER, M.; MAYER M.; WIENG I. Y HYMAN, R. (2001): «The MIT emissions prediction and policy analysis (EPPA) model 71». Global Change Joint Program, MIT, Cambridge.
- BYE, B. (2000): «Environmental tax reform and producer foresight: An intertemporal computable general equilibrium analysis». Journal of Policy Modeling, 22(6), 719-752.
- BOSQUET, B. (2000): «Environmental tax reform: does it work? A survey of the empirical evidence». Ecological Economics, 34, 19– 32.
- BOVENBERG, A.L. Y GOULDER, L.H. (1996): «Optimal environmental taxation in the presence of other taxes: general equilibrium analyses». American Economic Review, 86(4): 985–1000.
- BOVENBERG, A.L. (1996): «Green tax reforms and the double dividend: an updated reader's guide». International Tax Public Finance, 6: 421–443.
- CARRARO, C.; GALEOTTI, M. Y GALLO, M. (1996): «Environmental taxation and unemployment: some evidence on the double dividend hypothesis in Europe». Journal of Public Economics.
- DELLINK, R.B (2005): «Modelling the costs of environmental policy: a dynamic applied general equilibrium assessment». Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- EUROSTAT, (2005): «Energy and environment statistics». European Statistic Office, Luxemburgo.
- GAGO, A.; LABANDEIRA, X. Y RODRÍGUEZ, M. (2004): «Evidencia empírica internacional sobre los dividendos de la imposición ambiental». Buñuel, M.(Ed) Fiscalidad Ambiental, Civitas, Madrid.
- GÓMEZ, A.; KVERNDOKK, S. Y FAEHN, T. (2004): «Can carbon permit system reduce Spanish unemployment?». Discussion paper, 410, Statistics Norway, Oslo.
- GONZÁLEZ, M. (2007): «Impacto económico del control del cambio climático en España». Estudios de la Fundación, 25, FUNCAS, Madrid.
- GOULDER, L.H. (1995): «Environmental Taxation and the 'Double Dividend': A Reader's Guide». International Tax and Public Finance 2:157-83.
- (1995): «Effects of carbon taxes in an economy with prior tax distortions: an intertemporal general equilibrium analysis». Journal of Environmental Economics and Management, 29: 271–297.
- GRUBB, M., EDMONDS, J., BRINK, P. Y MORRISON, M. (1993): «The cost of limiting fossil-fuel CO₂ emissions: A survey and analysis». Annual Reviews, 18, 397-478.
- HOLMLUND, B.Y KOLM, A.S. (2000): «Environmental tax reform in a small open economy with structural unemployment». International Tax and Public Finance, 7(3): 315-333.
- INE, (2002): «Estadísticas de Medio Ambiente». Cuentas Ambientales, Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
- LAU, M. I.; PAHLKE, A. Y RUTHERFORD, T. F. (2002): «Approximating infinite-horizon models in a complementarity format: A primer in dynamic general equilibrium analysis», Journal of Economic Dynamics & Control, 26(4): 577-609.
- LABANDEIRA, X.; LABEAGA, J. Y RODRIGUEZ, M. (2004): «New analytical approach for integrating micro and macro-economic models to simulate energy policies». DT, Universidad de Vigo.
- MANRESA A.Y SANCHO, F. (2005): «Implementing a double dividend: recycling ecotaxes towards lower labor taxes». Energy Policy, 33(12): 1577-1585.
- OATES, W.E. (1995): «Green taxes: can we protect the environment and improve the tax system at the same time?». Southern Economic Journal, 61(4): 914–922.
- PATUELLI, R.; NIJKAMP, P. Y PELS, E. (2005): «Environmental tax reform and the double dividend: A meta-analytical performance assessment». Ecological Economics, 55: 564-583.

PEARCE, D. (1991): «The role of carbon taxes in adjusting to global warming». *The Economic Journal*, 101: 938–948.

PNA (2004): «Plan nacional de asignación de derechos de emisión 2005-2007» (BOE 216; 7 sep-

tiembre). Ministerio del Medio Ambiente, Madrid.

SHOVEN, J. Y WHALLEY, J. (1992): «Applying General Equilibrium». Cambridge University Press, Cambridge.

Políticas económicas y ambientales eficientes en un contexto de equilibrio general aplicado

Las medidas emprendidas contra el cambio climático pueden entrar en conflicto con el logro de determinados objetivos económicos. Por tanto, el diseño de políticas económicas y ambientales puede entenderse como un problema de decisión multicriterio. En este trabajo se aborda el diseño de políticas públicas combinando técnicas multicriterio y la modelización de equilibrio general computable. En particular, se define el concepto de *política eficiente* y se aplica dicha definición a la economía española con datos del año 2000. El método propuesto permite construir un conjunto de políticas eficientes en términos de crecimiento económico y emisiones contaminantes, así como ampliar el conjunto de objetivos de política.

Klima-aldaketari aurre egiteko hartutako neurriek gatazka sor dezakete, helburu ekonomiko jakin batzuk lortzeko oztopo izan daitezkeelako. Hori dela eta, ekonomiaren eta ingurumenaren arloko politikak diseinatzerakoan, irizpide asko kontuan hartu beharra dago, eta hortik sortzen dira arazoak. Lan honetan, politika publikoak nola diseinatu aztertzen da, irizpide askotariko teknikak erabiliz, eta oreka orokor zenbagarriaren eredua jarraituz. Zehazki esanda, politika efizientea zer den zehazten da, eta definizio hori Espainiako ekonomiari ezartzen zaio, 2000. urteko datuak kontuan izanda. Proposatzen den metodologiak hazkunde ekonomikoaren eta isuri kutsatzaileen ikuspegitik efizienteak diren politika-moduak eskaintzen ditu, eta politikaren helburuak hedatzeko aukera ere bai.

The measures taken in order to fight against the climate change can create conflict when trying to achieve certain economic goals. That is why the design of economic and environmental policies can be understood as a multi-criteria decision problem. In this article we tackle the design of public policies combining multi-criteria techniques and the modeling of computable general equilibrium. More precisely, we define the “efficient policy” concept and we apply such definitions to the Spanish economy with the 2000 year data. The methodology proposed enables the construction of a set of efficient policies in terms of economic growth and polluting emissions. We also illustrate how to address problems with a larger set of policy objectives.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Método y aplicación a la economía española
 3. Políticas eficientes en cuanto a crecimiento y emisiones
 4. Políticas eficientes con más de dos criterios
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: política económica, política ambiental, eficiencia, decisión multicriterio, modelos de equilibrio general aplicado.

Keywords: economic policy, enviromental policy, efficiency, multicriteria decision, making general equilibrium computable models.

N.º de clasificación JEL: C61, C68, D78, Q58.

1. INTRODUCCIÓN

La conciencia de que es necesario emprender acciones contra el cambio climático está cada vez más extendida en todos los ámbitos nacionales e internacionales. Esta conclusión queda patente en la proliferación de nuevas publicaciones y estudios relacionados (como este número monográfico), la incorporación de las consideraciones ambientales en los discursos políticos y, tal vez de modo todavía más patente, en los recientes debates y acuerdos internacionales para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

En consecuencia, la reducción de las emisiones contaminantes debe incorporarse paulatinamente como un objetivo prioritario de las políticas públicas. Esa reducción requiere algún cambio en las decisiones de producción y consumo, que puede consistir

en un descenso de la actividad productiva, en una reorganización de la misma, o en la adopción de cualesquiera otras medidas correctoras. En todo caso, el control de la contaminación llevará aparejado algún tipo de sacrificio o coste económico. Estos costes pueden dificultar la implantación de políticas ambientales, pues los sectores sobre los que recaigan dichos costes, normalmente serán reacios a aceptarlos. En definitiva, los gobiernos se ven obligados a establecer algún balance o compromiso entre los objetivos ambientales y los económicos. Y, lo que es más importante, dichos objetivos suelen entrar en conflicto entre sí.

Este artículo profundiza en el diseño de políticas públicas prestando atención al conflicto que puede surgir entre los objetivos económicos y los ambientales. El enfoque empleado en este trabajo involucra la combinación de dos métodos analíticos

que tradicionalmente no han sido empleados conjuntamente, pero que resultan tener un alto grado de complementariedad en el diseño de políticas.

El primer componente metodológico de este enfoque parte de la observación de que el diseño de políticas públicas puede considerarse como un problema de decisión con múltiples objetivos. En la literatura de investigación operativa se han desarrollado las llamadas técnicas de decisión multicriterio para abordar problemas con distintos criterios de decisión que entran en conflicto entre sí, como es el que nos ocupa. Estas técnicas se han aplicado a numerosos problemas de gestión económica y ambiental (véase, por ejemplo, Mendoza y Martins, 2006, Mavrotas, Ziomas y Diakouaki, 2006, Brody y otros, 2006, Liu, 2007) y recientemente se han realizado distintas aplicaciones de las mismas en relación con el cambio climático. A este respecto, véase Bell y otros (2001, 2003), Doukas, Patlitzianas y Psarras (2006) o Konidari y Mavarakis (2007).

El segundo elemento metodológico consiste en representar el funcionamiento de la economía mediante un modelo de equilibrio general aplicado (modelo CGE, proveniente de la denominación inglesa *computable general equilibrium*). Estos modelos resultan adecuados para analizar el diseño de políticas públicas porque, siendo coherentes con la teoría económica estándar, permiten medir numéricamente los efectos de un cambio cualquiera (en nuestro caso, un cambio en la política pública) sobre las variables económicas relevantes, como los precios relativos, los niveles de producción, la renta o la recaudación impositiva. Los modelos CGE se han aplicado ampliamente desde los años 80 para la evaluación de políticas económicas y de políticas ambien-

tales. Se pueden ver algunas aplicaciones de esta metodología en André, Cardenete y Velázquez (2005), O’Ryan y otros (2005), Schafer y Jacoby (2005), Willenbockel (2004), Yao y Liu (2000) y una presentación del estado del arte en Kehoe, Srinivasan y Whalley (2005). Estos modelos también se han aplicado recientemente al análisis del cambio climático en trabajos como los de Nijkamp, Wang y Kremers (2005), Kremers, Nijkamp y Wang (2002), Böhringer, Loschel, y Rutherford (2006) o Springer (2003).

Al combinar el enfoque multicriterio con la modelización del tipo CGE, este artículo sigue la línea iniciada por André y Cardenete (2008, 2009) y André, Cardenete y Romero (2008, 2009) pero incorpora la novedad de considerar, no sólo objetivos de tipo económico, sino también un importante objetivo ambiental como es la reducción de las emisiones contaminantes. En particular, igual que en André y Cardenete (2008), se emplea una técnica de decisión multicriterio específica como es la programación multiobjetivo. El propósito de dicha técnica es la búsqueda de las llamadas soluciones Pareto-eficientes. En un contexto multicriterio se dice que una solución es eficiente si, a partir de ella, no es posible encontrar otra solución tal que mejore el valor de algún objetivo sin que empeore el valor de otro objetivo. Trasladando este concepto de eficiencia al diseño de las políticas públicas, se define una política eficiente como una combinación de los instrumentos de política que proporciona determinado valor para los objetivos de política, de tal modo que no es posible mejorar el valor de un objetivo sin empeorar el de algún otro.

Por tanto, el propósito de este trabajo es el de analizar el diseño de políticas públicas eficientes en un modelo de equilibrio general considerando simultáneamente los obje-

tivos económicos habituales, con el objetivo adicional de reducir las emisiones contaminantes. La motivación para procurar que las políticas sean eficientes obedece a la pretensión de que cada objetivo se logre con el mínimo perjuicio para otros objetivos que también son relevantes. Así, las medidas para combatir el cambio climático serán menos traumáticas y más fáciles de poner en práctica en la medida en que no supongan una fuerte reducción del crecimiento económico, un aumento del déficit público o el empeoramiento de cualesquiera otros indicadores que preocupen a la sociedad y al gobierno. Análogamente, también es deseable que los objetivos económicos se logren a costa de un volumen de emisiones lo menor posible.

Además de proponer esta aportación metodológica, este artículo también pretende realizar una aportación de tipo aplicado al emplear esta técnica con datos españoles reales del año 2000. A este respecto, también puede considerarse una novedad el hecho de emplear la matriz de contabilidad social (SAM, en la denominación en inglés) de España para el año 2000, última base de datos posible con el marco input-output publicado por el Instituto Nacional de Estadística y con la característica propia de presentarse a precios de adquisición (Cardenete y Fuentes, 2007).

En la sección 2 se presentan las cuestiones metodológicas básicas de nuestro estudio, incluyendo la estructura del modelo de equilibrio general aplicado, los datos usados para la calibración y los principales elementos de los ejercicios de diseño de políticas analizados. En la sección 3 se presenta con cierto detalle un primer ejercicio de diseño de política pública en el cual se incluye el supuesto simplificador de que el gobierno únicamente tiene dos objetivos de

política: un objetivo económico que consiste en fomentar el crecimiento real de la economía y un objetivo ambiental que consiste en combatir el cambio climático reduciendo las emisiones de CO_2 . En la sección 4 se discute la ampliación de este ejercicio mediante la inclusión de algunos criterios económicos adicionales. Las principales conclusiones del trabajo se ofrecen en la sección 5.

2. MÉTODO Y APLICACIÓN A LA ECONOMÍA ESPAÑOLA

2.1. El modelo básico

En este trabajo se utiliza un modelo de equilibrio general computable. Para simplificar la exposición, se presenta únicamente un resumen de dicho modelo. Una descripción más completa puede encontrarse, por ejemplo, en André, Cardenete y Velázquez (2005).

El modelo utilizado está compuesto por 26 sectores productivos que se corresponden con una agregación del marco input-output de España para 2000. La tecnología productiva se corresponde con lo que, en la nomenclatura de los modelos de equilibrio general aplicado, se conoce como función de producción «anidada». La producción interior del sector j ($j=1,2,\dots,26$), denotada por Xd_j , utiliza como factores productivos los bienes generados por el resto de los sectores, así como los factores primarios (trabajo, L y capital, K) —que se combinan entre sí siguiendo una tecnología Cobb-Douglas y que proporcionan el valor añadido de dicho sector, VA_j — combinados mediante una tecnología de coeficiente fijos o de Leontief. La producción total Q_j es el resultado de combinar la producción doméstica Xd_j con las importaciones equivalentes $Xrow_j$, me-

diente una función Cobb-Douglas, siguiendo la hipótesis de Armington (1969).

El gobierno grava las transacciones económicas, obteniendo de este modo una recaudación impositiva¹, R ; influye sobre la renta disponible del consumidor $YDISP$, efectúa transferencias al sector privado TPS y demanda bienes y servicios GD_j provenientes de distintos sectores productivos. La diferencia entre sus ingresos y sus pagos representa el saldo (superávit o déficit) del presupuesto público, DP , según la siguiente expresión:

$$DP = TPS \cdot cpi + \sum_{j=1}^{26} GD_j \cdot p_j - R \quad (1)$$

donde cpi es el Índice de Precios de Consumo y p_j es el nivel de precios de producción (antes de IVA) de los bienes del sector j .

Las dos grandes áreas de comercio (Resto de Europa y Resto del Mundo) se agregan en único sector exterior, cuyo déficit o superávit viene dado por $ROWD$.

$$ROWD = \sum_{j=1}^{26} rowp \cdot IMP_j - TROW - \sum_{j=1}^{26} rowp \cdot EXP_j \quad (2)$$

donde IMP_j representa las importaciones de productos extranjeros del sector j , EXP_j las exportaciones de productos del sector j y $TROW$ las transferencias procedentes del exterior para el consumidor. Por último $rowp$ es un índice ponderado de precios de los bienes intercambiados en el sector exterior.

La demanda final proviene, en primer lugar, de los sectores de demanda no consumida, la inversión y las exportaciones; y en segundo lugar de la demanda de bienes de

consumo de las familias. En nuestro caso contaremos con 26 tipos de bienes —identificados con los sectores productivos— y un consumidor representativo que demanda bienes de consumo presente. La parte de la renta disponible no destinada al consumo constituye su ahorro. Las compras de este consumidor representativo se financian, principalmente, con los ingresos derivados de la venta de sus dotaciones iniciales de factores. La renta disponible del consumidor representativo ($YDISP$) viene dada por la suma de sus rentas del trabajo y del capital, más las transferencias que recibe, menos los impuestos directos a los que está sometido:

$$YDISP = wL + rK + cpi \cdot TPS + TROW - DT(rK + cpi \cdot TPS + TROW) - DT(wL - WCwL) - WCwL \quad (3)$$

donde w y r denotan los precios de los factores trabajo y capital respectivamente y L y K representan las cantidades de dichos factores que vende el consumidor, DT el tipo impositivo directo (o IRPF) y WC el tipo impositivo de la cuota obrera a la Seguridad Social. El objetivo del consumidor consiste en maximizar la utilidad que le reportan los bienes de consumo CD_j y de ahorro SD , conforme a una función del tipo Cobb-Douglas, sujeto a su restricción presupuestaria, es decir, en resolver el siguiente problema:

$$\begin{aligned} &\text{maximizar} \quad U(CD_1, \dots, CD_{26}, SD) = \left(\prod_{j=1}^{26} CD_j^{\alpha_j} \right) SD^{\beta} \\ &\text{s.a} \quad \sum_{j=1}^{26} p_j CD_j + invp SD = YDISP \end{aligned} \quad (4)$$

Respecto a la inversión y el ahorro, éste es un modelo de los denominados *Saving Driven Model*, esto es, un modelo en el que la ecuación de cierre se define de tal forma que la inversión es exógena, el ahorro se determina por la decisión de los consumidores al maximizar su utilidad y se deja que

¹ Véase en André, Cardenete y Velázquez (2005) con mayor detalle la forma de calcular todos los impuestos directos e indirectos del modelo.

los déficits, tanto del sector público como del sector exterior se determinen endógenamente conforme a la siguiente identidad contable:

$$\sum_{j=1}^{26} INV_j \cdot p_{inv} + DP = SD \cdot p_{inv} + ROWD \quad (5)$$

donde p_{inv} es un índice de precios de los bienes de inversión.

En cuanto a los mercados de factores, las demandas de trabajo y de capital se calculan suponiendo que las empresas minimizan el coste de producir el valor añadido. La oferta de capital se supone inelástica y la oferta de trabajo se supone perfectamente elástica al salario real, que depende de la tasa de desempleo. El nivel de actividad del sector exterior en cada rama de actividad se toma como fijo, permitiendo que funcionen como variables endógenas los precios relativos, los niveles de actividad de los sectores productivos y los déficits público y exterior en el ajuste para el logro del equilibrio. La actividad del gobierno (el gasto público y los impuestos) es percibida como exógena por los agentes económicos y, desde el punto de vista del gobierno, constituye el conjunto de variables de decisión, como se explica más adelante.

El equilibrio de la economía es una situación en la que el consumidor maximiza su utilidad, los sectores productivos maximizan sus beneficios netos de impuestos y los ingresos del sector público coinciden con los pagos de los diferentes agentes económicos. En este equilibrio, las cantidades ofrecidas son iguales a las demandas en todos los mercados.

Formalmente, el modelo reproduce un estado de equilibrio de la economía española donde las funciones de oferta y demanda de todos los bienes se obtienen como la

solución de los problemas de maximización de la utilidad y los beneficios. El resultado es un vector de precios de bienes y de factores, de niveles de actividad y de recaudaciones impositivas tales que satisfagan las condiciones anteriormente descritas.

2.2. Contaminación e impuestos ambientales

Partimos del supuesto de que el gobierno, junto a los objetivos de tipo económico, está interesado también en reducir las emisiones de CO₂ debido a su compromiso de combatir el cambio climático. En este trabajo se adopta un enfoque de corto plazo suponiendo que la tecnología de producción está dada y también lo está la intensidad contaminante de los distintos sectores productivos. Para modelizar este supuesto, se denota como E_j la cantidad de emisiones de CO₂ del sector j medida en kilotoneladas por año (kton/año) y se asume que existe la siguiente relación lineal entre el nivel de emisiones y la producción del sector j , Q_j (medida en euros constantes).

$$E_j = \alpha_j \cdot Q_j \quad (6)$$

donde α_j es un parámetro que mide la cantidad de emisiones de CO₂ por unidad de producto en el sector j . Este parámetro es específico de cada sector productivo y pone de manifiesto el hecho de que unos sectores son más intensivos en contaminación que otros. La cantidad total de emisiones contaminantes, E , es igual a la suma de las emisiones de cada sector:

$$E = \sum_{j=1}^{26} E_j \quad (7)$$

Por otra parte, junto a los instrumentos de política económica convencionales, su-

pondremos que el gobierno también puede establecer un impuesto ambiental específico de t euros por kton/año de emisiones de CO_2 . Por tanto, el sector j se ve obligado a pagar la cantidad T_j en concepto de impuesto ambiental, donde T_j está dado por

$$T_j = t \cdot E_j \quad (8)$$

El hecho de que unos sectores sean más contaminantes que otros hace que un mismo impuesto sobre las emisiones conlleve distinta carga impositiva con respecto a la producción. Sustituyendo (6) en (8), resulta que el impuesto que debe pagar el sector j puede escribirse como

$$T_j = \beta_j \cdot Q_j \quad (9)$$

donde $\beta_j \equiv t \cdot \alpha_j$ es el tipo impositivo ambiental que soporta el sector j en términos de euros pagados por euros de producción obtenida. Por tanto, desde el punto de vista de los sectores productivos, el impacto del impuesto ambiental puede entenderse de modo similar a un impuesto sobre la producción, con la particularidad de que las industrias más contaminantes soportan un tipo impositivo mayor.

2.3. Bases de datos y calibración

La especificación numérica de los parámetros de los modelos se ha realizado a partir de una matriz de contabilidad social de España para 2000 a precios de adquisición (SAMESP90), elaborado en un trabajo previo por Cardenete y Fuentes (2007). La SAM está formada por 26 sectores industriales, dos factores productivos (trabajo y capital), una cuenta de ahorro/inversión, una cuenta de administración pública, los impuestos directos (IRPF y cuota obrera) e indirectos (cuota empresarial, IVA, impuesto sobre producción, aranceles), un único sec-

tor exterior y un consumidor representativo. Con respecto a los niveles de emisiones de CO_2 , se han tomado los publicados por el Instituto Nacional de Estadística y Eurostat.

Los parámetros del modelo se han especificado asignándoles los valores que permiten reproducir la matriz de contabilidad social como un equilibrio de la economía. Para ello se ha empleado el método conocido como calibración, conocedores de las ventajas y problemas de este método (Mansur y Whalley, 1984). En particular, se han calibrado los siguientes parámetros: coeficientes técnicos de los sectores productivos, tanto interiores como exteriores; coeficientes técnicos de los factores productivos que producen el valor añadido unitario; tipos impositivos medios de todos los impuestos, tanto directos como indirectos; coeficientes de participación de las funciones de utilidad de los consumidores, que siguen una estructura de tipo Cobb-Douglas; coeficientes de participación y parámetros de escala de la función del valor añadido que sigue la misma tecnología Cobb-Douglas; coeficientes técnicos del valor añadido; los coeficientes técnicos de los bienes intermedios; los coeficientes técnicos de los bienes importados; y los coeficientes técnicos de los bienes interiores. A efectos de normalización, se establece que en el equilibrio de referencia todos los precios y los niveles de actividad son unitarios. Ello permite que, después de la simulación efectuada, las variaciones porcentuales de los precios, en términos relativos, y los niveles de actividad en términos absolutos, se puedan observar directamente.

Por último, los coeficientes de intensidad de emisiones contaminantes por sector (α_j) se calibran dividiendo la cantidad de emisiones contaminantes de cada sector por el volumen de producción (a precios constantes).

2.4. Variables de la política económica

Para que el ejercicio de diseño de política esté totalmente definido, es preciso especificar las variables empleadas como instrumentos de política y las variables empleadas como objetivos de política.

En cuanto a los *instrumentos de política*, en este trabajo se presenta un ejercicio basado en la política fiscal. Por tanto, los instrumentos de política económica que se consideran son los siguientes: el (tipo impositivo medio del) Impuesto sobre la Renta de las Personas Físicas, la cuota obrera a la Seguridad Social, el Impuesto sobre el Valor Añadido aplicado en cada sector, la cuota patronal a la Seguridad Social (por sectores), el nuevo impuesto propuesto sobre las emisiones contaminantes (t) y el gasto público en cada sector.

Para que el ejercicio realizado tenga un cierto grado de realismo, se imponen algunas restricciones sobre los valores factibles de los instrumentos de política. En cuanto a los impuestos directos e indirectos y el gasto público, se impone la restricción de que estas variables no puedan variar más de un 5% con respecto a su valor observado en el año 2000. Así, si denotamos como x el vector de tipos impositivos y gasto público por sectores y como x_0 el valor observado de dichas variables en el año 2000, se impone la condición $0.95 \cdot x_0 \leq x \leq 1.05 \cdot x_0$. Por otra parte, para evitar soluciones que puedan afectar de modo poco realista al presupuesto público, aunque se permite que el gasto público de cada sector varíe un 5% con respecto al valor observado, se exige que el gasto público total permanezca constante e igual al valor total observado en 2000. Por último, en cuanto al tipo impositivo del impuesto ambiental, t , se establece un límite inferior de 0 (es decir, podría

no aplicarse ningún impuesto ambiental, pero en ningún caso se podría subvencionar la contaminación) y un límite superior de 0.02 euros por unidad de emisiones (kton/año de CO_2). Este límite se ha puesto con el propósito de evitar que la carga impositiva de los sectores productivos pueda ser excesivamente elevada en relación a su producción².

En cuanto a los objetivos de política, se presentan dos tipos de aproximaciones al diseño de la política pública. La primera aproximación (presentada en la sección 3) es de tipo biobjetivo, suponiendo que el gobierno se preocupa únicamente por dos objetivos de política. El primero consiste en incentivar la actividad económica. A efectos de normalización, en vez de incluir como objetivo el valor absoluto de la producción, se toma el crecimiento real de la misma, calculada como la tasa de crecimiento interanual del PIB medido en euros constantes (según los precios observados en el año 2000), que se denota como g_Q :

$$g_Q = \frac{PIB_{2000} - PIB_{1999}}{PIB_{1999}} \cdot 100 \quad (10)$$

Donde PIB_{1999} es el producto interior bruto del año 1999 y en el modelo se toma como una constante dada exógenamente. El PIB del año 2000 se obtiene como la suma del valor real de la producción de los distintos sectores. Como la producción del año 1999 está dada, el objetivo de maximizar el crecimiento es totalmente equivalente al de maximizar la producción de 2000.

El segundo objetivo es el de reducir las emisiones de CO_2 . En particular, se incluye como

² En particular, cuando el tipo impositivo ambiental alcanza su valor más alto, el sector más intensivamente contaminante (es decir el sector 7, «Producción y distribución de energía eléctrica») soporta un tipo impositivo medio del 8% sobre el valor de su producción.

objetivo de política la tasa de crecimiento (o decrecimiento) de las emisiones de CO₂ con respecto al valor observado en 2000:

$$g_E = \frac{E - E_{obs}}{E_{obs}} \cdot 100 \quad (11)$$

donde E es el valor de las emisiones obtenido en el modelo y E_{obs} es el valor observado en 2000.

Posteriormente (en la sección 4), se aumenta el grado de realismo del ejercicio incluyendo como objetivos adicionales el nivel de desempleo, u , el déficit público, DP , —véase la ecuación (1)— y la presión fiscal, PF , definida como el porcentaje que representa la recaudación impositiva total sobre el PIB.

3. POLÍTICAS EFICIENTES EN CUANTO A CRECIMIENTO Y EMISIONES

Como primera aproximación al diseño de las políticas eficientes, supongamos que el gobierno únicamente está preocupado por dos objetivos de política: obtener un crecimiento económico tan alto como sea posible y reducir lo máximo posible las emisiones de CO₂.

El cuadro n.º 1 muestra la llamada *matriz de pagos*, que se obtiene optimizando cada

uno de los objetivos de política por separado. Así, para obtener los valores de la primera fila, se resuelve el problema de maximizar el crecimiento económico sin considerar las consecuencias que ello tenga para las emisiones contaminantes. En dicho problema de optimización se incluyen como restricciones todas las ecuaciones que constituyen el modelo de equilibrio general, para garantizar que las soluciones obtenidas son coherentes con dicho modelo. Si todos los instrumentos de política (dentro de los límites establecidos) se orientasen al logro del máximo crecimiento económico, los resultados muestran que sería factible obtener una tasa de crecimiento del 4,94%. Sin embargo, esta política tendría como efecto secundario un volumen de emisiones de 280.265,23 kton/año de CO₂, lo que constituye en un incremento del 0,59% con respecto al valor observado en 2000.

Si, por el contrario, el gobierno orientase todos sus esfuerzos a diseñar una política de control de las emisiones contaminantes, éstas se podrían reducir hasta 274.627,82 kton/año, lo que supone un descenso de aproximadamente el 2% con respecto al valor observado. Sin embargo, dicha política tendría como consecuencia una tasa de crecimiento económico del 3,45%, es de-

Cuadro n.º 1

Matriz de pagos crecimiento-emisiones CO₂

	g_Q Crec. Econ. (%)	g_E Crec. Emis (%)
$Max\ g_Q$	4,94	0,59
$Min\ g_E$	3,45	-2,01

Fuente: Elaboración propia.

cir, un punto y medio por debajo del máximo valor alcanzable. Estos resultados permiten confirmar numéricamente que existe un conflicto entre los dos objetivos de política, en el sentido de que no es posible obtener simultáneamente el mejor resultado posible para los dos objetivos.

Al comparar el valor de los instrumentos de política empleados en cada una de las dos soluciones, se obtiene el resultado (bastante esperable) de que la estrategia de maximizar el crecimiento conlleva fijar el tipo impositivo sobre las emisiones contaminantes en un valor nulo y la estrategia de control de las emisiones requiera fijar dicho tipo impositivo en su valor más alto (0,02 € por kton/año de emisiones). Por otra parte, la maximización del crecimiento aconseja una reducción de los demás impuestos indirectos mientras que la reducción de las emisiones implica un aumento de los mismos (tanto el IVA como la cuota patronal a la Seguridad Social). Por otra parte, las dos soluciones implican un aumento en los impuestos directos (IRPF y cuota obrera). Finalmente, la solución de maximizar el crecimiento conlleva esencialmente un desplazamiento del gasto público hacia el sector 17 (vehículos) y la solución de minimizar las emisiones un sesgo del gasto público hacia el sector 25 (otros servicios) que es uno de los menos contaminantes.

A continuación se aborda la identificación de las combinaciones eficientes de política. La idea es lograr determinados niveles de crecimiento con el mínimo volumen posible de emisiones o, alternatively, de lograr determinados niveles de emisiones con el máximo crecimiento posible. Para obtener dichas combinaciones eficientes se sigue el llamado método de las restricciones, que consiste en optimizar un objetivo estableciendo un límite paramé-

trico para el otro (siendo arbitrario cuál de los dos objetivos desempeña el papel de objetivo o de restricción). En particular, se ha seguido el siguiente procedimiento: los valores factibles para g_E oscilan entre -2,01% y 0,59%. Se realiza una partición de este rango en un número finito de tramos. En este caso, 10 valores parecen suficientes para tener una buena aproximación del conjunto de políticas eficientes. Sea g_{E_n} ($n=1, \dots, 10$) cada uno de los valores de dicha partición. Para cada uno de dichos valores se resuelve el problema de maximizar el crecimiento sujeto a que las emisiones no superen el valor g_{E_n} , es decir,

$$\begin{aligned} & \text{Max } g_G \\ & \text{sujeto a: } g_E \leq g_{E_n} \end{aligned} \quad (12)$$

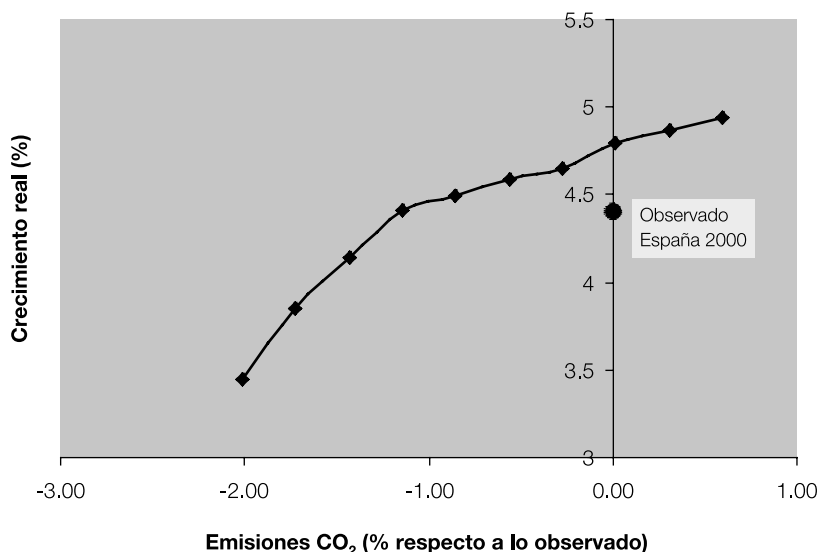
y todas las ecuaciones del modelo. Por construcción, cada uno de estos problemas proporciona una solución eficiente. El resultado de estos cálculos se ilustra en el gráfico n.º 1.

La primera conclusión que se puede obtener de gráfico n.º1 es que la relación entre ambas variables es monótonamente creciente, es decir, cuanto mayor es el nivel de emisiones contaminantes que el gobierno está dispuesto a aceptar, mayor será el máximo crecimiento económico que se podrá alcanzar. O, simétricamente, cuanto más restrictivas sean las exigencias respecto al control de las emisiones, mayor será el sacrificio requerido en términos de reducción en el nivel de crecimiento económico.

Por otro lado, se observa que la pendiente de la frontera que relaciona ambas variables no es constante. De hecho, la pendiente para niveles bajos de emisiones parece ser mayor que para niveles altos. La interpretación de este resultado es que, según se persigan niveles cada vez mayores

Gráfico n.º 1

Políticas eficientes crecimiento-emisiones



Fuente: Elaboración propia.

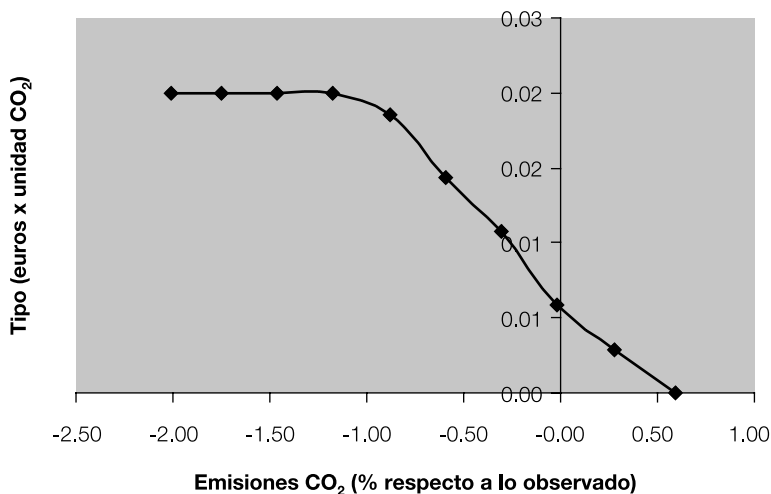
de crecimiento, el logro de dichos objetivos requerirá aceptar incrementos cada vez mayores en términos de emisiones. O, recíprocamente, el establecimiento de objetivos cada vez más ambiciosos de reducción de las emisiones conlleva sacrificios adicionales crecientes en términos de reducciones en la tasa de crecimiento.

En el gráfico n.º 1 también se muestra la combinación de crecimiento económico y evolución de las emisiones observadas en España en el año 2000, es decir, $g_E = 0$ (por construcción) y una tasa de crecimiento real $g_Q = 4,4$ (fuente: INE). Obsérvese que dicho punto se encuentra estrictamente por debajo de la frontera eficiente. Ello parece indicar que la política seguida por el gobierno en este año es susceptible de mejora en térmi-

nos de eficiencia si nos basamos en los dos criterios elegidos. En particular, empleando una combinación alternativa de los instrumentos de política, sería posible haber logrado aproximadamente 0,4 puntos adicionales de crecimiento. Alternativamente, los resultados indican que habría sido posible lograr el mismo crecimiento económico con un nivel de emisiones algo más de un punto porcentual por debajo del nivel efectivamente observado en 2000.

En el gráfico n.º 2 se muestra cómo evoluciona el valor óptimo del tipo impositivo al ir recorriendo los puntos de la frontera eficiente de crecimiento-emisiones. Como cabe esperar, cuanto más restrictivo es el objetivo de reducción de emisiones que se pretende lograr, más alto debe ser el im-

Gráfico n.º 2

Impuesto ambiental a lo largo de la frontera eficiente

Fuente: Elaboración propia.

puesto ambiental fijado. En particular, si se pretende lograr un descenso de las emisiones superior al 1%, el modelo aconseja situar el tipo impositivo sobre la contaminación en su nivel más alto. Es posible lograr objetivos más modestos con un tipo impositivo más bajo y, según los propósitos de la política se van acercando progresivamente al objetivo de maximizar el crecimiento sin tener en cuenta la contaminación, el tipo impositivo óptimo tiende a cero.

4. POLÍTICAS EFICIENTES CON MÁS DE DOS CRITERIOS

En el apartado anterior se ha mantenido la simplificación de que el único criterio económico que preocupa al gobierno es el de aumentar el crecimiento económico. A con-

tinuación, se pretende aumentar el grado de realismo del ejercicio teniendo en cuenta algunos criterios económicos adicionales, como son el desempleo, el déficit público y la presión fiscal. Supondremos que el gobierno está interesado en obtener un valor lo más bajo posible de estos tres objetivos.

El cuadro n.º 2 representa la matriz de pagos del problema ampliado con los tres nuevos criterios. Igual que en el cuadro anterior, cada fila muestra los resultados correspondientes a la optimización de un solo criterio cuando no se tiene en cuenta ninguno de los demás. Los dígitos de la diagonal principal (en negrita) constituyen los valores óptimos para cada uno de los objetivos. Todos ellos conjuntamente constituyen el llamado punto ideal. En cada columna se muestra subrayado el peor valor de

cada objetivo (el mínimo crecimiento, el máximo aumento de las emisiones, etc.). Todos estos valores, conjuntamente constituyen el llamado punto anti-ideal.

Del cuadro n.º 2 se extraen las siguientes conclusiones: en primer lugar, los objetivos de maximizar el crecimiento y minimizar el desempleo parecen ser totalmente coherentes entre sí hasta el punto de que los dos problemas de optimización proporcionan esencialmente la misma solución (con pequeñas diferencias numéricas que pueden considerarse irrelevantes). Por tanto, el mismo grado de conflicto que la minimización de las emisiones muestra con respecto a la maximización del crecimiento, también lo mostrará respecto a la minimización del desempleo. De hecho, se puede observar que la minimización del desempleo conduce a un incremento de las emisiones del 0,56% con respecto al valor observado, mientras que la minimización de las emisiones conduce al peor valor posible del desempleo, algo más de 2 puntos porcentuales por encima de su valor ideal. Por otra parte, la fila correspondiente a la minimización de las emisiones muestra que dicho

objetivo parece entrar en un fuerte conflicto con todos los objetivos económicos, puesto que requiere aceptar que todos ellos alcancen su valor anti-ideal.

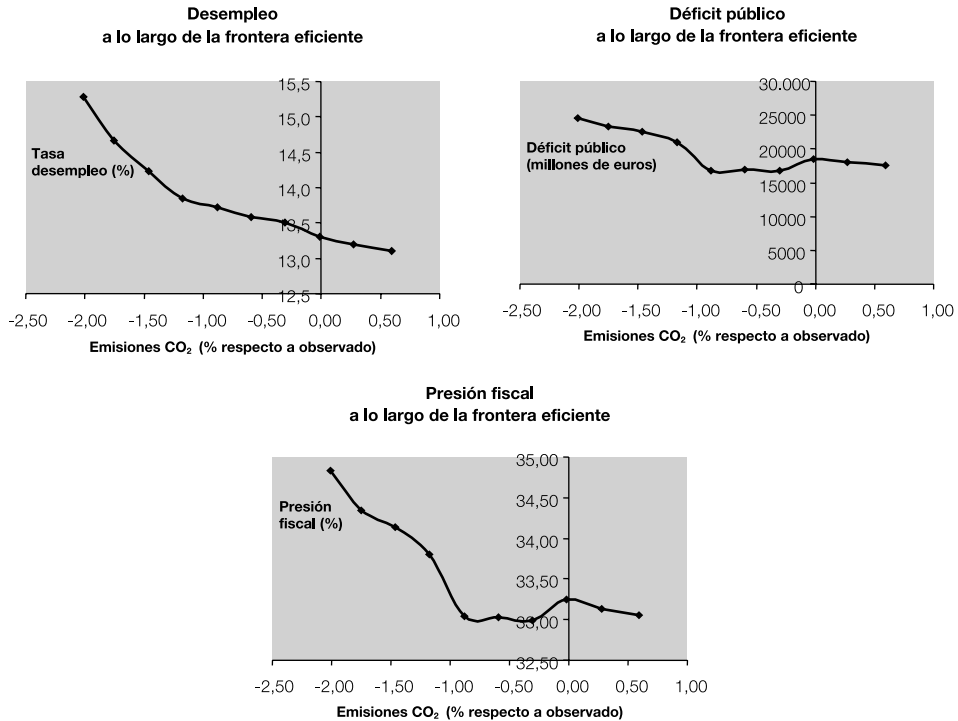
Un análisis algo más detallado muestra que entre la minimización de las emisiones y la minimización del déficit público parece observarse un tipo de conflicto que no es tan nítido como pudiese parecer a primera vista. Mientras que el logro del mínimo déficit público puede ser compatible con una reducción apreciable de las emisiones (0,79%), el intento de lograr una reducción adicional de las emisiones hasta llegar a su mínimo valor factible requiere un fuerte incremento del déficit público hasta 24.545 millones de euros, es decir, algo más de un 70% por encima de su valor ideal. Esto parece sugerir la existencia de una relación no monótona entre ambas variables. Algo similar puede concluirse respecto a la relación entre la reducción de las emisiones y la reducción de la presión fiscal. En el gráfico n.º 3 se muestra el comportamiento del desempleo, el déficit público y la presión fiscal en los distintos puntos de la frontera crecimiento-emisiones mostrada en el gráfi-

Cuadro n.º 2
Matriz de pagos con cinco criterios

	g_Q (%)	g_E (%)	u (%)	DP (10^6 €)	PF (%)
Max g_Q	4,94	<u>0,59</u>	13,10	17.588	33,06
Min g_E	<u>3,45</u>	-2,01	<u>15,28</u>	<u>24.545</u>	<u>34,84</u>
Min u	4,94	0,56	13,09	17.680	33,05
Min DP	4,05	-0,79	14,41	13.817	<u>34,84</u>
Min PF	4,44	0,16	13,83	16.023	32,96

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 3



Fuente: Elaboración propia.

co n.º 1. Se observa que, según se van relajando las exigencias sobre las emisiones (y se persigue un mayor crecimiento), se van consiguiendo resultados cada vez mejores en términos de desempleo. Sin embargo, este movimiento no tiene un efecto uniforme sobre el déficit público y sobre la presión fiscal.

Por otra parte, en el cuadro n.º 2 también se observa un cierto grado de conflicto entre algunos de los objetivos económicos. El caso más claro es el del déficit público, cuya minimización implica aceptar casi un punto menos de crecimiento con respecto al valor ideal, más de un punto adicional de

desempleo con respecto al mínimo valor observable y, como podría esperarse, un elevado valor de la presión fiscal.

Podemos concluir, en primer lugar, que el crecimiento no puede tomarse como una variable que resuma adecuadamente el valor de todos los objetivos económicos que puedan preocupar al gobierno y, en segundo lugar, que las relaciones entre los distintos objetivos de política no son en absoluto triviales y para obtener resultados razonables en términos de dichos objetivos, es preciso incorporarlos expresamente a los problemas de optimización planteados para el diseño de las políticas.

La ampliación del conjunto de objetivos eleva irremediabilmente la dimensión del problema y la consecuencia típica es un aumento exponencial en el número de soluciones eficientes. Dicho problema se puede abordar mediante distintos procedimientos computacionales. El objetivo de este trabajo no es el ofrecer una exploración sistemática del conjunto de soluciones eficientes, sino ilustrar las técnicas que pueden emplear los responsables del diseño de las políticas para construir las mismas de un modo operativo. A continuación se presentan dos posibles enfoques para resolver el problema con cinco objetivos. Una primera posibilidad consiste en emplear nuevamente el método de las restricciones. Para ello, se optimiza un criterio cada vez limitando el valor de los demás mediante restricciones paramétricas. Para establecer dichas restricciones, tomaremos como referencia los valores observados en el año 2000 para cada uno de los objetivos elegidos e incluiremos sendas restricciones que fuercen a que cada uno de los objetivos alcance un valor al menos tan bueno como el observado o mejor. En particular, a partir de la matriz de contabilidad social se obtienen los siguientes valores observados para los objetivos en España en el año 2000:

$$\begin{array}{lll} g_Q = 4,4 & g_E = 0 & u = 14,0 \\ PD = 15.957 \text{ mill. } \text{€} & PF = 33. \end{array}$$

En primer lugar, resolvemos el siguiente problema, que consiste en buscar el máximo valor posible del crecimiento sujeto a que las emisiones de CO_2 , el desempleo, el déficit público y la presión fiscal no superen los valores observados:

$$\begin{array}{ll} \text{Max } g_Q \\ \text{sujeto a } g_E \leq 0, u \leq 14,0, PD \leq 15957, PF \leq 33 \end{array} \quad (13)$$

y todas las ecuaciones del modelo

La solución de este problema proporciona los siguientes valores para los objetivos de política:

$$\begin{array}{lll} g_Q = 4,67 & g_E = 0 & u = 13,48 \\ DP = 15957 & PF = 32,86 \end{array}$$

Obsérvese que esta combinación domina en sentido de Pareto a la situación observada, puesto que se obtiene, no sólo un crecimiento mayor, sino también un desempleo y una presión fiscal menores, todo ello con el mismo nivel de emisiones contaminantes y el mismo déficit público. La mera existencia de esta posibilidad permite concluir que la política observada en la práctica es ineficiente en términos de los cinco objetivos seleccionados y dado el conjunto factible de instrumentos de política.

Mediante cálculos análogos para cada objetivo, se obtienen las soluciones mostradas en el cuadro n.º 3. De este modo, en la segunda fila de la tabla se muestra que, con el mismo crecimiento económico observado en el año 2000, sería posible lograr una reducción de aproximadamente un punto porcentual de las emisiones de CO_2 . Además, esta solución no implicaría ningún aumento en el déficit público y permitiría obtener, como subproductos, una ligera reducción en el desempleo y en la presión fiscal respecto a los valores en el 2000. Conclusiones similares se pueden obtener para los demás objetivos.

Estos cálculos proporcionan una primera aproximación para la construcción del conjunto de políticas eficientes. Sin embargo, sólo se puede garantizar que una solución obtenida mediante el método de las restricciones es eficiente en el caso de que las restricciones paramétricas impuestas sobre los demás objetivos resulten estar saturadas. Aunque todas las soluciones del cuadro n.º 3 dominan en el sentido paretiano a la situa-

Cuadro n.º 3

Método de las restricciones con cinco objetivos

	g_Q (%)	g_E (%)	u (%)	DP (10 ⁶ €)	PF (%)
Max g_Q	4,67	0,00	13,48	15.957	32,86
Min g_E	4,40	-1,03	13,86	15.957	32,90
Min u	4,46	0,00	13,48	15.878	32,96
Min DP	4,40	-0,54	13,88	14.578	32,74
Min PF	4,40	-0,47	13,88	15.054	32,74

Fuente: Elaboración propia.

ción observada, en todas ellas hay alguna o algunas restricciones que no están saturadas. Por tanto, no es posible garantizar que esas soluciones sean eficientes. Un posible camino para garantizar la obtención de soluciones eficientes consiste en endurecer las restricciones paramétricas, es decir, aumentar el valor de los límites para las restricciones del tipo «mayor o igual» o reducir los límites para las restricciones del tipo «menor o igual» hasta obtener una solución en la cual todas las restricciones se saturen. Dicho endurecimiento podría realizarse empleando información sobre las preferencias del gobierno acerca del logro de los distintos objetivos.

Otro posible enfoque para la obtención de combinaciones eficientes de política es el llamado método de las ponderaciones. Este método consiste en maximizar una suma ponderada del valor de todos los objetivos de política normalizados. En este caso, se trata de maximizar la siguiente función objetivo:

$$\omega_Q \frac{g_Q - g_Q^*}{g_Q - g_Q^*} + \omega_E \frac{g_E - g_E^*}{g_E - g_E^*} + \omega_u \frac{u - u^*}{u - u^*} + \omega_{DP} \frac{DP - DP^*}{DP - DP^*} + \omega_{PF} \frac{PF - PF^*}{PF - PF^*} \quad (14)$$

donde X^* representa el valor ideal y X el valor anti-ideal del objetivo X tal y como se muestran en el cuadro n.º 3. Como los objetivos están medidos en unidades diferentes es preciso realizar una normalización para eliminar las unidades y que la suma tenga sentido. Dicha normalización se puede realizar dividiendo por el recorrido de cada objetivo, es decir, por la diferencia entre su valor ideal y su valor anti-ideal. Si se divide la diferencia entre el valor observado del objetivo y el valor anti-ideal por el recorrido se obtiene un ratio que, por construcción, está acotado entre cero (cuando se alcanza el valor anti-ideal) y uno (cuando se alcanza el valor ideal). Los coeficientes ω son parámetros relacionados con las preferencias que miden la importancia que el decisor otorga a cada objetivo. A modo de ejemplo, supongamos que el decisor otorga igual importancia a la optimización de todos los objetivos y, en consecuencia, decide fijar un valor para dichos parámetros $\omega_Q = \omega_E = \omega_u = \omega_{DP} = \omega_{PF} = 1$. La maximización de la suma ponderada dada en la ecuación

(14) con ponderaciones iguales da lugar a los siguientes valores de los objetivos:

$$g_Q = 4,42 \quad g_e = -0,9 \quad u = 13,83 \\ DP = 14552 \quad PF = 32,69$$

Y se observa que esta solución domina a la observada en sentido de Pareto puesto que permite alguna mejora en todos y cada uno de los objetivos. Mediante el uso de distintas combinaciones de los parámetros ω se pueden ir obteniendo distintas soluciones eficientes que respondan a distintas configuraciones de las preferencias de los responsables del diseño de la política. Por ejemplo, el caso extremo en que $\omega_i = 1$ para un determinado objetivo i y i y $\omega_j = 0$ para el resto $.j \neq i.$, corresponde con una situación en que el gobierno únicamente está interesado en la optimización del objetivo i . El problema de decisión resultante sería un problema de optimización monocriterio como los resueltos para construir la matriz de pagos del cuadro n.º 2.

5. CONCLUSIONES

Si contrarrestar el cambio climático resulta ser una prioridad relevante en el diseño de las políticas públicas, no resulta menos relevante determinar los sacrificios económicos que dicho propósito conlleva. La necesidad de compaginar la lucha contra el cambio climático con otros objetivos de naturaleza económica en el diseño de las políticas públicas, da lugar a un problema de decisión con múltiples criterios que entran en conflicto entre sí. En este trabajo se propone un método para el diseño de políticas públicas atendiendo expresamente a este conflicto. El concepto de políticas eficientes permite expresar de un modo sencillo y operativo el propósito de lograr resultados tan buenos como sea factible en

cada uno de los objetivos, asumiendo para ello el menor sacrificio posible en términos de los demás objetivos.

La novedad metodológica de este trabajo consiste en incluir el objetivo de reducir las emisiones contaminantes como un criterio de política adicional dentro de una línea previa de investigación que se apoya en la combinación de métodos de decisión multicriterio y la modelización de equilibrio general aplicado. Otra novedad, esta vez de tipo estadístico, consiste en emplear la matriz de contabilidad social del año 2000 para España.

Un modelo calibrado para la economía española permite realizar una aproximación del conjunto de políticas eficientes una vez que se determine el conjunto relevante de objetivos. Así, es posible obtener una estimación del sacrificio que supone cada objetivo de reducción de las emisiones de CO₂ medido en puntos de crecimiento económico a los que es preciso renunciar. El método empleado también permite determinar en qué sentido debería modificarse el empleo de los distintos instrumentos de política para lograr cada combinación de crecimiento y emisiones contaminantes.

Los resultados muestran que una política convenientemente orientada (básicamente mediante una reducción los impuestos indirectos compensada con un aumento de los impuestos directos y un desplazamiento del gasto público hacia determinados sectores particularmente dinámicos, como el de los vehículos) podría lograr una tasa de crecimiento económico de casi cinco puntos porcentuales, aunque ello llevaría aparejado un aumento de las emisiones contaminantes en aproximadamente un 0,6% con respecto a su valor observado. Si, por el contrario, el gobierno centrara sus esfuerzos en combatir el cambio climático, y estuvie-

se dispuesto a aceptar un menor crecimiento económico, podría lograr una reducción de las emisiones contaminantes en aproximadamente un 2% con respecto a su valor de referencia. Para ello debería instaurar una fuerte política de gravamen de las emisiones contaminantes y elevar el resto de impuestos. Además, debería reducir el gasto público destinado a los sectores más contaminantes y compensarlo con elevaciones en el gasto de sectores menos contaminantes como el de «otros servicios». Un somero análisis de la situación observada en España en el año 2000 permite estimar que el mismo nivel de actividad económica podría haberse logrado con 1% menos de emisiones contaminantes o que, sin aumentar las emisiones de CO₂, habría sido factible lograr 0,4 puntos adicionales de crecimiento económico.

Este modelo se puede ampliar (con las debidas adaptaciones computacionales) para incluir un número suficientemente amplio de objetivos. En este trabajo se ha ilustrado cómo se puede abordar un problema en que existen múltiples objetivos de tipo económico. Por sencillez, se ha mantenido el supuesto de que el propósito de combatir el cambio climático se puede representar de modo suficiente mediante el objetivo de reducir las emisiones de CO₂. Una forma de generalizar los resultados de este trabajo consisten en incluir otros indicadores de tipo ambiental como objetivos adicionales de política. Una primera aproximación en este sentido se ha realizado en otro documento de esta misma línea de investigación, André, Cardenete y Romero (2007), en el que se incluye la reducción de otros contaminantes como objetivos de política³.

³ Dicho trabajo utiliza, sin embargo, una base de datos más antigua. Por otra parte, el propósito no es el de encontrar políticas eficientes, sino las llamadas políticas satisfactorias mediante otro enfoque del tipo multicriterio: la programación por metas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉ, F.J., Y CARDENETE, M.A. (2008) «Defining efficient policies in a general equilibrium model: a multi-objective approach». *Socio-Economic Planning Sciences*, DOI: 10.1016/J.SEPS.2008.11.001.
- (2009) «Designing efficient subsidy policies in a regional economy: A multicriteria decision-making (MCDM)-Computable General Equilibrium (CGE) approach». *Regional Studies*, DOI: 10.1080/00343400802049062.
- ANDRÉ, F.J., CARDENETE, M.A. y ROMERO, C. (2008) «Using compromise programming for macroeconomic policy making in a general equilibrium framework: theory and application to the spanish economy». *Journal of the Operational Research Society*, 59: 823-875-88.
- (2009) «A Goal Programming Approach for a Joint Design of Macroeconomic and Environmental Policies: A Methodological Proposal and an Application to the Spanish Economy». *Environmental Management*. En prensa.
- ANDRÉ, F.J., CARDENETE, M.A. y VELÁZQUEZ, E. (2005): «Performing an environmental tax reform in a regional economy. A computable general equilibrium approach», *Annals of Regional Science*, 39: 375-392.
- ARMINGTON, P.S. (1969): «A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production». *International Monetary Fund, Staff Papers*, 16: 159-178.
- BELL, M.L., HOBBS, B.F. Y ELLIOT, E.M., ELLIS, H. Y ROBINSON, Z. (2001): «An evaluation of multi-criteria methods in integrated assessment in climate policy», *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10: 229-56.
- BELL, M.L., HOBBS, B.F. Y ELLIS, H. (2003): «The use of multi-criteria decision-making methods in integrated assessment of climate change: implications for IA practitioners» *Socio-Economic Planning Sciences*, 37: 289-316.
- BÖHRINGER, C., LÖSCHEL, A. Y RUTHERFORD, T.F. (2006): «Efficiency gains from “what”-flexibility in climate policy an integrated CGE assessment», *The Energy Journal*, 27 (número especial «Multi-Greenhouse Gas Mitigation»): 405-424.
- BRODY, S.D., GROVER, H., BERNHARDT, S. TANG, Z., WHITAKER, B. Y SPENCE, C. (2006): «Identifying potential conflict associated with oil and gas exploration in Texas State coastal waters: A multicriteria spatial analysis», *Environmental Management*, 38: 597-617.
- CARDENETE, M.A. Y FUENTES, P. (2007): «Una matriz de contabilidad social para España 2000», mimeo.
- DOUKAS, H., PATLITZIANAS, K.D. Y PSARRAS, J. (2006): «Supporting sustainable electricity technologies in Greece using MCDM», *Resources Policy*, 31: 129-136.
- KEHOE, T.J., SRINIVASAN, T.N. Y WALLEY, J. WHALLEY (eds.). (2005): *Applied General Equilibrium Modeling*: Cambridge Univ. Press..
- KONIDARI, P. Y MAVRAKIS, D. (2007): «A multi-criteria evaluation method for climate change mitigation policy instruments», *Energy Policy*, 35: 6235-6257.
- KREMERS, H. NIJKAMP, P. Y WANG, S. (2002): «A comparison of computable general equilibrium models for analyzing climate change policies», *Journal of Environmental Systems*, 28: 41-65.
- LIU, K.F.R. (2007): «Evaluating environmental sustainability: an integration of multiple-criteria decision-making and fuzzy logic», *Environmental Management*, 39: 721-736.
- MANSURA, A. AND WHALLEY, J. (1984): «Numerical Specification of Applied General Equilibrium Models: Estimation, Calibration, and Data», in SCARF H. and SHOVEN J. B. (Eds.) *Applied General Equilibrium Analysis*, 69-117.
- MENDOZA, G. Y MARTINS, H. (2006): «Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigm», *Forest Ecology and Management*, 230: 1-22.
- MAVROTAS, G., ZIOMAS, I.C. Y DIAKOUAKI, D. (2006): «A Combined MOIP-MCDA approach to building and screening atmospheric pollution control strategies in urban regions», *Environmental Management*, 38: 149-160.
- NIJKAMP, P., WANG, S. Y KREMER, H. (2005): «Modeling the impacts of international climate change policies in a CGE context: The use of the GTAP-E model» *Economic Modelling*, 22: 955-974.
- O'RYAN, R., DE MIGUEL, C., MILLAR, S. Y MUNASNIGHE, M. (2005): «Computable general equilibrium model analysis of economywide cross effects of social and environmental policies in Chile», *Ecological Economics*, 54: 447-472.
- SCHAFER, A. Y JACOBY, H.D. (2005): «Technology detail in a Multisector CGE Model: Transport under Climate Policy», *Energy Economics*, 27: 1-24.

SPRINGER, K. (2003): *Climate Policy in a Globalizing World: A CGE Model with Capital Mobility and Trade*. Kieler Studien, Springer.

WILLENBOCKEL, D. (2004): «Specification Choice and Robustness in CGE Trade Policy Analysis with Imperfect Competition», *Economic Modelling*, 21: 1065-99.

YAO, S. Y LIU, A. (2000): «Policy Analysis in a General Equilibrium Framework», *Journal of Policy Modeling*, 22: 589-610.

El mercado de emisiones de la Unión Europea: ¿mitigación o generosidad?

Este artículo analiza el funcionamiento del Régimen de Comercio de Emisiones de la Unión Europea basado en la información detallada del registro de instalaciones europeo para los tres años de duración de la Fase I (2005-2007). El análisis revela que el nivel de emisiones verificadas de CO₂ ha estado por debajo del nivel de permisos asignados (EUA) a lo largo de dicha fase, generando un exceso de oferta de asignaciones por valor de 152 millones de toneladas y una senda de precios de CO₂ decreciente. Si bien algunos autores han apuntado la posibilidad de que este exceso de oferta sea indicativo de una sobreasignación de EUA en el conjunto de la UE, este artículo explora el supuesto de que sea la irreversibilidad en la inversión en un escenario con restricciones de transferencia intertemporal de permisos la que explique los resultados observados.

Artikulu honek EBren Isurpenen Merkatuaren Erregimena aztertzen du, I. Faseak irautean duen hiru urteetarako (2005-2007) Europako instalakuntzen erregistroan zehaztutako informazioan oinarrituta. Azterketak ezagutzera ematen du CO₂ isurketa egiaztatuen maila aldi horren zehar esleitutako baimenen mailaren azpitik egon dela, 152 milioi tonako balioarengatiko esleipenen gehiegizko eskaintza eta CO₂ prezioen beherako bidea sortuz. Zenbait egilek adierazi badu ere gehiegizko eskaintza hau EB osoan EUAren gainesleipen bat egon denaren adierazle bat dela, artikulu honek aztertzen du, baimenen denboraren zeharreko transferentziaren murrizketak dituen egoera batean, atzeraezintasuna inbertsioetan izan dadin ikusitako emaitzak azaltzen dituenaren aukera.

This article analyzes the functioning of the EU ETS based on the detailed information of the EU emissions registry for the three year period of Phase I (2005-2007). The analysis reveals that the level of verified CO₂ emissions has been below the amount of assigned units for 152 million tonnes and a decreasing CO₂ price path. Even though some authors have appointed the possibility that an excess supply may be the result of a global over-allocation of EUA, this article explores the hypothesis of irreversible investment in a context of banking restrictions what may explain overall results.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El esquema de comercio de emisiones de la Unión Europea
 3. Evaluación del funcionamiento del EU ETS en la Fase I
 4. Evaluación de los datos del registro de la Fase I (2005-2007)
 5. ¿Mitigación o sobreasignación de permisos?
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: régimen de comercio de emisiones de la Unión Europea; política de cambio climático; eficiencia dinámica.

Keywords: European Union emissions trading scheme, climate change policy, dynamic efficiency.

N.º de clasificación JEL: C81, H41, O13, Q54, Q58.

1. INTRODUCCIÓN

La descarbonización de las economías mundiales requiere la instrumentalización de incentivos económicos que dirijan, a largo plazo, un cambio tecnológico generalizado en los sectores energéticos e industriales. La Directiva 2003/87/EC¹, que establece el Esquema de Comercio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (*European Union Emissions Trading Scheme*; en adelante *EU ETS*) para grandes instalaciones del sector energético e industrial, ha creado el primer mercado regional de gases invernadero al amparo de los meca-

nismos de flexibilización del Protocolo de Kioto. La graduación de los objetivos de reducción de emisiones para las más de 11.000 instalaciones implicadas en el comercio de emisiones se ha programado en dos fases: la Fase I (2005-2007) y la Fase II (2008-2012), que coincide con el primer periodo de compromiso del Protocolo de Kioto. Durante la primera fase de funcionamiento del mercado se han comercializado más de 3.000 millones de toneladas de CO₂ con un valor medio de 24 euros/tonelada². Solamente en 2007, el mercado ha generado un volumen de negocio que supera los 37.000 millones de euros.

La publicación de los datos del registro europeo *Community Independent Transac-*

* La autora agradece los comentarios y sugerencias de Carmen Álvarez Albelo y Xabier Labandeira Villot.

¹ Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de octubre de 2003, por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero en la Comunidad, y por la que se modifica la Directiva 96/61/CE del Consejo.

² Estos datos recogen las transacciones spot y contratos a futuro de las principales bolsas —Nordpool, ECX (*European Climate Exchange*) y Powernext— que operan bajo el paraguas del EU ETS.

tion Log (CITL) para los tres años de funcionamiento de la primera fase ha abierto un debate sobre la eficiencia del comercio de emisiones en el seno de la «burbuja europea» (véase nota 4 a pie de página). La distancia entre el nivel de emisiones y el límite o tope anual asignado en el mercado refleja una reducción de emisiones acumulada de al menos un 9%. A primera vista, este resultado implica que los agentes habrían realizado un sobreesfuerzo de mitigación, es decir habrían reducido sus emisiones más allá del nivel de escasez determinado por el tope asignado. Dado que este sobreesfuerzo es aparentemente incompatible con la senda de precios de CO₂, decreciente a lo largo de dicha fase, es razonable preguntarse qué tipo de incentivos ha impulsado a los agentes del mercado para haber reducido su nivel de emisiones por encima del tope exigido por el mercado.

Estudios previos apuntan como causa directa de estos resultados a unos límites de emisión relativamente laxos y a menores costes de mitigación en el sector eléctrico, debido al alto grado de sustitución de carbón por un gas natural más barato y a temperaturas anormalmente más suaves en Europa (Ellerman y Buchner, 2008; Kettner *et al.*, 2007; Mansanet. *et al.*, 2007). Sin embargo, ante estas circunstancias cabría esperar que el mercado hubiera ajustado el precio del CO₂ a la vez que el nivel de emisiones agregadas resultante hubiera sido superior al observado. Otros autores señalan las restricciones en la transferencia intertemporal (ahorro y préstamo de asignaciones) entre fases como causante de un exceso de oferta durante la Fase I (Alberola y Chevalier, 2007; Schleich *et al.*, 2006). Si bien la posibilidad de transferir las asignaciones sobrantes durante la Fase I a la Fase II hubiera limitado el hundimiento del precio,

estos argumentos no contribuyen a explicar la situación de exceso de oferta en el mercado, salvo que se acepte que los agentes del mercado no han realizado esfuerzo alguno en reducir sus niveles de emisión.

En un mercado de emisiones con información completa, el nivel de emisiones agregado resultante coincide con el límite o tope de emisiones, mientras que la senda de precios eficiente es independiente del nivel de escasez relativo de los agentes que participan en el mercado (Rubin, 1996 y Kling y Rubin, 1997). Cuando los costes marginales de mitigación no son constantes, la posibilidad de transferir de un año a otro los permisos o asignaciones no utilizados garantiza —a través del arbitraje— una senda de precios eficiente en términos dinámicos. Este es el caso de los mercados multiperiodos con límites de emisión más restrictivos en cada fase, donde la posibilidad de transferir asignaciones al futuro induce a las empresas a reducir sus emisiones por encima de lo exigido en las fases iniciales (adelantar la reducción de emisiones igualando los costes marginales de mitigación entre fases) (Schennach, 2000). La flexibilidad temporal de la mitigación permite igualar los costes marginales de reducción entre fases y, por tanto, generar un beneficio como resultado de una mayor eficiencia dinámica. Partiendo de la misma intuición, cuando el arbitraje entre fases no es posible, los niveles de emisión coinciden exactamente con los límites o topes exigidos, provocando saltos en los precios y en los niveles de emisión agregados al final de cada fase.

El supuesto de ajuste flexible de las emisiones a corto plazo, dado que la mitigación se representa tradicionalmente como un coste variable de producción, implica una sobreestimación de las propiedades estáticas y dinámicas de los mercados de

emisiones. Sin embargo, la implantación de mercados multiperiodos con fases de ajuste presupone que la adaptación tecnológica e institucional de los niveles de emisión requiere inversiones costosas e irreversibles, procesos de innovación técnica lentos y señales estables a largo plazo. Si bien la complejidad de estas inversiones está en función del problema ambiental, es indudable en el caso de la lucha contra el cambio climático por parte de la industria energética y pesada.

Cuando se considera cierto grado de irreversibilidad en la inversión en reducción de la contaminación, son las señales a largo plazo las que rigen los incentivos en el mercado y no el precio durante las fases iniciales³. Según este supuesto, Feenstra y Padrón (1998) demuestran que la existencia de costes de ajuste en la inversión —en un contexto de prohibición de transferencia intertemporal— provoca una situación de exceso de oferta de permisos durante la primera fase. Por tanto, el sobreesfuerzo de reducción de emisiones a corto plazo es eficiente y compatible con una senda de precios decreciente e incluso con precio nulo.

En este artículo exploramos empíricamente esta hipótesis evaluando el diseño y los datos de funcionamiento de la Fase I del comercio de emisiones de la UE. El estudio descriptivo de los resultados de la asignación de los límites de emisión entre los 27 Estados miembros y los 9 sectores implicados en el esquema de comercio de emisiones revelan un elevado grado de homoge-

neidad del mercado a lo largo del periodo 2005-2007. El exceso de posiciones de superávit en el mercado puede estar relacionado con un ajuste temprano de los niveles de emisión por parte de las instalaciones que se enfrentan a objetivos mucho más restrictivos en la Fase II, especialmente por su posición de mayor déficit en los primeros años, exacerbado por la corta duración de la Fase I. Con el objetivo de proyectar el ajuste del nivel agregado de emisiones entre fases y desde 2002, incorporamos la asignación prevista en las Fases II y III del EU ETS.

El artículo se organiza en los siguientes apartados. En el próximo apartado se describe el marco institucional del EU ETS en relación a los compromisos adquiridos por los Estados miembros en el Protocolo de Kioto. En este apartado exploramos algunos aspectos determinantes de la integración del EU ETS en el mercado de carbono internacional. En el tercer apartado se resaltan las propiedades determinantes de la Fase I y se analizan los datos proporcionados por el registro europeo de emisiones (CITL) para el conjunto de la EU-27, por estados miembros y por sectores. A continuación, valoramos el esfuerzo de mitigación realizado en dicha fase en relación con el nivel de emisiones histórico y a las asignaciones previstas para el periodo 2008-2012 y 2013-2020. Finalmente, y a modo de conclusión, se discute el posible papel de la irreversibilidad de la inversión en el EU ETS y en el funcionamiento de otros mercados de contaminación.

2. EL ESQUEMA DE COMERCIO DE EMISIONES DE LA UNIÓN EUROPEA

El EU ETS supone un giro paradigmático de la política ambiental hacia el uso de in-

³ Recientemente, con modelos de *vintage capital* (Feichtinger *et al.*, 2006); con costes de ajustes en la inversión (Kort, 1996 y Biglasier *et al.*, 1995); y con modelos de equilibrio general que incorporan incertidumbre (Zhao, 2003 y Blith y Yang, 2006), este último con aplicaciones en el sector eléctrico.

centivos económicos. La efectiva oposición de los sectores industriales de los Estados miembros al establecimiento de un impuesto sobre el carbono —para el que el Tratado de la Unión hubiera requerido la unanimidad de los estados miembros— hizo cambiar el curso de la historia de la política ambiental de la UE: de un rechazo generalizado a los mecanismos de flexibilización durante la negociación del Protocolo de Kioto, Europa pasó a liderar la implantación del comercio de emisiones a escala internacional (Convery *et al.*, 2008).

Si bien el EU ETS es uno de los elementos que componen la política común de lucha contra el cambio climático, su desarrollo y funcionamiento es clave en el cumplimiento de los compromisos de reducción de emisiones de los distintos Estados miembros en el Protocolo de Kioto. De hecho, alrededor del 40% de la reducción de emisiones necesaria para el cumplimiento del objetivo de la burbuja europea (un 8% con respecto a las emisiones de CO₂ de 1990) debe proceder de los sectores energéticos e industriales implicados en la Directiva 2003. Cada estado, mediante sus respectivos Planes de Asignación Nacionales (PNA), debe establecer para cada una de las fases el reparto de asignaciones entre las instalaciones de los denominados sectores directiva (SD) y los planes de reducción de emisiones en el resto de sectores (SND) (transporte, residencial y agricultura, entre otros) de acuerdo al compromiso nacional asumido en el Acuerdo de Reparto de la Carga⁴.

El EU ETS comparte algunas características esenciales con los mercados de emi-

siones que han sido puestos en marcha previamente en EE.UU. Se trata de un sistema que limita la cantidad absoluta de emisiones de CO₂ (*cap-and-trade*) para cerca de 12.000 instalaciones energéticas e industriales localizadas en los Estados miembros y asociados que actualmente comparten el objetivo de reducción de Kioto en el seno de la UE. Esta cantidad es repartida a través de cuotas anuales, por lo que todas las instalaciones deben medir la cantidad de emisiones que han generado, y someterse a un proceso de verificación a través de la autoridad de registro nacional que contabiliza las asignaciones disponibles y las emisiones verificadas anualmente. A partir de enero de 2008, si superan la asignación disponible se enfrentan a una sanción de 100 euros/tonelada a las instalaciones afectadas.

Los PNA de la Fase I y de la Fase II establecen los límites de emisión para las instalaciones implicadas en el EU ETS en forma de asignación de toneladas de CO₂ a cada una de las instalaciones implicadas —Unidad de Asignación Europea (*European Unit Allocation*, EUA)— que dan derecho a la emisión de una tonelada de CO₂/año. Estas asignaciones se realizan según las emisiones históricas, *benchmarking*, y a la proyección de los niveles de producción de las distintas instalaciones y sectores implicados. La fórmula de distribución inicial de estos activos ha sido la gratuidad de forma mayoritaria, lo que ha permitido a algunos sectores obtener rentas significativas al trasladar vía precio más del 80% del coste de oportunidad del carbono. Para algunos autores (Sijm, 2006 y Neuhoff y Matthes, 2008), la asignación gratuita ha podido reducir la eficiencia del mercado en la Fase I, retrasando las decisiones de inversión en tecnologías alternativas, al tiempo que ha

⁴ El Acuerdo de Reparto de la Carga (BSA, *Burden Sharing Agreement*), o «burbuja europea», es un acuerdo multilateral alcanzado en 1998 por los 15 Estado miembro y de ratificación colectiva del Protocolo de Kioto (Council Decision 2002/358/EC).

podido contribuir a los denominados *windfall profits* o «beneficios caídos del cielo» en el sector eléctrico⁵. Estas circunstancias evidencian que la asignación gratuita de permisos es esencialmente una forma de apoyo y garantía a la continuidad de las tecnologías y procesos productivos intensivos en carbono (Böhringer y Lange, 2005), con consecuencias redistributivas fundamentales (Burtraw y Evans, 2008).

Por estos motivos, la UE baraja la posibilidad de subastar una proporción cada vez mayor de las asignaciones a partir de 2013⁶. Si bien la subasta contribuiría a fortalecer a largo plazo el mercado de carbono y generaría un fondo gubernamental⁷ dirigido a la promoción de la innovación y la cooperación con los países en desarrollo, consideraciones como la distorsión en la competencia, la sensibilidad de algunos sectores industriales de la UE a un aumento de sus costes de producción, y el goteo de emisiones a otros sectores, limitan la viabilidad y la aceptación de subastas generalizadas. (Neuhoff y Matthes, 2008).

El EU ETS es un esquema regional multiperiodo, lo que implica una actualización directa e indirecta de su marco regulatorio. Esta fórmula permite graduar en el tiempo el nivel de exigencia de los objetivos de reducción de emisiones, realizar provisiones y

reservas periódicas para instalaciones entrantes y salientes y, en definitiva, fortalecer el esquema a medida que la innovación y el cambio técnico determinan las alternativas en el proceso de descarbonización de la industria pesada. Sin embargo, este proceso incrementa los niveles de incertidumbre y dificulta la transparencia de las señales del mercado. Por otro lado, la actualización en un esquema multiperiodo atiende a la necesidad de negociar a escala internacional objetivos conjuntos que hagan efectiva la lucha contra el cambio climático.

Uno de los elementos más controvertidos del mercado europeo de emisiones durante la primera fase ha sido la fórmula de definición de las cuotas. De hecho, el nivel de escasez del mercado no fue definido de forma centralizada, sino que fue el resultado de la suma de asignaciones de los 27 Estados miembros (30 en la actualidad) a través de sus respectivos PNA. A pesar de que algunos autores inciden en la posibilidad de que esta cercanía a la acción de los grupos de presión industriales haya ocasionado asignaciones generosas, es más probable que la inexistencia de datos de emisiones de referencia haya obstaculizado el establecimiento de límites de emisión más ajustados en algunos Estados miembros y para algunos sectores o instalaciones.

Finalmente, la integración del EU ETS en el mercado internacional de carbono en funcionamiento desde enero de 2008 está garantizada por el comercio de unidades equivalentes de reducción de carbono. La posibilidad de utilizar los mecanismos de flexibilización del Protocolo de Kioto por parte de los Estados miembros (y, en menor medida, por parte de las instalaciones) para justificar sus objetivos de reducción, vincula el mercado de EUA con el mercado internacional a través de la reducción de

⁵ En 2006 surge un debate en Alemania, Holanda, Reino Unido, España y Escandinavia en torno al incremento de los beneficios de las empresas del sector eléctrico como consecuencia de la incorporación del precio del CO₂ en el *pool* energético.

⁶ *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2003/87/EC as to extend the greenhouse gas emission allowance trading system of the Community* (COM(2008) 16 Final)

⁷ Con una asignación que podría aproximarse a los 2 billones de EUA en 2013 que se reduciría a 1,7 billones en 2020, hemos estimado que el valor de dicho fondo a un precio medio de 30 euros/t CO₂ podría alcanzar los 60 billones de euros anualmente.

emisiones certificadas (CER o *Certified Emission Reductions*) asociadas al Mecanismo de Desarrollo Limpio⁸ y de las unidades de reducción de emisiones (URE o *Unit Emission Reductions*) asociadas a los Proyectos de Implementación Conjunta⁹. A partir del 1 de enero de 2008 la UE podrá, también transferir en el mercado internacional de emisiones las denominadas Unidades Kioto, correspondientes a las Unidades de la Cantidad Asignada (AAU o *Assigned Amount Units*, asociadas al objetivo de reducción del Protocolo de Kioto entre los países del Anexo I)¹⁰. Las asignaciones del EU ETS (EUA) tendrán plena equivalencia con las unidades Kioto (AAU), de tal forma que el precio del carbono en el mercado regional tenderá a igualarse al precio internacional¹¹. Finalmente, las denominadas RMU (*Removal Units*) relacionadas con la fijación de carbono, denominados sumideros, se corresponden con unidades de reducción de emisiones por medio de proyectos de conservación de usos del suelo y de gestión forestal y, aunque podrán ser transferibles únicamente dentro de un mismo Estado miembro, serán válidas en el cumplimiento de las obligaciones nacionales.

La efectiva integración del EU ETS con el resto de esfuerzos de los Estados dirigidos

a reducir las emisiones en los SND para el cumplimiento del Protocolo de Kioto y con otros esquemas de comercio internacional, es tanto de países del Anexo B como de otros que, voluntariamente, han decidido incorporarse a los esfuerzos internacionales de mitigación de cambio climático¹², supone una oportunidad para generar beneficios económicos sustanciosos al reducir globalmente los costes de mitigación. Sin embargo, a través de la integración, la efectividad ambiental y económica del EU ETS descansa en esta nueva fase en la capacidad de establecer límites de emisión a nivel sectorial y regional efectivamente restrictivos y normas de transferencia entre los mecanismos regionales que limiten la inflación de los objetivos (*European Parliament*, 2007).

3. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL EU ETS EN LA FASE I

El objetivo del EU ETS es fijar un precio sobre el carbono que incentive su reducción, promoviendo la inversión y la innovación baja en carbono e incentivando la producción y el uso de bienes y servicios menos intensivos en CO₂. Una vez limitada la cantidad de emisiones que los agentes del mercado pueden emitir, el mercado se encarga, esencialmente, de negociar la escasez y de igualar el coste de oportunidad de reducir las emisiones entre todos ellos. El precio resultante del CO₂ se convierte en el incentivo que debe influenciar las decisio-

⁸ Artículo 12 del Protocolo de Kioto que regula la inversión en países en desarrollo (países no Anexo B).

⁹ Artículo 6 del Protocolo de Kioto que regula la inversión conjunta en países del Anexo B.

¹⁰ Artículo 17 del Protocolo de Kioto que regula la transferencia de cuotas a través de AAU entre países del Anexo B.

¹¹ A partir del 2008, las asignaciones del ETS serán emitidas convirtiendo la cantidad equivalente de asignaciones Kioto (AAU) en EUA al añadirles un código adicional. Al final de cada periodo, en el proceso de verificación, las EUA se reconvertirían en AAU con objeto de contrastar el cumplimiento del objetivo Kioto (Directiva 2003/87/EC y Decisión 280/2004/EC del Parlamento europeo y del Consejo).

¹² Actualmente Australia, Nueva Zelanda, Japón, Noruega, Suiza y Canadá y algunos estados norteamericanos (*Regional Greenhouse Initiative* (RGGI) y *Western Climate Initiative*), como países integrantes del Anexo B del Protocolo de Kioto (aunque EE.UU. no lo haya ratificado) están desarrollando iniciativas para el establecimiento de esquemas nacionales de comercio de emisiones al amparo del Artículo 17 del Protocolo de Kioto.

nes a corto y a largo plazo de los agentes del mercado. Si bien, al menos en teoría, el precio resultante depende exclusivamente del límite agregado de emisiones, y no del nivel de escasez relativo que sufre cada agente, los aspectos institucionales pueden ser determinantes en el funcionamiento del mercado.

Dado que el EUTS es el primer mercado de emisiones supranacional, los aspectos institucionales que lo diferencian de otros mercados *cap-and-trade* reflejan la estructura política y económica de la UE. La descentralización del establecimiento de los límites nacionales hacia los Estados miembros, integrados en los PNA, las dificultades para homogeneizar la información sobre medición y verificación a través de los registros nacionales, y la necesidad de ajustar la dinámica de cumplimiento a los periodos —excesivamente cortos— y objetivos determinados por los compromisos internacionales, parecen haber sido determinantes en la Fase I.

La Directiva 2003/87/EC, que establece en enero de 2005 el comienzo de la Fase I del comercio de emisiones, entró en vigor el 13 de Octubre de 2003, cinco años después de que los 15 Estados miembros de la Unión firmaran el acuerdo que establecía el objetivo conjunto (una reducción del 8% con respecto a las emisiones de 1990) y los correspondientes objetivos nacionales, en 1998¹³. A partir de ahí, el proceso de negociación descentralizado entre la Comisión y los gobiernos de los estados miembros fue un reflejo de la estructura política de la UE.

La falta de credibilidad y de compromiso de algunos estados miembros en relación a la política de cambio climático de la UE y la negociación en torno a un mecanismo conjunto capaz de afectar la competitividad de sectores industriales y energéticos clave en la UE, generaron retrasos temporales que se sucederían en el cumplimiento de los procedimientos de los PNA¹⁴.

Para algunos autores, la descentralización de la toma de decisiones en el establecimiento de los objetivos de la Fase I puede haber resultado en una sobrestimación de la demanda de asignaciones en algunos Estados miembros y en cierta presión por parte de los sectores industriales —más expuestos a la competencia que los sectores energéticos. Sin embargo, es más probable que la existencia de posiciones relativamente «largas» en el mercado esté relacionada con la dificultad del regulador de estimar un nivel de emisiones de referencia fiable.

Muchos autores se refieren a la Fase I del EU ETS como fase piloto. Esta consideración se ajusta a la complejidad de desarrollar la normativa de certificación y funcionamiento efectivo del mercado. Uno de los procesos de mayor complejidad ha sido la homogeneización de los procesos de verificación y registro de emisiones en los 27 Estados miembros, con más de 11.000 instalaciones, que han estado operando en el mercado. En este sentido, la Fase I del EUTS ha permitido el desarrollo de las agencias de verificación nacionales y europeas, así como el desarrollo de agencias de intermediación financiera mundiales que, se estima, podrían desplegar un negocio de más de 60.000 millones de euros en los próximos años.

¹³ Aunque la ratificación del Protocolo de Kioto de cada Estado miembro como parte de la burbuja europea se realiza en Junio de 1998 el acuerdo de fórmula de reparto de la carga se firmaría años más tarde (*Burden Sharing Agreement, Council Decision 2002/358/EC*).

¹⁴ La recepción y revisión de los PNA-I comenzó en marzo de 2004 y finalizó en junio de 2005.

Una de las dimensiones que ha pasado desapercibida en el diseño del EUTS es la dinámica entre e intra fases (ahorro y préstamos de asignaciones). La posibilidad de transferir asignaciones no utilizadas entre periodos de la misma fase y entre fases puede ser determinante en la eficiencia dinámica del comercio de emisiones (Rubin, 1996 y Scheenach, 2000). Si bien el EUTS ha posibilitado la transferencia en forma de ahorro o en forma de préstamo de asignaciones dentro de la misma fase, los Estados miembros no han habilitado la transferencia entre las dos primeras fases. Aunque en teoría esta limitación reduce el potencial de reducción durante la primera fase, es posible que la consecuencia en el EU ETS haya sido únicamente una mayor volatilidad al final de la Fase I y que, en definitiva, el precio del carbono no reflejara adecuadamente el coste de oportunidad de la reducción de emisiones a largo plazo.

4. EVALUACIÓN DE LOS DATOS DEL REGISTRO DE LA FASE I (2005-2007)¹⁵

A lo largo de la Fase I del EU ETS se asignaron una media de 2.107 millones de toneladas anuales entre un total de 11.644 instalaciones de los 27 Estados miembros¹⁶. Si bien los datos para el año 2007 son todavía preliminares, la tendencia a lo largo de los tres periodos de duración de

dicha fase parece corroborar el hecho de que el nivel de heterogeneidad entre los agentes del mercado ha sido relativamente bajo. Por un lado, la escasez en el mercado está concentrada en un grupo de países de la UE-15 – aquellos que se encuentran, precisamente, más alejados de los objetivos de reducción de Kioto. Por otro, de los nueve sectores incluidos en la Directiva, es el sector de instalaciones de combustión el único que ha sufrido un déficit significativo en la asignación de EUA.

El Cuadro n.º 1 recoge la proporción de EUA asignada a cada Estado miembro sobre el total, como media en el periodo 2005-2007. Alemania, Reino Unido, Italia, España y Francia han recibido, de media, el 58% del total de asignaciones de EUA en dicha fase. Los nuevos Estados miembros han recibido de media el 22,34% de las asignaciones en el EU ETS¹⁷.

En términos sectoriales, la Directiva 2003/87/EC afecta a un total de 9 sectores. La distribución de las asignaciones por sectores y por número de instalaciones queda reflejada en el gráfico n.º 1. El 70% de la asignación de EUA del EUTS se han destinado al sector de combustión (esencialmente transformación eléctrica) que representa a su vez, en número de instalaciones afectadas, más del 60% de las instalaciones incluidas en dicha fase. El nivel de concentración de la asignación de EUA en el sector de instalaciones de combustión es doblemente significativo, ya que el 40% del total de asignaciones (media del periodo 2005-2007) se concentra en las 11 instalaciones de distintos estados (las mismas que registran, a su vez, las posiciones

¹⁵ Salvo que se exprese lo contrario, todos los datos a los que nos referimos en este apartado se corresponden con los datos públicos del Registro Europeo de Emisiones (CITL) en su versión de mayo de 2008 (<http://ec.europa.eu/environment/ets/>).

¹⁶ Rumania y Bulgaria se incorporaron al EUTS en el 2007. En el registro CITL no se encuentran disponibles los datos correspondientes a Bulgaria, por lo que no están incluidos en el análisis a pesar de referirnos a la UE-27.

¹⁷ La mayoría de los EM que se incorporaron a la UE el 1 de Mayo de 2004 tienen objetivos individuales bajo el Protocolo de Kioto, con la excepción de Chipre y Malta que no tienen compromisos de reducción.

Cuadro n.º 1

Proporción de EUA de media de cada Estado miembro. 2005-07
(en %)

Estados miembros UE-15	Media EUA 2005-2007	Estados miembros UE-12	Media EUA 2005-2007
Alemania	23,51	Polonia	11,27
Reino Unido	9,93	República Checa	4,60
Italia	9,88	Eslovaquia	1,45
España	7,88	Hungría	1,43
Francia	7,12	Rumania	1,18
Holanda	4,10	Estonia	0,89
Grecia	3,38	Lituania	0,54
Bélgica	2,83	Eslovenia	0,41
Finlandia	2,12	Chipre	0,27
Portugal	1,75	Letonia	0,19
Austria	1,55	Malta	0,10
Dinamarca	1,47	Bulgaria	–
Suecia	1,07		
Irlanda	0,91		
Luxemburgo	0,15		
EU-15	77,66	EU-12	22,34

Fuente: Elaboración propia.

de superávit más largas en el mercado. Por tanto, 11 instalaciones reciben una media anual del 60% de las EUA que totaliza el sector de la combustión en la EU-27. El gráfico n.º 2 ilustra la concentración media de EUA por instalación en cada sector con respecto a la media anual de EUA por instalación en el global del mercado y su relación con la posición neta de EUA del sector. El gráfico n.º 3 ilustra el grado de concentración de la asignación de EUA entre las 30 instalaciones que han registrado mayor superávit y las 30 de mayor déficit.

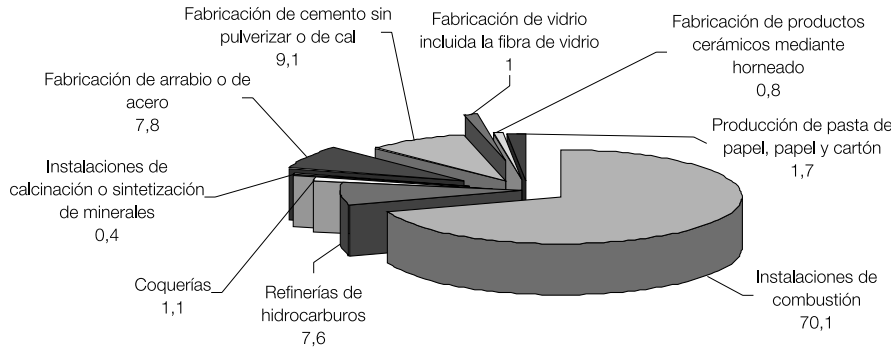
Si contabilizamos las emisiones verificadas, la reducción de emisiones acumulada en el periodo 2005-07 asciende a un total

de 152,48 millones de toneladas de CO₂ (un 9% del total) —en forma de asignaciones no utilizadas por las empresas— que han dejado de ser emitidas a la atmósfera. Esta cantidad supone un 7,5% de reducción con respecto al nivel de emisiones verificadas en el año 2005 para los sectores implicados en la Directiva de comercio de emisiones, si consideramos los 25 países implicados en la Fase I. Este dato podría indicar que la media anual de reducción de emisiones de CO₂ en el periodo 2005-07 ha sido de, al menos, un 2,5% anual para la EU-25.

El gráfico n.º 4 recoge la evolución de la asignación de EUA y las emisiones verifica-

Gráfico n.º 1

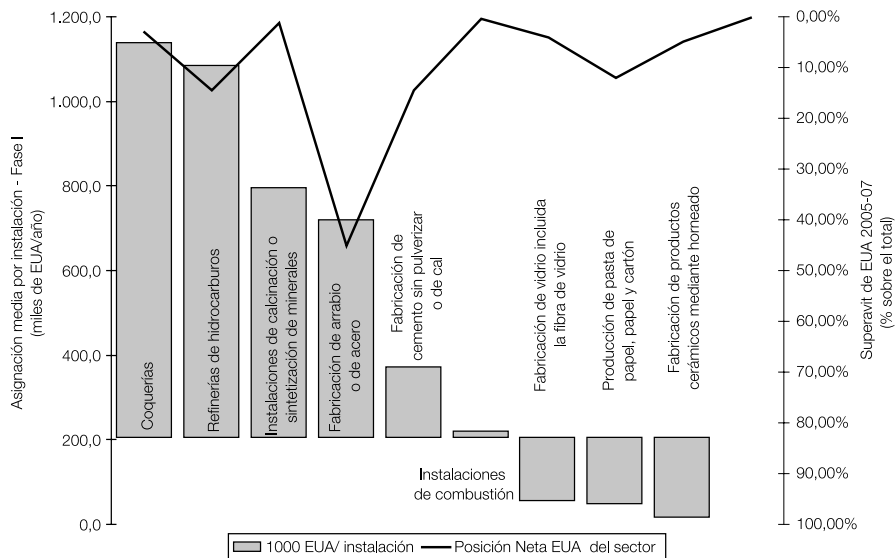
Reparto de la asignación de EUA por sectores, media 2005-2007
(en %)



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 2

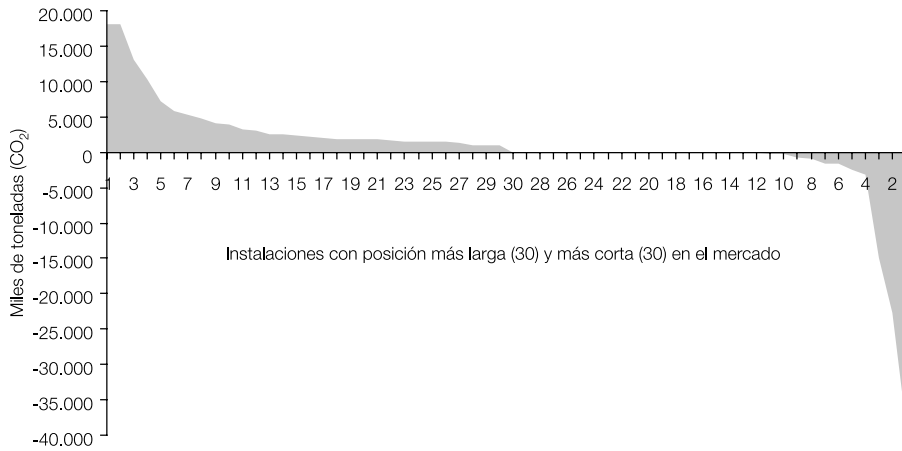
Grado de concentración de EUA respecto a la asignación media por instalación (205,4) y posición neta de EUA de cada sector



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 3

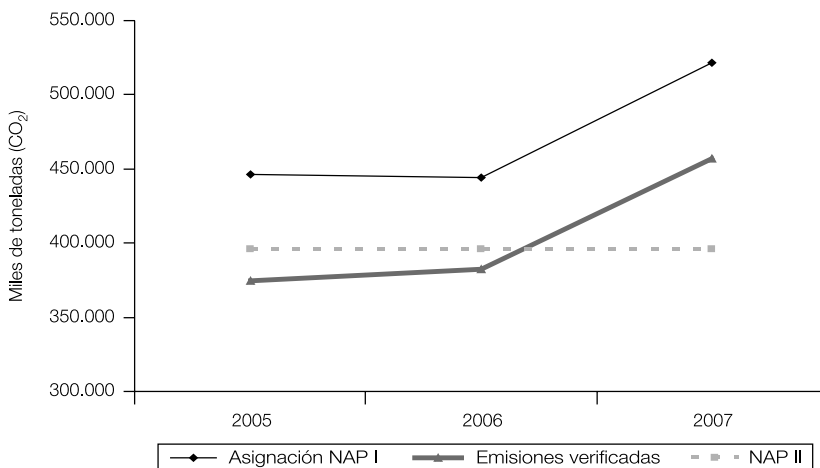
Posición de superávit y déficit de EUA entre las 30 instalaciones con mayores registros



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 4

Evolución de la asignación anual de EUA y de las emisiones verificadas de la EU-10, en relación a la asignación media de la Fase II



Fuente: Elaboración propia.

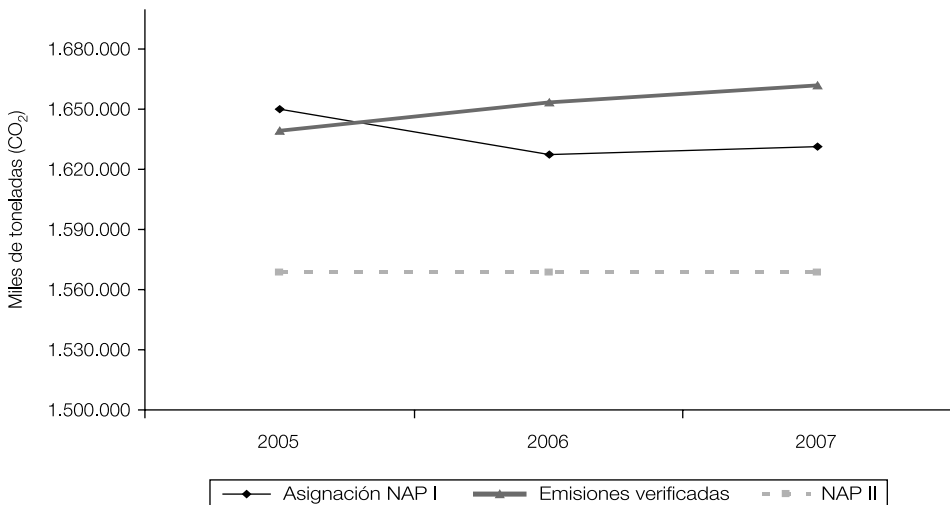
das para el conjunto de países que se incorporaron a la UE en 2004, es decir, el grupo EU-12. El límite de emisiones es entre 60 y 70 millones de toneladas anuales superior al nivel de emisiones verificadas (un superávit de 198 millones de toneladas de CO₂ en todo el periodo). Por el contrario, la asignación entre los Estados miembros de la EU-15 registra un déficit medio de 15 millones de toneladas anuales, con un cambio de tendencia a partir del 2005 como consecuencia del ajuste a la baja de la asignación en los años 2006 y 2007 (un déficit total de casi 50 millones de toneladas) (gráfico n.º 5). En conjunto, el superávit de EUA en el EU ETS durante la Fase I es, de media, de 50 millones de toneladas anuales, aunque el déficit se reduce anualmente. La tasa de crecimiento del nivel de emisiones verifica-

das para el conjunto del mercado es del 1,1% en 2006, y 3,8% en 2007 (gráfico n.º 6). El gráfico n.º 7 ilustra para los tres conjuntos de Estados miembros la evolución de la cantidad neta de EUA.

Por sectores, la asignación global de EUA en los PNA I en relación a las emisiones verificadas ha generado déficit exclusivamente en el sector de la combustión (electricidad y calor), y solamente en los años 2006 y 2007, como consecuencia de una reducción de las asignaciones (en torno al 1,7%) con respecto a las del 2005. En el gráfico n.º 8 se puede observar como el nivel de emisiones verificadas se mantiene en torno a la asignación media de EUA. El resto de sectores, esencialmente la industria pesada, mantiene una situación de su-

Gráfico n.º 5

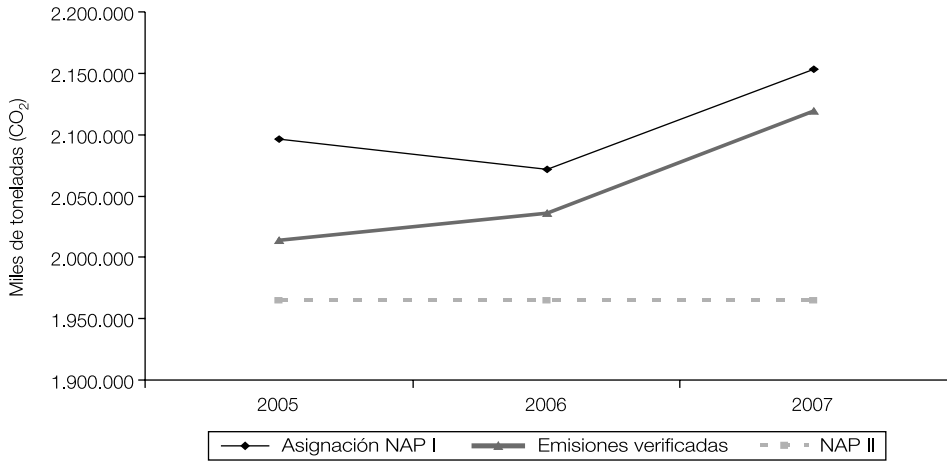
Evolución de la asignación anual de EUA y de las emisiones verificadas de la EU-15, en relación a la asignación media de la Fase II



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 6

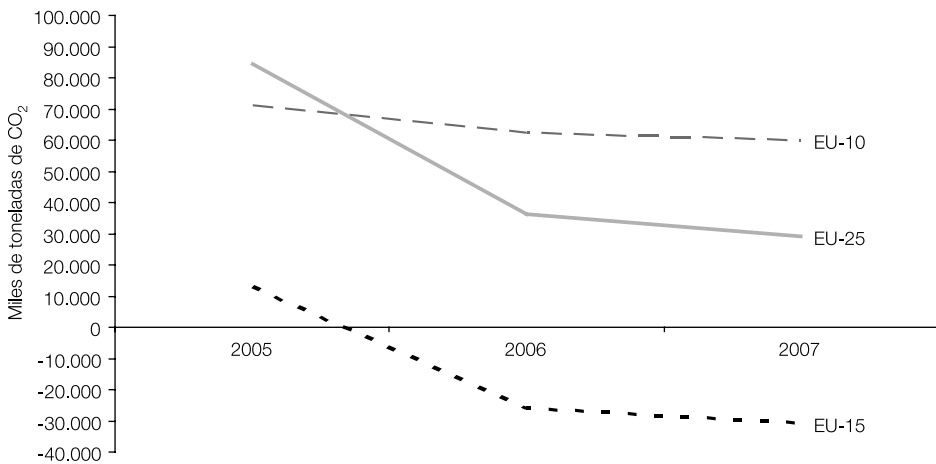
Evolución de la asignación de EUA y emisiones verificadas de la EU-25



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 7

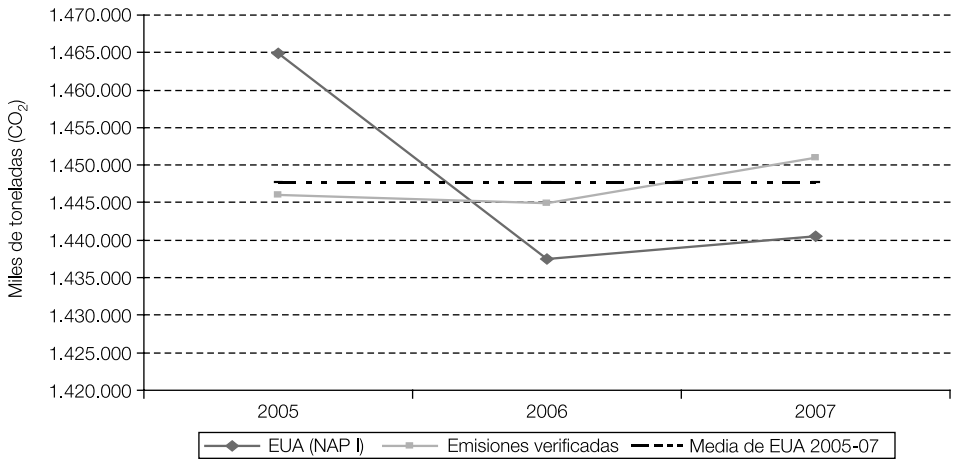
Evolución de la posición neta por grupo de Estados miembros (EU-10, EU-15 y EU-25)



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 8

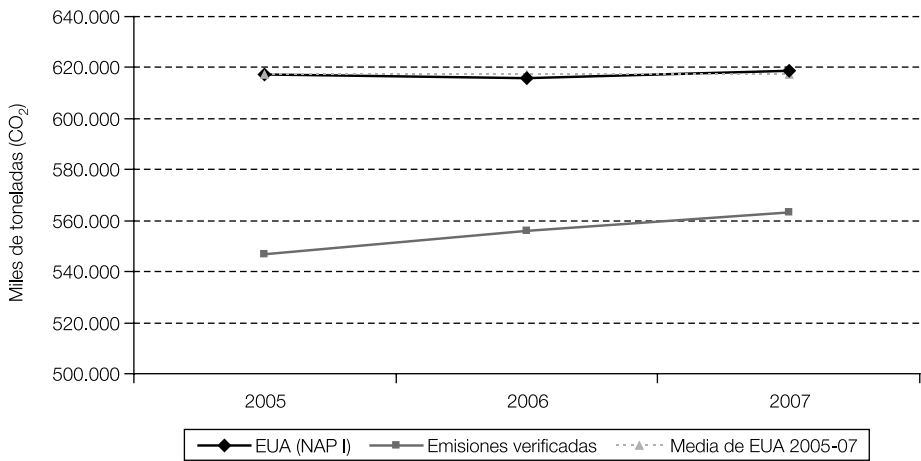
Evolución de la asignación y emisiones verificadas en el sector de la combustión



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 9

Evolución de la asignación y emisiones verificadas en el resto de sectores (industria pesada)



Fuente: Elaboración propia.

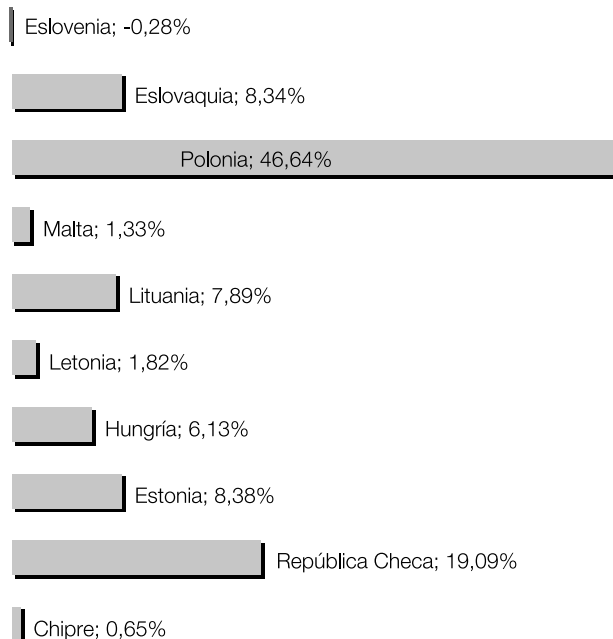
perávit que va del 4,2% en el 2005 al 2,2% en 2007 (gráfico n.º 7). Es muy posible que esta discrepancia entre la posición neta del sector eléctrico y del resto de sectores industriales esté relacionada con la exposición de este último a competencia internacional, mientras que el sector eléctrico compite en los mercados locales y, por tanto, tiene mayor capacidad para traspasar los costes de reducción de emisiones a los consumidores (Kettner *et al.*, 2007).

El Gráfico n.º 10 refleja la situación de déficit y de superávit relativo en el mercado

de los Estados miembros para la EU-25. Sólo Reino Unido, España, Italia, Grecia e Irlanda registran un nivel de emisiones por encima de la asignación de EUA. El déficit registrado por estos Estados miembros con una posición neta negativa en el periodo 2005-2007 asciende de 237,2 millones toneladas. Por el contrario, los Estados miembros del grupo EU12 registran un superávit de EUA de 198,3 millones de toneladas de EUA. El porcentaje indica, por tanto, la contribución neta de cada EM a la posición corta o larga del mercado.

Gráfico n.º 10

Situación de superávit y déficit relativo al grupo de Estados miembros, EU-10

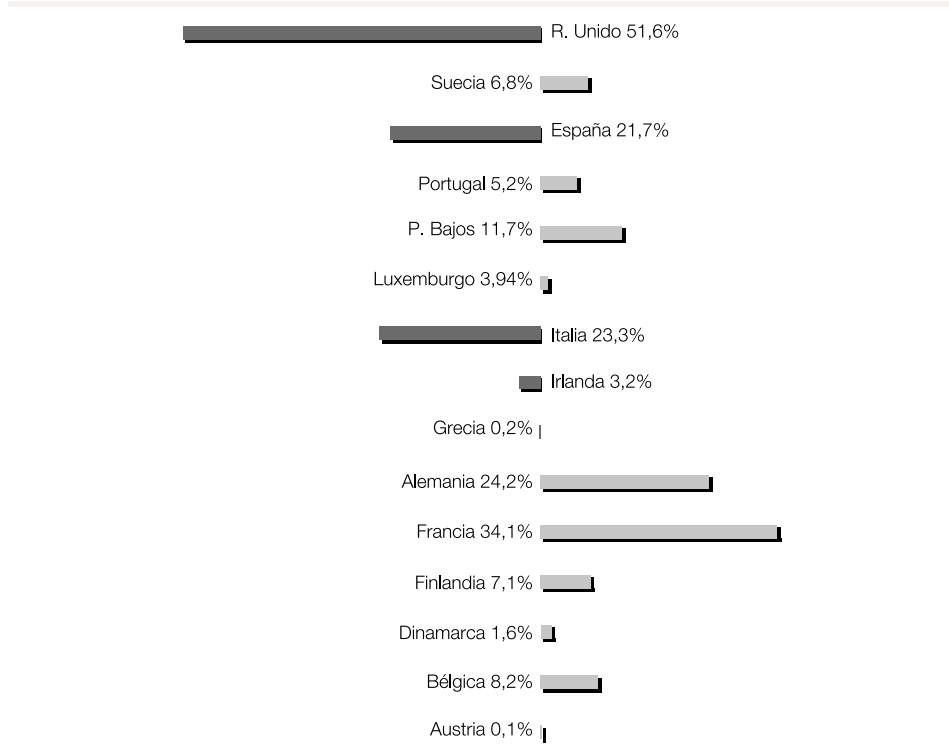


Nota: ■ superávit; ■ déficit.

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 11

Situación de superávit y déficit relativo al grupo de Estados miembros, EU-15



Nota: ■ superávit; ■ déficit.

Fuente: Elaboración propia.

4.1. La Fase I en su contexto histórico de emisiones

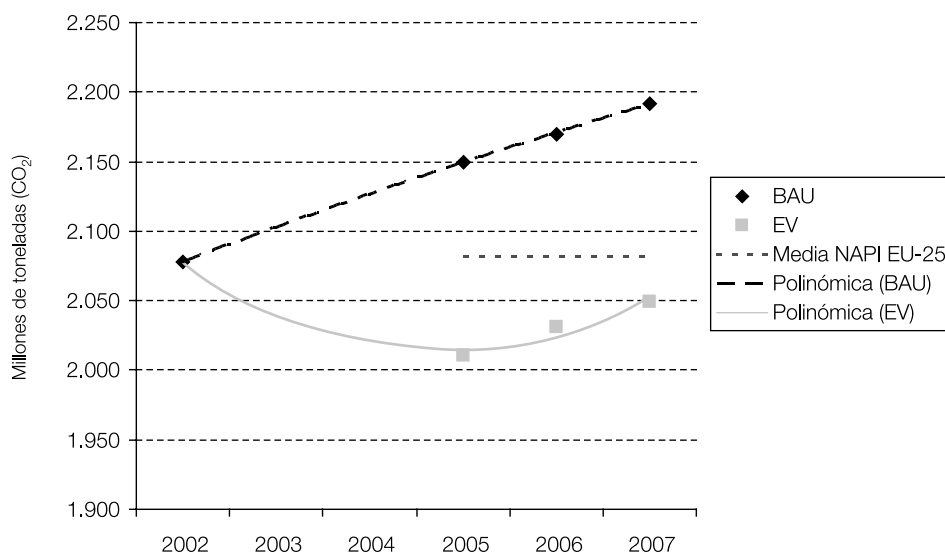
Tal y como hemos comentado anteriormente, la complejidad de la evaluación de los resultados de la Fase I estriba en la ausencia de datos fiables sobre el nivel de emisiones de referencia, es decir, lo que se denomina en la literatura nivel de emisiones contrafactuales —es decir, el nivel de emisiones que se hubiera producido sin la implantación del EU ETS—. Ellerman

y Buchner (2008)¹⁸ estiman que se ha podido producir una sobreasignación de EUA de cerca de 100 millones de toneladas a lo largo de la primera fase, al tiempo que se producía una reducción de emisiones de entre 50 y 100 millones de toneladas de CO₂/año. Sus estimaciones se basan en una proyección del nivel de emisiones entre 2002 y el periodo 2005-

¹⁸ Este estudio analiza los datos del registro para los años 2005 y 2006 exclusivamente.

Gráfico n.º 12

Evolución de las emisiones de referencia (BAU) desde 2002 en relación a las emisiones verificadas (EU-23) y la media de EUA (EU-25) en 2005-2007



Fuente: Elaboración propia; datos BAU de (Ellerman y Buchner, 2008); datos de emisiones verificadas y de la media de EUA del CITL.

2007 para cada uno de los Estados miembros en relación al crecimiento de su PIB. Hemos tomado como referencia la estimación más conservadora del posible crecimiento de las emisiones de referencia para el periodo 2005-06 (3% y 4%)¹⁹ para compararlo con el nivel de emisiones verificadas durante la Fase I para el conjunto de la EU-23²⁰. La evolución del nivel de

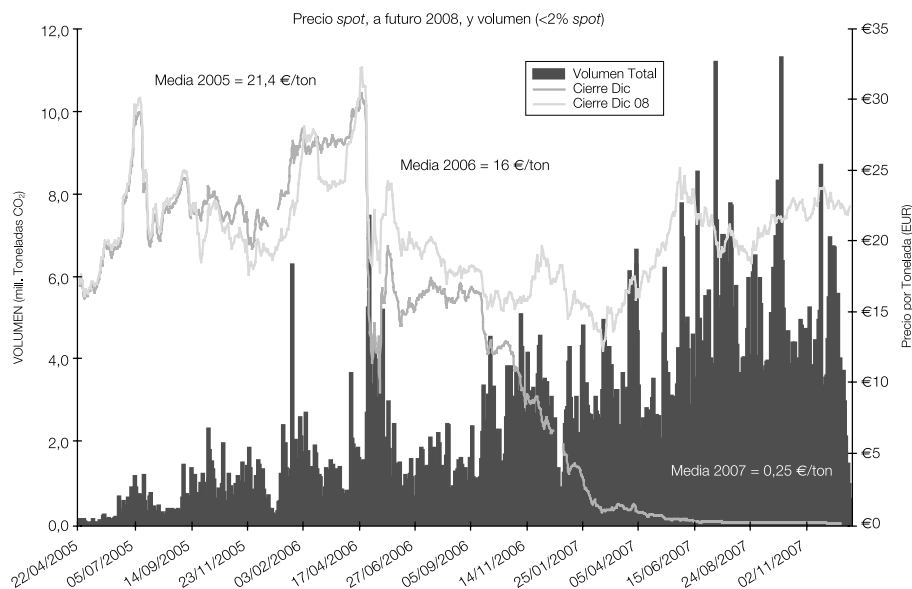
emisiones de la Fase I en su perspectiva histórica se refleja en el gráfico n.º 12.

El gráfico ilustra el nivel de emisiones de los Estados miembros si el EU ETS no hubiera sido implantado (BAU), basándose en un nivel de emisiones de referencia en el año 2002 de 2.078 millones de toneladas de CO₂. Hemos incorporado la asignación media (2.082 millones de toneladas) y el nivel de emisiones verificadas de la Fase I. Con la referencia del nivel de emisiones contrafactuales, la reducción de emisiones entre 2005 y 2007 podría ascender a 418 millones de toneladas. Además, se observa cierto ajuste en el nivel de emisiones verificadas durante la Fase I con respecto a la tendencia inicial antes de su funcionamien-

¹⁹ Esta estimación considera la variación real del PIB, la intensidad energética y la intensidad de CO₂ en el periodo de referencia en los sectores industriales de acuerdo con varias fuentes.

²⁰ Estimación del crecimiento de las emisiones desde el 2005 realizada por Ellerman y Buchner (2008) en relación a la tasa de crecimiento del PIB de la UE-23 (es decir, sin incluir a Chipre y a Malta). Hemos supuesto que el crecimiento en 2007 de las emisiones de referencia es del 1% con respecto al 2006.

Gráfico n.º 13
Precio spot y volumen comercializado de EUA, ECX
 (diciembre de 2008)



Fuente: Elaboración propia. Datos de volumen y precio para 2005-2008 proporcionados por ECX.

to efectivo en 2005. Es decir, la expectativa de escasez asociada al tope de emisiones antes de 2006 puede haber adelantado los esfuerzos de mitigación. Esta tendencia, como se observa a continuación, es coherente con la evolución del precio del CO₂ a lo largo de esta fase.

El Gráfico n.º 13 refleja la evolución del precio del EUA *spot* y a futuro (diciembre de 2008) y el volumen de operaciones total de cada año de acuerdo con los datos de la *European Climate Exchange* (ECX)²¹. La senda de precios durante la Fase I pone de manifiesto que durante la primera mitad de la

Fase I el mercado se encontraba en una situación de déficit, mientras que en la segunda mitad el mercado refleja un exceso de oferta. Este cambio de tendencia coincide con la publicación de las emisiones verificadas en 2005 —con una situación de superávit en el mercado— entre abril y marzo de 2006. En el gráfico se observa claramente el hundimiento del precio de las EUA a partir de dicha fecha y el aumento en el volumen de transacción de, esencialmente, opciones a futuro.

La evidencia empírica confirma parcialmente la mitigación de CO₂ en el sector eléctrico y la industria pesada en la UE. Delarue *et al.* (2007) estiman que a lo largo de 2006 y 2007 se produjo una importante sustitución

²¹ ECX concentra más del 80% de las transacciones realizadas en el periodo 2005-2007.

de combustibles en el sector eléctrico. Esta sustitución es sensible especialmente a los precios del gas, significativamente bajos durante el 2006 y 2007 con respecto al 2005²². Este trabajo realiza varias simulaciones para valorar el impacto del EU ETS en la Fase I, y muestra cómo las emisiones de CO₂ en el sector eléctrico podían haber sido entre 88 y 59 millones de toneladas superiores en los años 2005 y 2006, respectivamente.

Por otro lado, Zugraba *et al.* (2008) argumenta que la reducción neta de emisiones industriales de CO₂ de las economías en transición²³ se aproxima a un 18% entre 2003 y 2005. La modernización de la tecnología productiva mediante políticas ambientales más estrictas refleja una reducción de un 58% de las emisiones industriales de CO₂, el posible incremento en un 31% de emisiones debido al efecto del cambio de escala y la composición de la estructura productiva del sector de la manufactura a favor de sectores más intensivos en contaminación (+8,4%).

4.2. La Fase I en su contexto: vinculación a la Fase II y III

El 1 de enero de 2008 entró en funcionamiento la Fase II del ETS con la participación de 30 países²⁴ y la integración parcial del EU ETS en el mercado de emisiones in-

ternacional. Adicionalmente, la adopción el 23 de enero de 2008 de una propuesta de Directiva (enmienda a la Directiva 2003/87/EC) crea una Fase III para el periodo 2013-2020 con objetivos de reducción adicionales para el conjunto de los Estados miembros de la UE, independientes de los acuerdos internacionales en el seno de la negociación de un tratado post-Kioto²⁵.

El cuadro n.º 2 recoge la asignación de EUA de acuerdo a los PNA de los 30 Estados miembros para el periodo 2008-12, tanto la asignación propuesta por los Estados miembros como la corrección realizada por la Comisión²⁶. Estos datos, de acuerdo a las nuevas directrices y modelos de referencia que establecen procedimientos más precisos para la determinación de los límites de emisión y las cuotas permitidas de MDL/IC²⁷, son preliminares ya que algunos Estados miembros han iniciado procesos judiciales en contra de las correcciones adoptadas por la Comisión. En el mismo cuadro se recoge la limitación del uso de créditos CER (mecanismo de desarrollo limpio) y ERU (proyectos de implementación conjunta) para cada Estado así como una medida aproximada del esfuerzo adicional con relación al nivel de emisiones de referencia (emisiones de 2005 proyectadas a 2008). Hay que te-

sión sobre el CO₂—, Islandia y el Principado de Liechtenstein se integran en el EU ETS en la Fase II.

²⁵ La propuesta de la Comisión establece una reducción del 20% en la burbuja europea con respecto a las emisiones de 1990. Este objetivo podría alcanzar el 30% en la medida en que la comunidad internacional se comprometa a un acuerdo de reducción post-Kioto.

²⁶ Las asignaciones han sido calculados en base a la propuesta por los Estados miembros y la resolución de la Comisión (http://ec.europa.eu/environment/climat/emission/2nd_phase_ep.htm). Aunque los cálculos varían sensiblemente según las fuentes, estos se aproximan al cálculo realizado por el Banco Mundial.

²⁷ Estos nuevos procedimientos se recogen parcialmente en la Comunicación COM(2005) 703 final, donde se establecen las orientaciones complementarias para los planes de asignación del periodo 2008-2012.

²² Estos autores demuestran que un precio significativo del CO₂ podría disparar la sustitución entre combustibles. Así lo demuestran en Delarue, E. *et al.* (2008).

²³ Se refiere a las antiguas economías planificadas que se encuentran en un proceso de transición hacia la economía de mercado e incluye casi todos los países de la EU-12 (Bulgaria, República Checa, Estonia, Hungría, Lituania, Letonia, Rumania y la República de Eslovaquia) además de la Federación Rusa, Albania, Georgia, Moldavia.

²⁴ Noruega —que creó su propio sistema *cap-and-trade* en 2005 para los sectores no sujetos a la im-

Cuadro n.º 2

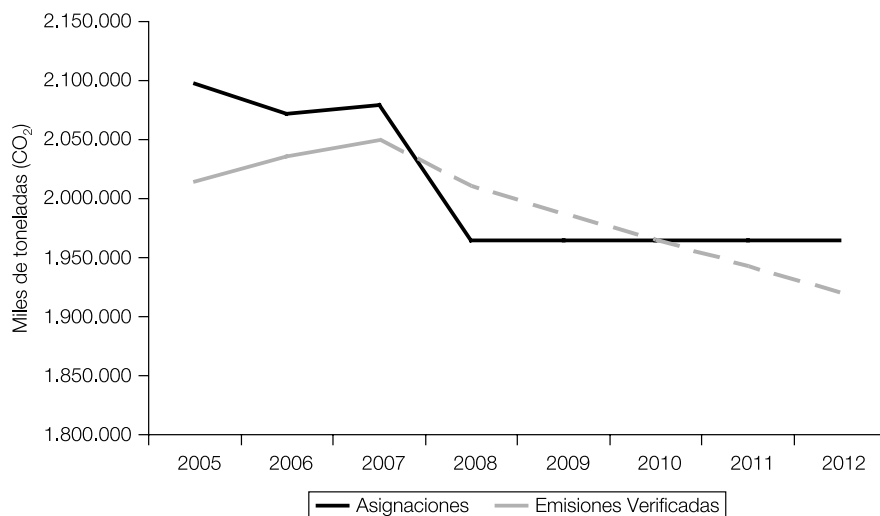
**Reparto de asignación PNA-II, emisiones de referencia en 2008
y uso de mecanismos de flexibilización**

Estados Miembros		Asignación de EUA (NAP II)		BAU 2008	Esfuerzo relativo %	MDL/IC	
		Propuesta EM	Final PNA-2			Límite %	Demanda Mt CO ₂ e/año
		Mt CO ₂ eq/año					
UE-15	Austria	32,8	30,7	33,8	9,2%	10,0%	3,1
	Bélgica	63,3	58,5	60,6	3,5%	8,4%	4,9
	Dinamarca	24,5	24,5	26,5	7,5%	17,0%	4,2
	Finlandia	39,6	37,6	33,5	-12,2%	10,0%	3,8
	Francia	132,8	132,8	136,4	2,6%	13,5%	17,9
	Alemania	482,0	453,1	485,0	6,6%	20,0%	90,6
	Grecia	75,0	69,1	71,3	3,1%	9,0%	6,2
	Irlanda	22,6	22,3	22,4	0,4%	10,0%	2,2
	Italia	209,0	195,8	225,5	13,2%	15,0%	29,4
	Luxemburgo	4,0	2,5	2,6	3,8%	10,0%	0,3
	Holanda	90,4	85,8	84,4	-1,7%	10,0%	8,6
	Portugal	35,9	34,8	37,2	6,5%	10,0%	3,5
	España	152,7	152,3	195,6	22,1%	20,0%	30,5
	Suecia	25,2	22,8	21,3	-7,0%	10,0%	2,3
	Reino Unido	246,2	246,2	281,9	12,7%	8,0%	19,7
TOTAL EU-15	1.636,0	1.568,8	1.718,0	8,7%	14,5%	227,0	
UE-12	Chipre	7,1	5,5	5,1	-7,8%	10,0%	0,6
	República Checa	101,9	86,8	82,5	-5,2%	10,0%	8,7
	Estonia	24,4	12,7	12,9	1,6%	0,0%	0,0
	Hungría	30,7	26,9	27,4	1,8%	10,0%	2,7
	Letonia	7,7	3,4	2,9	-17,2%	10,0%	0,3
	Lituania	16,6	8,8	6,7	-31,3%	20,0%	1,8
	Malta	3,0	2,1	2,0	-5,0%	–	–
	Polonia	284,6	208,5	209,4	0,4%	10,0%	20,9
	Eslovakia	41,3	32,6	27,0	-20,7%	7,0%	2,3
	Eslovenia	8,3	8,3	8,7	4,6%	15,8%	1,3
	Bulgaria	67,6	42,3	40,6	-4,2%	12,6%	5,3
	Rumanía	95,7	75,9	70,8	-7,2%	10,0%	7,6
	TOTAL EU-10	525,6	395,6	384,6	-2,9%	9,4%	37,2
	TOTAL EU-12	688,9	513,8	496,0	-3,6%	10,0%	51,4
	TOTAL EU-27	2.324,9	2.082,6	2.214,0	5,9%	13,4%	278,4
Islandia	–	–		–	–	–	
P. de Lichtenstein	–	–		–	–	–	
Noruega		15,0				3	
Total EU ETS	2.324,9	2.097,6	2.214,0	2,59%	13,4%	281,4	

Fuente: Elaboración propia.

Gráfico n.º 14

Proyección del nivel de emisiones verificadas, NAP I (efectivo) y NAP II (media anual) y el ajuste de emisiones necesario en la Fase II



Fuente: Elaboración propia. Datos de la Fase I del CITL; NAP II de las propuestas nacionales.

ner en cuenta que la evaluación del esfuerzo real en cada Estado dependerá de la proyección de emisiones reales en base a sus niveles de producción. Por tanto, esta medida del esfuerzo se refiere única y exclusivamente a su posición de partida en 2008.

El tope de emisiones de la segunda fase rondará los 1.964 millones de toneladas de EUA de media cada año para la EU-25. Esta asignación es significativamente menor que durante la Fase I del EUTS: 2.096 millones de toneladas en 2005; 2.071 millones de toneladas en 2006; y 2.078 millones de toneladas en 2007. La distancia entre la media de ambas fases resulta en una reducción adicional de 43 millones de toneladas anuales. Sin embargo, si tenemos en cuenta la proyección de emisiones contrafactuales

para el año 2005²⁸, el déficit ascendería a un total de 140 millones de toneladas anuales. Teniendo en cuenta esta última referencia, el déficit a lo largo de la Fase II podría rondar entre 700 y 1.000 millones de toneladas.

El Gráfico 14 proyecta un ajuste del nivel de emisiones a partir de la Fase I en respuesta a la asignación de los PNA-II, suponiendo que el límite se ajusta a la media de emisiones que establece la Comisión.

Dado que la senda de emisiones históricas está por encima de una asignación lineal en torno a la media de 1.964 millones de to-

²⁸ Proyección realizada por el Banco Mundial para estimar el nivel de escasez en la Fase II (en torno a un 1,5% de incremento anual respecto a las emisiones verificadas de 2005) (World Bank, 2008).

neladas, la situación de déficit de EUA tendería a ser más deficitaria en la primera mitad de la Fase II en relación a la segunda mitad. Teniendo en cuenta que esta proyección no refleja más que una conjetura en torno a la aproximación gradual del nivel de emisiones agregado a la media del periodo, el precio del EUA podría reflejar de nuevo un mayor coste de oportunidad en los primeros años (y, por tanto, se produciría un préstamo de permisos dentro de la misma fase).

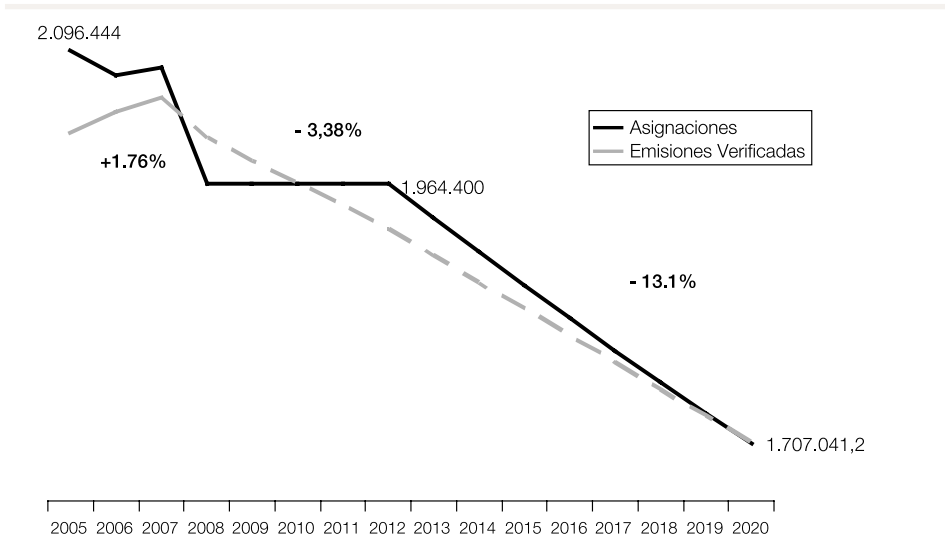
Como se puede observar en el gráfico n.º 15, la evolución de las emisiones durante la Fase I se encuentra a una distancia significativa del objetivo de las Fases II y III. Durante la Fase I, a pesar de que la asignación de EUA se mantiene estable, las emisiones de los Estados miembros se han in-

crementado a una tasa media del 1,5% anual. El límite de la Fase II para la UE25, con respecto a la media de emisiones a lo largo del periodo 2005-07, requeriría una reducción anual del 1,14% de las emisiones agregadas. Este esfuerzo es desigual si tenemos en cuenta el grupo de países: para la UE15, la asignación de 1.568,8 millones de toneladas durante la Fase II requeriría una reducción anual del 1,7% de sus emisiones, mientras que para la UE10, la asignación de 395,6 millones de toneladas anuales supondría permitir un incremento de emisiones a una tasa del 1,22% anual. Finalmente, la propuesta de la Comisión para la Fase III recoge la tasa de reducción anual (1,74%) de la asignación para una re-

Gráfico n.º 15

Proyección de la reducción para la Fase II y III en relación a la mitigación de la Fase I

(miles de toneladas de CO₂)



Fuente: Elaboración propia.

ducción total en 2020 del 13% del nivel medio de emisiones en la Fase II.

5. ¿MITIGACIÓN O SOBREALIGNACIÓN DE PERMISOS?

Si bien los resultados de la primera fase de funcionamiento del EU ETS pueden calificarse de modestos a largo plazo, revelan cierto ajuste a la reducción de emisiones requerida en la fase Kioto y posterior. El debate en torno a una posible sobrealignación de permisos ensombrece los logros y cuestiona la capacidad del EU ETS de generar una señal coherente con el nivel de escasez en el mercado.

La dificultad para establecer las emisiones contrafactuales en escenarios donde los agentes deben proyectar su demanda de asignaciones basándose a la coyuntura económica nacional e internacional, es el principal problema a la hora de evaluar la mitigación efectiva a lo largo de la Fase I. De hecho, el análisis de los datos de la Fase I del registro CITL sólo ofrece una visión parcial del esfuerzo realizado por los sectores afectados por la Directiva y, por tanto, del beneficio que ha podido generar el mercado de emisiones al igualar los costes marginales de mitigación entre sectores, entre Estados miembros y entre periodos de la misma fase.

Por tanto, la evidencia de que se ha producido desde el 2002 un esfuerzo de mitigación de emisiones por parte de las empresas y que este esfuerzo ha sido continuo durante la Fase I, independientemente del precio *spot* del CO₂ durante dicha fase, no es concluyente. De hecho, dado que el EU ETS establece estándares de reducción limitando las cantidades de CO₂, el debate en torno a la mitigación efectiva continuará en las fases sucesivas. La relación directa entre los nive-

les de producción eléctrica e industrial y los niveles de emisión, mientras no se produzca un desacoplamiento tecnológico efectivo, puede enmascarar cierto grado de inflación de la asignación de EUA por parte de los Estados miembros. En esencia, el grado de eficiencia del funcionamiento del comercio de emisiones recae sobre la capacidad de garantizar un nivel de escasez agregado en un contexto de gran heterogeneidad tecnológica, sectorial y económica. Sin embargo, es precisamente la heterogeneidad en tan distintas dimensiones la que convierte el comercio de emisiones en el instrumento con menores costes de mitigación en relación a las políticas de control tradicionales (Tietenberg, 2006 y Newell y Stavins, 2003). Por tanto, la alternativa de fijar estándares tecnológicos que dirijan la reducción de emisiones restaría flexibilidad y, en consecuencia, reduciría los beneficios del comercio de emisiones.

Salvo que se esté dispuesto a argumentar que el exceso de oferta de asignaciones en el EU ETS obedece exclusivamente a una asignación generosa por parte del regulador —es decir, la no existencia de escasez en dicho mercado— o a un error de cálculo por parte de los agentes, el exceso de oferta de asignaciones en el mercado EU ETS implica que el precio del CO₂ durante la Fase I no refleja el auténtico coste de oportunidad de la mitigación de emisiones y que los agentes han reaccionado ante las señales de escasez a largo plazo.

Feenstra y Padrón (1998) demuestran que es compatible la coexistencia en el tiempo de un exceso de oferta de permisos en el mercado con un sobreesfuerzo de mitigación por parte de las empresas. La presencia de costes de ajuste en la inversión en capital físico que realizan las empresas —es decir, la irreversibilidad total o parcial en la inversión en reducción de emisiones— es la

que induce a las empresas a anticipar la reducción de emisiones requerida a largo plazo. Intuitivamente, las empresas realizan un sobreesfuerzo en la primera fase, independientemente de si se permite o no transferir los permisos no utilizados a la segunda fase. La razón estriba en que la reducción de emisiones mediante un ajuste instantáneo incrementa el coste de inversión en capital descontaminante de la empresa. Por tanto, la empresa debe elegir entre esperar y reducir sus emisiones en periodos futuros, con mayores costes de inversión, o anticiparse incurriendo en menores costes de inversión. Anticiparse, claro está, tiene también un coste de oportunidad temporal: la tasa de depreciación del capital y el coste de oportunidad del dinero (el tipo de interés)²⁹.

Ellerman y Montero (2007) concluyen que la anticipación de la inversión en tecnología de reducción de emisiones en el mercado de SO₂ en EE.UU. determinó un exceso de oferta de permisos en la Fase I, aproximadamente de un 30%. Si bien la posibilidad de transferir los permisos a la Fase II suavizó el hundimiento de los precios, los autores demuestran que la diferencia entre el precio inicialmente esperado de la tonelada de SO₂ (\$579-\$1.935) y el finalmente observado (entre 100 y 200\$, con un mínimo en 1996 de 50\$ la tonelada) es coherente con un exceso de oferta de permisos. Los autores argumentan que alrededor del 50% de las inversiones realizadas por los propietarios de las centrales eléctricas se materializó en filtros desulfurantes —una técnica intensiva en capital que requiere no sólo un periodo significativo para

su instalación, sino que se considera irreversible. Otra fuente de irreversibilidad presente en dicho programa es la presencia de contratos de compra de carbón de bajo contenido en azufre por largos periodos de tiempo. Por tanto, la irreversibilidad parcial de la inversión en tecnología descontaminante reduce la capacidad de reacción de las empresas ante el precio de los permisos de emisión a corto plazo, especialmente en fases cortas y si no hay posibilidad de transferir entre fases dichos permisos³⁰.

Por tanto, dos modificaciones en el EU ETS parecen fundamentales con el objeto de ajustar sus niveles de escasez. Por un lado, habilitar la transferencia de asignaciones no utilizadas en una fase hacia fases posteriores (Betz y Sato, 2006 y Schleich *et al.*, 2007); la provisión de ahorro de asignaciones entre fases de forma ilimitada podría contribuir a reducir la volatilidad del precio del CO₂, especialmente en los límites de cada fase, y a anticipar las decisiones de inversión de los agentes. Por otro, la subasta progresiva de asignaciones por parte del regulador permitiría establecer un techo y un suelo razonable al precio del CO₂ en fases sucesivas y corregir las tendencias inflacionistas en la determinación de los topes de emisión (Neuhoff *et al.*, 2007).

²⁹ En presencia de incertidumbre sobre alguno de los elementos que determinan el coste de la inversión, ya sea el precio de alguno de los combustibles, un impuesto sobre la contaminación o en presencia de cambio técnico, la empresa tiende a retrasar la decisión de inversión en tecnología descontaminante (Blyth y Yang, 2006)

³⁰ El mercado de emisiones de dióxido de azufre (SO₂), óxidos nitrosos (NOx) y compuestos orgánicos volátiles (COV) en el sector eléctrico es conocido como el Programa de Lluvia Ácida (*Acid Rain Program*) en EE.UU., también en 2 fases de ajuste (Fase I: 1995-2000; Fase II: 2000-) (Title IV, *Clean Air Act*, 1990). El objetivo inicial era reducir en 10 millones de toneladas las emisiones de dióxido de azufre registradas en 1980 (60%). Tal y como señalan los autores del estudio, las expectativas de escasez durante la primera fase y una sobreestimación del coste de reducir las emisiones, condujo al mercado a una situación temporal de exceso de oferta de permisos. En aquella ocasión, la reversibilidad parcial de los contratos y la posibilidad de transferir los permisos sobrantes a la siguiente fase permitió un ajuste suave de los precios del SO₂ entre ambas fases.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBEROLA, E. Y CHEVALIER, J. (2007): «*European carbon prices and banking restrictions: evidence from phase I (2005-2007)*». Economix Working Paper No. 2007-32.
- BETZ, R. Y SATO, M. (2006): «*Emissions trading: lessons learnt from the 1st phase of the EU ETS and prospects for the 2nd phase*». Climate Policy, 6:351-359.
- BIGLAISER, G.; HOROWITZ, J. Y QUIGGIN, J. (1995): «*Dynamic pollution regulation*». Journal of Regulatory Economics, 8:33-44.
- BLYTH, W. Y YANG, M. (2006): «*Impact of climate change policy uncertainty on power generation investments*». Working paper of the IEA, 2006/01, Paris.
- BÖHRINGER, C. Y LANGE, A. (2005): «*On the design of optimal grandfathering schemes for emissions allowances*». European Economic Review, 49: 2041-2055.
- BURTRAW, D. Y EVANS, D. (2008): «*Tradable rights to emit air pollution*». Resources for the Future Discussion Paper, March.
- CONVERY, F.; DE PERTHUIS, C., Y ELLERMAN, D. (2008) «*The European carbon market in action: lessons from the first trading period*». Interim Report, Center for Energy and Environmental Policy Research (CEEPR), March.
- DELARUE, E.; VOORSPOOLS, K. Y D'HAESELEER, M. (2008): «*Fuel switching in the electricity sector under the EU ETS: review and prospective*». Journal of Energy Engineering, 134(2): 40-46.
- ELLERMAN, D. Y BUCHNER, B. (2007): «*The efficiency and robustness of allowance banking in the U.S. Acid Rain Program*». The Energy Journal, 28: 47-71.
- . (2008): «*Over-allocation or abatement? A preliminary analysis of the EU ETS Based on the 2005-06 emission data*». Environmental and Resource Economics, 41(2): 267-287.
- EUROPEAN PARLAMENT (2007): «*Options and implications of linking the EU ETS with other emissions trading schemes*». IP/A/CLIM/NT/2007/18
- FEENSTRA, T. Y PADRÓN, N. (1998): «*The Dynamic Efficiency of Environmental Policy: the Case of Intertemporal Trading*». Working Paper Series, Universidad Carlos III de Madrid, junio.
- FEICHTINGER, G.; HARTL, R.; KORT, P. Y VELIOV, V. (2006): «*Anticipation effects of technological progress on capital accumulation: a vintage capital approach*». Journal of Economic Theory, 126(1): 143-164.
- KETTNER, C.; KÖPPL, A.; SCHLEICHER, S. Y THENIUS, G.. (2007): «*Stringency and distribution in the EU ETS: the 2005 evidence*». WIFO working paper.
- KLING, C. Y RUBIN, J. (1997): «*Bankable permits for the control of environmental pollution*». Journal of Public Economics, 64:101-115.
- KORT, P. (1996): «*Pollution control and the dynamics of the firm: the effects of market based instruments on optimal firm investments*». Optimal Control Applications and Methods, 17: 267-279.
- MANSANET-BATALLER, M.; PARDO, A. Y VALOR, E. (2007): «*CO₂ prices, energy and weather*». The Energy Journal, 27(2): 1-26.
- NEUHOFF, K. (2007): «*Investment decisions under climate policy uncertainty*». Climate Strategies Working Paper, July.
- NEUHOFF, K. Y MATTHES, F. (2008): «*The role of auctions of emissions trading*». Report from Climate Strategies, October.
- NEWELL, R. Y STAVINS, R. (2003): «*Cost heterogeneity and potential savings from market-based policies*». Journal of Regulatory Economics, 23:43-59.
- RUBIN, J.D. (1996): «*A model of intertemporal emission trading, banking and borrowing*». Journal of Environmental Economics and Management, 31:269-286.
- SCHENNACH, S. (2000): «*The economics of pollution permit banking in the context of Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments*». Journal of Environmental Economics and Management, 40: 189-210.
- SCHLEICH, J.; EHRHART, K.M; HOPPE, C. Y SEIFERT, S. (2006): «*Banning banking in EU emissions trading?*». Energy Policy, 34: 112-120.
- SCHLEICH, J.; BETZ, R. Y ROGGE, K. (2007): «*EU emissions trading: better job second time around?*». Working Paper Sustainability and Innovation, S2/2007, ISI.
- SJUM, K. NEUHOFF, K. Y CHEN, Y. (2006): «*CO₂ cost pass-through and windfall profits in the power sector*». Climate Policy, 6: 49-72.
- THE WORLD BANK (2008): «*State and trends of the Carbon Marke2008t*». Washington D.C., May.
- TIETENBERG, T. (2006): «*Emissions Trading*». Ed. Resources for the Future, Washington, DC.
- ZHAO, J. (2003): «*Irreversible abatement investment under cost uncertainty: tradable emission permits and emissions charges*». Journal of Public Economics, 87: 2765-2789.
- ZUGRAVU, N. Y MILLOCK, K. (2008): «*The factors behind CO₂ emission reduction in transition economies*». FEEM working paper 58.

Política de electricidad renovable: sistema de primas frente a comercio de certificados verdes

El presente artículo discute el sistema de primas («*feed-in tariffs*») y el esquema de comercio de certificados verdes, que son los dos ejemplos más conocidos y populares de instrumentos de política de fomento de la electricidad renovable. Se comparan ambos esquemas en lo concerniente a su impacto en situaciones de incertidumbre, los riesgos de mercado y regulatorios, el impacto en la innovación tecnológica, el efecto sobre el precio de la electricidad y el saldo fiscal de las Administraciones, así como algunos aspectos del balance eficiencia/equidad (efecto «NIMBY»). Las conclusiones no son nítidamente favorables a uno u otro mecanismo de regulación. Las modalidades de implementación, la estructura de costes de la tecnología considerada, la disponibilidad de recursos y las condiciones del entorno existentes en mercados directamente relacionados con el eléctrico (financieros, de recursos energéticos primarios, de gestión de riesgos, etc.), harán que en cada caso sea más apropiada la adopción de un esquema u otro.

Artikulu honek primen sistemari (feed-in tariffs) eta egiaztagiri berdeen merkataritzako eskemari buruzko eztabaida eskaintzen digu; izan ere, bi aukera horiek dira argindar berriztagarria sortzeko politika sustatzeko tresnarik ezagunenak. Bi eskema horiek erkatu egiten dira, zalantzazko egoeretan zer nolako eragina daukaten ikusteko, merkatuko arriskuak eta arautzearenak nolakoak diren jakiteko, berrikuntza teknologikoak zer nolako eragina duen jakiteko, argindarraren prezioan eta administrazioen saldo fiskalean nola eragiten duen ikusteko, eta efizientzia/ekitatearen balantzea («NIMBY») efektua zertan den aztertzeko. Erkatzearen bidez lortutako emaitzak ez dira argi agertzen erregulazio-modu baten edo bestearen alde. Hainbat eragile daude, hala nola inplantazio eta garapen modalitateak, kontuan harturiko teknologiaren kostu-egitura, baliabideen eskuragarritasuna, merkatu elektrikoarekin zuzeneko zerikusia duten merkatuetan (finantza-merkatua, baliabide energetiko primarioen merkatua, arriskuak kudeatzekoa, e.a.) dauden baldintzak, eta horien guztien ondorioz kasu batzuetan bat eta beste batzuetan bestea aukeratzea izango da egokiena.

The paper discusses feed-in tariffs (a price-based market-pull instrument) and tradable green certificates (quantity-based market-pull instrument) as the two prevailing support schemes for renewable electricity in Europe. It compares them for uncertainty, market and regulatory risks, cost-efficiency, technical innovation ("valley of death"), consumer electricity prices, public finance, NIMBY and local benefits. The paper also gives an overview of the status-quo of RES-E policies in the EU.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El desarrollo de la electricidad de fuentes de energía renovables
 3. Las políticas de electricidad de fuentes de energía renovables en Europa
 4. Análisis de los sistemas de primas y el comercio de certificados verdes
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: sistema de primas, Comercio de Certificados Verdes, Electricidad Renovable.

Keywords: feed-in tariffs, tradable green certificates, renewable electricity.

N.º de clasificación JEL: Q42, Q48, Q54, Q55.

1. INTRODUCCIÓN

El fomento de las energías renovables y la búsqueda una mayor eficiencia energética se encuentran en el corazón de las políticas energéticas de la Unión Europea (UE) y de la mayor parte de los países industrializados del mundo. Existen cuatro razones que suelen llevar a pensar que la electricidad proveniente de fuentes de energía renovable (E-FER)¹ es más cara que la producida con fuentes convencionales: a) los costes ambientales no están totalmente internalizados en el caso de la generación de electricidad con tecnologías convencionales; b) la producción de energía intermitente asociada a algunas de las principales fuentes renovables (energía eólica, energía fotovoltaica) ge-

nera externalidades negativas; c) el *lock-in* de las tecnologías convencionales ha hecho que las E-FER hayan penetrado muy poco en el mercado hasta el momento, provocando la ausencia de efectos de escala en los costes; d) la mayoría de las tecnologías E-FER todavía requieren innovación y tienen un largo camino por recorrer a lo largo de su curva de aprendizaje.

Con el fin de superar algunos de estos inconvenientes, muchos países han decidido fijar objetivos e introducir políticas diseñadas para impulsar la implantación de las tecnologías renovables en el mercado. Esas políticas incluyen la introducción de instrumentos de atracción del mercado (o políticas de atracción de la demanda), que son complementarios de instrumentos de impulso tecnológico como políticas específicas de I+D. Todas ellas forman parte de una serie de políticas destinadas a la inno-

¹ Un debate sobre las políticas de bio-combustibles y calor a partir de fuentes renovables está fuera del alcance de este artículo.

vacación tecnológica, que requieren una inversión continua a lo largo de todo el ciclo de innovación. Las nuevas tecnologías fallan a menudo en el «valle de la muerte», es decir, entre el prototipo y la fase de comercialización. Como toda nueva tecnología, las tecnologías E-FER también encuentran las clásicas barreras a la entrada (*Jaffe et al.*, 2002). Los instrumentos de fomento del mercado deben servir para superar el «valle de la muerte», común a toda tecnología innovadora emergente. El éxito o el fracaso a la hora de introducir nuevas tecnologías en un mercado maduro depende de forma crucial de las políticas de I+D, de los instrumentos de fomento del mercado y de la correcta elección de los tiempos en el proceso (IEA, 2000). También depende de la estructura del mercado en el que está intentando entrar la nueva tecnología.

Tras los intentos fallidos que han tenido lugar con sistemas voluntarios de compra de electricidad verde por parte de los consumidores, la mayoría de los países han optado por el despliegue estratégico de políticas de demanda. Existen tres instrumentos con ese carácter común: sistemas de primas (FIT, por sus siglas en inglés), instrumentos de licitación para la adjudicación de contratos de compra a largo plazo (o concurso) y comercio de certificados verdes (TGC, por sus siglas en inglés) combinado con cuotas.

En el ámbito de la UE, se han establecido objetivos relativos a las cuotas de electricidad renovable y bio-combustibles que se deben alcanzar en el año 2010. El logro de estos objetivos ayudará a cumplir el objetivo común de que la energía renovable represente el 12% de la energía total consumida en 2010. La reciente propuesta de directiva para la promoción de electricidad procedente de fuentes de energía renovables, ha

introducido objetivos adicionales para el año 2020 (Comisión Europea, 2008a).

Este documento ofrece una visión general del debate sobre instrumentos de precios e instrumentos de cantidades para fomentar el mercado.

2. EL DESARROLLO DE LA ELECTRICIDAD DE FUENTES DE ENERGÍA RENOVABLES

La proporción de energías renovables en el consumo de energía primaria de la UE-27 pasó del 4,4% al 6,7% entre 1990 y 2005. La proporción de energías renovables en el consumo bruto de electricidad de la UE-27 pasó del 11,9% al 14% en ese mismo período. Este aumento en la importancia relativa de los portadores de energías renovables se logró a pesar de los sustanciales crecimientos del consumo bruto total de electricidad (27%) y del consumo de energía primaria (+9,8%) durante ese período (Eurostat, 2008).

El negocio de la energía eólica y la solar en particular, están experimentando una aceleración sin precedentes gracias a las subvenciones y los incentivos normativos que están recibiendo en Europa, Estados Unidos y muchos otros países. En la UE-25, las tasas medias anuales de crecimiento entre 1990 y 2004 fueron del orden del 36% y el 43% para la eólica y la generación de electricidad fotovoltaica, respectivamente (EEA, 2008). En 2005, Alemania era el líder mundial en energía eólica (18.430 MW de capacidad instalada), solar fotovoltaica (1.400 MWp de capacidad instalada) y producción de bio-diesel (1,9 millones de litros). Y lideraba, junto con China, la inversión total en energías renovables. En 2005, España ocupaba el segundo lugar del mun-

do en capacidad total instalada de energía eólica (10.030 MW). Y estuvo entre los tres países que instaló más capacidad eólica nueva (The Economist, 2006b).

Como la reducción del precio viene con el volumen de producción a través de las economías de escala y el aprendizaje tecnológico, el coste de producir energía eólica se ha reducido significativamente en los últimos decenios. Un ejemplo de los parques eólicos de California indica una disminución del precio de 0,35 dólares estadounidenses por kWh entre comienzos de la década de 1980 y principios de la década de 1990: de 0,45 dólares a 0,10 dólares. En Dinamarca, también se observó una reducción del precio por un factor de cuatro entre 1981 y 1998 (IEA WIND, 2001). Hoy en día, el coste de producir energía eólica en los mejores emplazamientos puede ser tan reducido como 0,03-0,04 dólares estadounidenses por kWh (IEA, 2006). El precio de la energía solar también ha disminuido. A finales de la década de 1960, las placas fotovoltaicas costaban en torno a los 100.000 dólares estadounidenses por kilovatio pico de generación de energía. Para el año 2006, el precio había bajado a unos 2.000-3.000 dólares estadounidenses por vatio (IEA, 2006)². Además, la eficiencia de las placas solares de silicio mejoró sustancialmente, pasando del 6% a un promedio del 15%. Se estima que por cada duplicación en el volumen de producción acumulada, el coste de los módulos ha disminuido en torno al 20%. Eso se traduce en una reducción anual de los costes de fabricación de alrededor del 5%. Japón representa un buen ejemplo de que los instrumentos de fomento del mercado

pueden ayudar a que las nuevas tecnologías energéticas alcancen su madurez. En este país, los subsidios a la energía solar introducidos en 1994 fueron eliminados gradualmente en 2005. A pesar de ello, Japón se ha convertido en el primer mercado en el que los consumidores han seguido comprando sistemas de energía solar fotovoltaica (PV, por sus siglas en inglés) a pesar de que estos sistemas no cuentan ya con subvenciones. Esto ha sido posible, al menos parcialmente, gracias a los altos precios de la electricidad al por menor existentes en Japón, que han hecho relativamente sencillo que la energía solar pueda competir con otras formas de generación de electricidad (The Economist 2005ab, 2006ab, 2007).

Aunque se ha reducido, la diferencia entre los costes de generación energética con medios convencionales y con fuentes alternativas aún perdura. La generación de electricidad mediante la quema de gas natural en turbinas de ciclo combinado sigue siendo una tecnología más barata que los molinos de viento. Y sin la internalización de los costes externos, el carbón sigue siendo en muchos casos la opción más barata. Por el momento, la energía limpia sólo es competitiva en un número reducido de países y en algunos casos concretos (por ejemplo, Japón y Brasil). Además, aunque la industria de las energías renovables está experimentando un fuerte crecimiento, sigue siendo vulnerable a las decisiones políticas y los acontecimientos externos.

3. LAS POLÍTICAS DE ELECTRICIDAD DE FUENTES DE ENERGÍA RENOVABLES EN EUROPA

REN21 (2008) estima que al menos 60 países tienen políticas de generación de energía renovable, incluidos 37 países de-

² Estas cifras no incluyen los costes del balance del sistema tales como el montaje o las conexiones a convertidores, que pueden ser del mismo orden de magnitud que los del módulo.

sarrollados y economías en transición y 23 economías emergentes. Entre los países desarrollados y economías en transición están todos los Estados miembros de la UE, Japón y Estados Unidos. Las economías emergentes incluyen a países como Brasil, China o India. En Europa, la producción de energías renovables ha contado en las últimas décadas con apoyo a nivel tanto comunitario como de los propios Estados miembros. Unos apoyos motivados por las preocupaciones relativas a la seguridad del abastecimiento energético y por el objetivo de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. Desde la década de 1990 en particular, el apoyo público a las energías renovables ha ido incluyendo más y más políticas para la introducción de las energías renovables en el mercado. Estas políticas han servido como complemento de las políticas de apoyo a la investigación y el desarrollo.

Sin embargo, el fomento de las energías renovables mediante instrumentos de atracción del mercado u otras formas de subvenciones o ayudas no está exento de problemas. Un sistema de subvenciones inadecuado provoca la asignación ineficiente de capital (y trabajo). Esto provoca la atracción de determinadas tecnologías en detrimento de otras, posiblemente mejores o más necesarias. Es decir, puede provocar un efecto semejante al bien conocido efecto exclusión o desplazamiento (*crowding-out effect*).

La innovación es un proceso dinámico, acumulativo, sistémico e incierto que da lugar a la llamada «dependencia de camino» (*path dependency*) y al potencial estancamiento de los sistemas tecnológicos e institucionales. En otras palabras, una vez que se elige una tecnología y que su industria relacionada se ha desarrollado hasta un ni-

vel competitivo es muy difícil olvidarse de esa tecnología en favor de una nueva. Unruh (2000, 2002) analiza cómo los países industrializados se han quedado estancados en sistemas de energía basados en combustibles fósiles a través de procesos dependientes de camino impulsados por el aumento de los rendimientos a escala. Este estancamiento en tecnologías basadas en combustibles fósiles obstaculiza la aparición de energías renovables y otras nuevas tecnologías energéticas.

Quienes diseñan las políticas deben ser capaces de dar respuesta a la siguiente cuestión fundamental: ¿cómo se puede crear un mercado que evite el estancamiento tecnológico en sus momentos iniciales sin generar unos costes excesivos para la sociedad? O en otras palabras, ¿Cómo se puede acelerar el desarrollo de nuevas tecnologías de un modo coste-eficiente?

Con el fin de abordar esta cuestión, en lo que sigue analizaremos la legislación actual y futura sobre renovables existente en la UE y sus Estados miembros. En los apartados 4 y 5 se hará una evaluación más detallada de las dos principales políticas: sistemas de primas y comercio de certificados verdes.

En 1997, la Comisión Europea presentó el Libro Blanco sobre energías renovables. En él, establecía el objetivo de que el 12% de la demanda total de energía de la UE-15 tuviera su origen en fuentes renovables para el año 2010 (Comisión Europea, 1997). De este modo, el citado Libro Blanco puso los cimientos de lo que representan ahora las dos piedras angulares de la legislación de la UE sobre energías renovables:

- La Directiva relativa a la promoción de la electricidad generada a partir de fuentes de energía renovable (2001/77/CE). Establece el objetivo de que en el

año 2020 el 22,1% del consumo bruto de electricidad de la UE-15 proceda de fuentes renovables. Este objetivo ha sido luego complementado con los objetivos nacionales de los nuevos Estados miembros de la UE incluidos en los Tratados de adhesión, con lo que el objetivo 2010 de la UE-27 ha pasado a ser el 21%.

- La Directiva sobre biocarburantes (2003/30/CE), que establece unos «valores de referencia» del 2% y el 5,75% para la proporción de biocarburantes presente en las gasolinas y gasóleos de los medio de transporte. Estos objetivos deben cumplirse antes de finales de 2005 y 2010, respectivamente. La Directiva obliga a los Estados miembros a formular objetivos indicativos nacionales, que tengan en cuenta los «valores de referencia» propuestos.

Teniendo en cuenta que este trabajo se centra en la electricidad renovable, el cuadro n.º 1 enumera las políticas de apoyo a las renovables existentes en los Estados miembros de la UE-27. Se puede ver que los principales esquemas de ayuda existentes en la actualidad son los sistemas de primas (o tarifas) y las cuotas. Los primeros se están aplicando en 18 Estados miembros, mientras que los segundos están presentes en 7 Estados miembros y a menudo aparecen combinados con certificados verdes intercambiables (6 Estados miembros). Las licitaciones públicas se utilizan en 3 Estados miembros y afectan especialmente a grandes plantas de energías renovables. Otras políticas como los préstamos en condiciones favorables o los incentivos a la inversión complementan a las principales políticas de apoyo a las energías renovables.

El 23 de enero de 2008, la Comisión Europea publicó una propuesta de directiva para fomentar el uso de las energías procedente de fuentes renovables (Comisión Europea, 2008a)³. Con ella, se prolonga hasta el año 2020 la política de la UE de energías renovables. La directiva establece el objetivo de que para el año 2020 la proporción de energías renovables en el *mix* final de energía (es decir, renovables de calor, electricidad y combustible para transporte) sea del 20%. Este objetivo se logrará mediante la imposición de unos objetivos nacionales vinculantes pero diferenciados para los Estados miembros, que van desde el 10% en el caso de Malta hasta el 49% en el caso Suecia. Esta diferenciación refleja —entre otras cosas— el despliegue actual de las renovables en los distintos Estados miembros, sus condiciones locales y su producto interior bruto. No se especifican objetivos sectoriales para la electricidad de fuentes renovables (E-FER) o la generación de calor, pero sí para los biocarburantes. Para estos últimos, la propuesta de directiva exige que la proporción mínima de biocarburantes en el transporte diesel y la demanda de gasolina sea igual o mayor que el 10%.

Como parte de la propuesta, se refuerza el concepto de «garantías de origen» (GO). Con la propuesta de directiva, las GO para las energías renovables se estandarizarán y se harán transferibles. Con esto, se hace posible el comercio «virtual» de energías renovables desde los Estados miembros que ya han alcanzado sus metas (provisionales) y se pretende ayudar a los Estados miembros a lograr sus objetivos nacionales de energías renovables. Sin embargo, los Estados miembros pueden

³ Esta propuesta de la Comisión Europea tenía que ser adoptada por el Parlamento y el Consejo Europeos.

Cuadro n.º 1

Principales políticas de apoyo a las fuentes renovables de generación eléctrica en los Estados miembros de la UE

Pais	Sistema de primas (FIT), o sistema de cuotas (Q) con comercio de certificados verdes (+TGO)	Otros esquemas de ayudas:	2005 Proporción E-FER (%)	2010 Objetivo E-FER (%)
Austria	FIT (FIT completa para 10 años; reduciéndose a partir de entonces; ajustes anuales)	Incentivos regionales a la inversión	57,4	78,1
Bélgica	Q + TGC (Flandes y Valonia)	Precios mínimos del Gobierno Federal para la electricidad procedente de fuentes renovables (<i>fall-back prices</i>) Ayudas a la inversión	2,8	6,0
Bulgaria	FIT (precios con prima)	Incentivos fiscales, obligación de compra	11,8	11,0
Chipre	FIT (Ayuda para 15 años)	Esquema de subvenciones a la inversión (30-55%)	0,0	6,0
República Checa	FIT (Ayuda para 15 años; niveles FIT anunciados anualmente)	Subvenciones a la inversión Elección posible entre FIT y prima	4,5	8,0
Dinamarca	Prima & FIT (para biomasa & -gas; ayuda para 10-20 años dependiendo de la tecnología)	<i>Solar offshore</i> : licitación pública Energía fotovoltaica: medición neta	28,2	29,0
Estonia	FIT (7-12 años, no más allá de 2015; un único FIT para todas las tecnologías)		1,1	5,1
Finlandia		Exención de impuestos a la energía Ayudas a la inversión (40% para solar; 30% otras E-FER)	26,9	31,5
Francia	FIT (15 o 20 años dependiendo de la tecnología)	Licitaciones públicas para plantas > 12 MW (excepto solar)	11,3	21,0

.../...

Cuadro n.º 1 (continuación)

Principales políticas de apoyo a las fuentes renovables de generación eléctrica en los Estados miembros de la UE

Pais	Sistema de primas (FIT), o sistema de cuotas (Q) con comercio de certificados verdes (+TGC)	Otros esquemas de ayudas:	2005 Proporción E-FER (%)	2010 Objetivo E-FER (%)
Alemania	FIT (20 años)	Créditos blandos	10,5	12,5
Grecia	FIT (12 años; posible ampliación a 20 años))	Ayudas a la inversión	10,0	20,1
Hungría	FIT (sin límite de tiempo definido)	Subvenciones; obligación de compra Se ha diseñado un esquema de certificados verdes pero no se ha fijado fecha para puesta en marcha.	4,6	3,6
Irlanda	FIT (Ayuda de 15 años)	FIT para biomasa, hidroelectricidad y eólica	6,8	13,2
Italia	Q + TGC	FIT para energía fotovoltaica (20 años)	14,1	25,0
Letonia	Q	Licitación pública para energía eólica	48,4	49,3
Lituania	FIT (10 años)	Obligación de compra	3,9	7,0
Luxemburgo	FIT (10 años; 20 años para energía fotovoltaica)	Ayuda a la inversión	3,2	5,7
Malta	FIT	IVA reducido	0,0	5,0
Holanda	Pago de primas (abruptamente abolida en agosto de 2006)		7,5	9,0
Polonia	Q + TGC	Exención de impuestos	2,9	7,5
Portugal	FIT (15 años)	Ayudas a la inversión (hasta el 40%) Licitación pública para instalaciones de biomasa y energía eólica.	16,0	39,0

.../...

Cuadro n.º 1 (continuación)

Principales políticas de apoyo a las fuentes renovables de generación eléctrica en los Estados miembros de la UE

Pais	Sistema de primas (FIT), o sistema de cuotas (Q) con comercio de certificados verdes (+TGC)	Otros esquemas de ayudas:	2005 Proporción E-FER (%)	2010 Objetivo E-FER (%)
Rumania	Q + TGC	Valores mínimo y máximos para TGT, de 24-42 Euros por certificado (2005-12)	35,8	33,0
Eslovaquia	FIT	Incentivos fiscales; subsidios a la inversión	16,5	31,0
Eslovenia	FIT (FIT completa para 5 años, se reduce después de 5 y 10 años)	Selección posible entre FIT y prima Fondos de inversión (40%)	24,2	33,6
España	FIT (FIT completa para 15, 20, 25 años; a partir de año FIT reducida)	Selección posible entre FIT y prima; créditos blandos Incentivos fiscales; ayudas regionales a la inversión	15,0	29,4
Suecia	Q + TGC	Energía solar: ayudas a la inversión Solar Offshore: tarifa con prima (transitoria)	54,3	60,0
Reino Unido (RU)	Q + TGC	Exención de la tasa de cambio climático: subvenciones a la inversión; RU se está planteando actualmente introducir diferentes certificados para distintas tecnologías de generación de electricidad con fuentes renovables.	4,3	10,0

Fuentes: Ragwitz *et al.* (2007), Eurostat (2008), European Commission (2008b).

restringir la transferencia de GO bajo ciertas condiciones. Podrían establecer un sistema de autorización previa para la transferencia de GO, a fin de garantizar que el intercambio de GO no perjudique la seguridad y el suministro equilibrado de energía o socave el objetivo ambiental que subyace tras el esquema nacional de apoyo a las renovables.

La propuesta está basada en las conclusiones del Consejo Europeo de marzo de 2007 (Consejo Europeo, 2007), en el que el Consejo hizo suya la *Strategic Energy Review* de la Comisión (Comisión Europea, 2007a) e incluyó los objetivos 2020 relativos a la proporción de energías renovables y biocombustibles formulados en la «Hoja de Ruta de las Energías Renovables» (Comisión Europea, 2007b).

Si se aprueba, los Estados miembros tendrían como plazo hasta el día 31 de marzo de 2010 para presentar sus planes nacionales de acción a la Comisión. Dichos planes tendrían que esbozar las estrategias nacionales para lograr las proporciones de energía renovable acordadas.

4. ANÁLISIS DE LOS SISTEMAS DE PRIMAS Y COMERCIO DE CERTIFICADOS VERDES

4.1. Diferencias y características

El cuadro n.º 1 presenta un panorama general de las políticas de apoyo a la generación de electricidad con fuentes renovables (RES) existentes en los Estados miembros de la UE en el año 2005. Se puede ver que parecen haber surgido tres tipos de modelos de ayudas basados en la oferta de electricidad: sistemas de primas, licitaciones públicas y certificados verdes. En el

resto del texto, se analizan los sistemas de primas y el comercio de certificados verdes combinado con cuotas por ser los dos modelos predominantes en la actualidad.

Los sistemas de primas (FIT) son políticas de precios, mediante las cuales se fija el precio que se debe pagar (en forma de precios garantizados) por cada kWh de energía renovable generado. Esta fórmula va acompañada generalmente de una obligación de compra. Normalmente, los gastos corren a cargo de los consumidores o del presupuesto público. Algunos proyectos de energía solar en Alemania recibirán hasta 0,57€ por kilovatio-hora de electricidad, frente a los aproximadamente 0,05€ que recibirán otras energías más sucias. En España, la generación de energía solar térmica se impulsó enormemente con la introducción de un FIT que garantizaba el pago de 0,22€ kWh para los primeros 500 kWh de capacidad solar térmica.

El cuadro n.º 1 muestra que los FIT forman la columna vertebral de las políticas de energías renovables de 18 Estados miembros. En el año 2000, más del 80% de la nueva energía eólica instalada en la UE se ubicó en países con precios garantizados como Dinamarca, Alemania o España. Estos sistemas se utilizan en diversos países de la UE para diferentes tipos de generación de energía renovable, incluidos la biomasa, la solar fotovoltaica, la solar térmica, la geotérmica, las pequeñas instalaciones hidroeléctricas, la energía de las mareas, la eólica en tierra firme y la eólica marina (Comisión Europea, 2007c, 2008c).

Los FIT rara vez aparecen solos. La mayoría de las veces, se suelen combinar o complementar con medidas adicionales como la obligación del operador de red de comprar la electricidad generada con fuentes renova-

bles. En España, el sistema de primas aplicable a la tecnología eólica se complementa con medidas como préstamos a bajo interés, subvenciones al capital, exención de equilibrar los costes y apoyo a la fabricación de turbinas. En Alemania, el rápido despegue de la energía eólica se vio beneficiado tanto por el sistema de primas existente como por la ordenación territorial del país.

Respecto a los certificados verdes intercambiables (TGC) se expiden cuando la electricidad se genera utilizando tecnologías renovables. Los TGC pertenecen al grupo de instrumentos de mercado flexibles puestos al servicio de la política ambiental. Los certificados y la electricidad generada se pueden intercambiar por separado. La electricidad generada y su etiqueta de calidad, en forma de certificado, están separados en el punto de generación. Se crea, como tal, un mercado independiente para el valor ambiental. En el esquema de TGC, cada compañía eléctrica debe generar una determinada cantidad o cuota de electricidad con energías renovables. Por cada unidad de electricidad renovable que es entregada a la red, la empresa recibe un certificado verde más el precio de la electricidad. Las empresas que no generan suficiente energía para cumplir con su cuota de energías renovables pueden comprar los certificados a otras empresas que han generado más de lo necesario y tienen un exceso de certificados. De este modo quienes invierten en E-FER reciben, además del precio de mercado de la electricidad generada, un subsidio extra por sus inversiones equivalente al precio de mercado de los certificados. De esta manera, las tecnologías RES son compensadas, al menos en parte, por los beneficios ambientales que proporcionan. Esto produce un mayor suministro u oferta de electricidad generada

con renovables, favoreciendo la competencia entre los proveedores (y tecnologías) de menor coste. Si las cuotas de energía verde impuestas en las ventas totales son significativas y la cuantía de la multa por incumplimiento es lo suficientemente elevada como para hacer cumplir la cuota, los esquemas TGC pueden estimular el desarrollo de las energías verdes.

Dentro de la UE, Países Bajos, Suecia, Italia, Bélgica, Polonia, Rumania y Reino Unido utilizan mercados nacionales o regionales de TGC (ver cuadro n.º 1). El establecimiento de estos mercados nacionales o regionales de TGC está muy en consonancia con los objetivos de energías renovables establecidos para los Estados miembros de la directiva de la UE sobre electricidad generada a partir de fuentes de energía renovable (2001/77/CE). Sin embargo, diferentes países han optado por conceptos distintos de TGC. Por lo tanto, la integración de los sistemas nacionales de TGC no se puede hacer de forma directa. Verhaegen *et al.* (próxima aparición) ilustran los retos de un mercado europeo de TGC con el ejemplo de la armonización de los 4 esquemas TGC existentes en Bélgica. Los objetivos nacionales de consumo parecen ser una mejor opción que los objetivos nacionales de producción, debido a que la segunda opción socava la relación coste-eficacia de la armonización. Con el fin de establecer un mercado europeo de TGC eficaz, los autores recomiendan coordinar a los organismos nacionales responsables, suavizar los picos de intercambio, lograr un acuerdo común sobre las tecnologías TGC, establecer multas de un importe superior al precio común TGC, diseñar mecanismos comunes de estabilización del mercado, sanciones, reglas comunes de ahorro y préstamos, etc.

Las diferentes formas de diseñar los esquemas de fomento del mercado hacen difícil extraer conclusiones generales al comparar los diferentes instrumentos (Langniss y Wiser, 2003; Finon y Pérez, 2007). En primer lugar, cada instrumento tiene muchas variantes y cada una de ellas tiene diversos niveles de eficiencia y capacidad para hacer frente a las ineficiencias. En segundo lugar, las referencias a las observaciones empíricas pueden inducir a conclusiones engañosas porque resulta imposible aislar a los instrumentos del contexto político en el que se aplican. Por ejemplo, factores como la planificación de los procedimientos de autorización y la relación con los operadores de red crean obstáculos para la recuperación de los costes de conexión. En esta sección, analizaremos la relación de los FIT y los TGC con aspectos como la incertidumbre, los riesgos normativos y de mercado, la relación coste-eficiencia, la innovación tecnológica, los precios del consumidor, las finanzas públicas, el efecto NIMBY y los beneficios locales.

4.2. Incertidumbre: precios frente a cantidades

Puesto que el sistema de primas es un incentivo de precios, los responsables políticos no pueden estimar con exactitud la cantidad de electricidad de fuentes renovables producida en un período de tiempo determinado. Por otro lado, el TGC parece un instrumento más adecuado para las políticas que ponen el punto de atención en las cantidades y no en los precios.

De forma análoga al estudio pionero elaborado por Weitzman (1974) para instrumentos ambientales, diversos autores (por ejemplo, Menanteau *et al.*, 2003; Finon y

Pérez, 2007; Söderholm, de próxima aparición) reconocen que en el caso de la electricidad de fuentes de energía renovable, la forma de las curvas de coste y beneficio marginal (o, alternatively, daño marginal) afectará al coste-eficiencia de los instrumentos de precios (es decir, FIT) frente al coste-eficiencia de las herramientas de cantidades (es decir, TGC). Si el responsable del diseño de las políticas tiene información completa sobre el coste marginal de la energía renovable y la electricidad convencional (así como de la demanda de electricidad), ambos tipos de instrumentos (es decir, los de precios y los de cantidades) serán equivalentes. En este caso, sería sencillo determinar la cuantía de la prima (o tarifa) que sería necesario aplicar con el fin de alcanzar el objetivo político establecido para la E-FER. El TGC permitiría lograr ese mismo objetivo político, siempre y cuando el precio fijado para el TGC fuera igual al de la prima o tarifa. Por lo tanto, en ausencia de incertidumbre el responsable del diseño de las políticas se mostraría indiferente entre los dos instrumentos de apoyo⁴.

Sin embargo, en el mundo real la información es incompleta. Esto hace que la estimación de las curvas de coste marginal sea esencial a la hora de escoger un instrumento eficiente de apoyo a la E-FER. Si la curva de coste marginal curva es plana (como señala Jansen, 2003), será mejor un instrumento de cantidades (TGC). Con una curva de coste marginal plana, una ligera variación en el sistema de primas propuesto podría tener efectos significativos sobre la capacidad de producción generada. En este caso, una sobrestimación (aunque fuera pequeña) del precio de la prima podría

⁴ Sin tener en cuenta los diferentes costes de transacción, los costes de seguimiento o el impacto en los presupuestos públicos.

dar lugar a que una gran cantidad de subvenciones necesitara un aumento de los precios de la electricidad (si el FIT lo pagan los consumidores) o los recursos públicos (si es el gobierno quien paga el FIT). En este caso, y dado que la cantidad de certificados es fija, un instrumento de cantidades sería capaz de controlar la capacidad de producción (y su coste).

Por otro lado, en condiciones de incertidumbre la existencia de curvas de coste marginal empinadas tiende a favorecer el uso de instrumentos FIT. Si se elige un instrumento de cantidades, variaciones pequeñas en el objetivo establecido provocarían grandes alteraciones en el precio. En este caso, se debería optar por esquemas FIT de precios.

Además de las consideraciones relativas a las incertidumbres de la curva de coste marginal, existe el riesgo de sobreestimar o subestimar el valor social de los bienes ambientales respecto a los costes de las diferentes E-FER. Si la curva de beneficio marginal es relativamente empinada, pequeñas variaciones del FIT pueden resultar en cantidades mucho más bajas/ altas que el óptimo social. Sin embargo, si la curva de beneficio marginal es bastante plana (como ha señalado Söderholm que es el caso para la E-FER en la UE - próxima publicación), será preferible optar por un instrumento de precios (FIT).

4.3. Riesgos de mercado y riesgos de regulación

Recientemente, diversos autores han prestado atención a los riesgos a los que se enfrentan los generadores de E-FER y que impiden el despliegue a gran escala de las tecnologías renovables (incluyendo, en-

tre otros, Agnolucci, 2008; Foxon *et al.*, 2005; Wiser *et al.*, 2004). Se pueden distinguir dos tipos de riesgos: los riesgos de mercado y los riesgos de índole normativa. Los riesgos de mercado incluyen las incertidumbres que rodean a los precios de los inputs (por ejemplo, los costes de capital) y las tecnologías de generación eléctrica más convencionales (por ejemplo, el precio de los combustibles fósiles), el temor a que los generadores no sean capaces de entregar la cantidad de energía acordada, y la demanda total de electricidad. Los riesgos de regulación están relacionados con el hecho de que los mercados renovables son muy dependientes del contexto político. Estos últimos son propensos a cambios en las prioridades de las políticas y los gobiernos. Por lo tanto, el impacto y los beneficios de quienes invierten en E-FER son susceptibles de sufrir alteraciones. Debido a esta incertidumbre, los inversores pueden dejar pasar oportunidades cuyo valor actual neto es positivo. En la literatura económica y la teoría del contrato, algunos de los riesgos de regulación se conocen como los «*hold-up problem*» (véase, por ejemplo, Edlin *et al.*, 1996); un término que describe situaciones en las que la cooperación entre dos partes (en este caso, los inversores en E-FER y los responsables del diseño de las políticas) podría ser eficiente, pero en las que ambas partes se niegan a actuar de forma cooperativa debido a que la cooperación podría reducir los beneficios de una parte y aumentar el poder de negociación de la otra. En el caso de la E-FER, desde el momento en que los inversores llevan a cabo una inversión éstos pierden poder de negociación debido a que los bienes de capital que han invertido no pueden emplearse (o es muy difícil utilizarlos) en proyectos alternativos. Dinica y Arentsen (2006) examinan el efecto de la inestabilidad normati-

va sobre la disponibilidad de los inversores a comprometerse con proyectos a largo plazo en los Países Bajos. Los autores llegan a la conclusión de que los frecuentes e imprevisibles cambios en los instrumentos fiscales y financieros utilizados por el gobierno podrían haber desanimado a algunos de los potenciales promotores que decidieron finalmente no invertir en esos proyectos. Mitchell *et al.* (2006) comparan las políticas de energías renovables de Inglaterra y Gales (es decir, obligación renovable) con la de Alemania (es decir, FIT). Los autores llegan a la conclusión de que el sistema de primas alemán es más efectivo para aumentar la capacidad de generación que las políticas de Inglaterra y Gales, debido a que estas últimas no son capaces de reducir los riesgos que asumen por los inversores.

A menudo, los ingresos de las plantas ya construidas se han blindado ante posibles modificaciones de las políticas de renovables. Sin embargo, esta garantía no se suele mantener en los casos en que se producen cambios en otros tipos de regulaciones que también afectan a las inversiones en energías renovables (Katofsky y Frantzis, 2005). Además, cuando se anuncia una modificación negativa del marco normativo, blindando las inversiones que tengan lugar antes de una fecha determinada, los inversores aprovechan generalmente para reclamar las remuneraciones a las que da derechos el marco político existente. En EE.UU., la desgravación fiscal a la generación eólica (es decir, *production tax credit*) tenía una duración bianual, lo que provocaba que la industria perdiera fuerza hasta que el crédito se renovaba. En los años en los que estaba previsto que finalizara el período de vigencia de la desgravación (es decir, 1999, 2001 y 2003), se registró un espectacular

aumento de la capacidad de generación eólica. El desarrollo fue menor en los años en los que no tuvo lugar la desgravación (Bird *et al.*, 2005). Parecería lógico concluir que el interés inestable por las tecnologías renovables añade una tensión innecesaria en la industria de suministro de materiales y conocimientos especializados, que en algunos casos podría llegar a frenar su desarrollo (Agnolucci, 2008).

Un sistema de primas con un contrato a largo plazo puede eliminar parte de la inseguridad y riesgos financieros de los inversores involucrados en este tipo de proyectos, facilitando así un rápido despegue de una nueva tecnología. Puesto que los mayores costes del sistema de innovación aparecen en el momento en el que la tecnología se introduce en el mercado, debido fundamentalmente a que para casi todas las energías renovables los costes de capital son más elevados que los costes de explotación, en ese momento es cuando es necesario llevar a cabo importantes inversiones con elevados riesgos financieros. La certeza de unos ingresos garantizados que permita al inversor obtener préstamos a tipos de interés más bajos, puede hacer que se reduzcan estos costes iniciales. Los beneficios se esperan, por tanto, en una fase posterior de desarrollo. Es importante que de cara a alentar la participación del sector privado y permitir que los agentes del mercado lleven a cabo planes de asignación de recursos en condiciones de certeza, la política de apoyos sea previsible; en Alemania, por ejemplo, el sistema de primas se fija para un período de 20 años y disminuye de forma progresiva a lo largo del tiempo. En determinados Estados miembros como Eslovenia, se garantiza una prima favorable por un período largo de tiempo. Esta prima se va ajustando anualmente para tener en cuenta las condiciones

cambiantes (pero posiblemente aumentando el riesgo para los inversores).

El TGC puede suponer un mayor riesgo financiero para los posibles inversores debido a que los precios de los certificados pueden variar (por ejemplo, Menanteau *et al.*, 2003; Meyer, 2003; Meyer y Koefoed, 2003; Mitchell *et al.*, 2006). Sin embargo, la correlación negativa entre el volumen y el precio de los certificados garantiza de algún modo la estabilidad de los flujos de ingresos (Mozumder y Marathe, 2004). Algunos estudios (por ejemplo, Lauber, 2004; van der Linden *et al.*, 2005) subrayan la importancia de los contratos a largo plazo para la capacidad adicional de TGC emitida y para el precio de los certificados, de cara a reducir los riesgos de mercado y de regulación que perciben los inversores. Agnolucci (2007) destaca la importancia que tiene el diseño de la cuantía de las multas y las cuotas o cantidades. Recomendaba que, con el fin de evitar comportamientos estratégicos, la multa sea conocida de antemano y no se recicle de vuelta hacia las empresas que tienen certificados (como ocurre en el Reino Unido). Además, argumenta que las limitaciones financieras y el progreso tecnológico pueden hacer que los inversores se muestren cautos a la hora de acometer la construcción de nuevas plantas debido a la falta de certeza sobre su capacidad futura de vender certificados y obtener un beneficio. Si esto ocurre, los inversores frenarán la capacidad renovable por temor a que instalaciones posteriores —más coste-efectivas— recorten el número de certificados, manteniendo así su precio próximo a la cuantía de la multa. El préstamo de certificados podría tener un efecto similar al de los contratos a largo plazo, pero también abre la posibilidad a que tengan lugar comportamientos estratégicos determinados, por ejemplo, por el hecho de que las

remesas de certificados de períodos futuros reduzcan la capacidad actual antes incluso de que la remesa del período actual entre en el mercado.

4.4. Coste-eficiencia

Los sistemas de primas tienden a distorsionar el mercado de forma significativa. Si se compara con países más soleados, la situación geográfica hace que Alemania no sea la mejor opción para instalar energía solar fotovoltaica, a pesar de que el país no tiene problemas de accesibilidad a la red, (una cuestión que suele hacer que la energía solar resulte más atractiva). Sin embargo, gracias a un generoso sistema de primas se ha convertido en el mayor mercado de energía solar fotovoltaica del mundo (The Economist, 2006b). Además, los precios mínimos a largo plazo no incentivan a los productores de energía a trabajar de manera coste-eficiente (Verhaegen, *et al.*, de próxima publicación).

El TGC es un instrumento de mercado porque los inversores deciden instalar E-FER en función del precio de la electricidad y el precio (observado o previsto) de los TGC. Por lo tanto, induce a los productores a comportarse de manera coste-eficiente. Los esquemas TGC integran mejor la E-FER en un mercado eléctrico liberalizado, incentiva a los productores de renovables para la búsqueda continua de reducciones en los costes (por ejemplo, mediante la innovación tecnológica) y se pueden diseñar de manera que las reducciones en los costes se traspasen a los consumidores (Berry y Jaccard, 2001,; del Río y Gual, 2004). En general, los esquemas TGC se pueden diseñar en condiciones de competencia perfecta y neutralidad, siempre y cuando se

apliquen los mismos objetivos a todos los pequeños distribuidores de electricidad (Wiser *et al.* 2005).

A largo plazo, la armonización de esquemas TGC podría permitir el cumplimiento de las políticas de E-FER de la UE minimizando el coste total para la sociedad, es decir, del mismo modo que la internalización de los mercados de derechos de dióxido de carbono permite reducir las emisiones de carbono de forma coste-efectiva (Söderholm, de próxima aparición). Por otro lado, distintos estudios de simulación muestran que los niveles FIT armonizados también pueden dar lugar a importantes ahorros de costes (por ejemplo, VOOGT *et al.*, 2001; del Río, 2005; Huber *et al.*, 2006).

Puesto que los costes marginales de los distintos Estados miembros de la UE son diferentes, el intercambio en un mercado comunitario de TGC garantizaría una política de renovables más coste-efectiva. Las tecnologías renovables se establecerían en los países con los costes de producción de electricidad renovable más bajos. Los países donde los costes son menores, podrían vender su excedente de certificados a los países con los mayores costes de producción y la consiguiente escasez de certificados verdes. Cuanto mayor sea la diferencia entre los costes marginales de unos países y otros, más elevados serán los beneficios de un mercado europeo de TGC.

Sin embargo, la experiencia adquirida hasta el momento sobre las políticas de apoyo a la E-FER existentes en los Estados miembros de la UE revela que los sistemas de primas no son necesariamente menos eficientes que los esquemas (nacionales) TGC. Ragwitz *et al.* (2007) muestran que los niveles de apoyo a la energía eólica terrestre en 2004 con esquemas FIT no son

generalmente superiores a los del precio de los certificados de los Estados miembros con esquemas TGC. No obstante, este hallazgo podría estar influenciado por el hecho de que el TGC es un instrumento relativamente nuevo en los países evaluados, por lo que estos países podrían estar sufriendo «efectos transitorios significativos».

4.5. Innovación tecnológica y ‘valle de la muerte’

Para que se cumplan los criterios de maximización del bienestar social, la E-FER se debe desarrollar hasta el punto en que el coste marginal y la utilidad social marginal de la E-FER se igualen. Es decir, hasta el punto de eficiencia estática. Para que la E-FER se desarrolle hasta ese punto y lo haga además al menor coste posible, será necesario utilizar las mejores tecnologías renovables en los emplazamientos más adecuados. Pero si consideramos la eficiencia dinámica, será mejor dar apoyos diferentes a tecnologías distintas. Si en un sistema de primas o en un esquema TGC se utiliza el mismo precio para todas las tecnologías, las tecnologías inmaduras y no competitivas no avanzarán a largo plazo cuando se explote el potencial de los recursos de E-FER más baratos. Las tecnologías más caras y menos maduras deberán cubrir el hueco que dejen las anteriores y, como consecuencia de ello, los costes marginales aumentarán drásticamente.

Con el sistema FIT, los gobiernos pueden (y lo hacen) establecer diferencias entre tecnologías. Normalmente, un esquema TGC⁵ no discrimina entre todas las tecnolo-

⁵ Con el sistema de licitación/concurso público se permite la diferenciación separando los concursos en «bandas tecnológicas».

gías disponibles porque una posible diferenciación de TGC entre tecnologías podría hacer que se redujera la liquidez de los intercambios comerciales de TGC. Para poder establecer la diferenciación tecnológica de un modo coste-eficiente, será necesario que la autoridad pública conozca las curvas de coste marginal de cada tecnología de E-FER con un cierto grado de precisión. Sin embargo, el esquema FIT permite sobreestimar las curvas de coste marginal de algunas tecnologías y subestimar las de otras (Finon y Pérez, 2007). Esto justifica, al menos en parte, los ajustes que muchos Estados miembros introducen regularmente en sus esquemas FIT.

Los sistemas de primas permiten diferenciar entre tecnologías con el objetivo último de estimular tecnologías distintas en estados diferentes de madurez. Como tal, el sistema de primas es un instrumento adecuado para atravesar el «valle de la muerte». Obviamente, no todas las tecnologías se encuentran en el mismo estado de madurez. Por ejemplo, la energía eólica terrestre es casi competitiva con los combustibles fósiles. Por el contrario, la energía fotovoltaica y las pilas de combustible tienen un largo camino que recorrer antes de estar listas para su despliegue a gran escala. Este hecho queda reflejado en el alto grado de diferenciación existente en Alemania entre las primas de unas y otras tecnologías: mientras que la prima por kilovatio-hora de energía fotovoltaica es superior a 0,50 €, la del kilovatio-hora de energía eólica no llega a 0,10 €. Esa diferencia refleja el distinto grado de madurez comercial de esas dos tecnologías. Además, la diferenciación entre FIT también permite tener en cuenta las externalidades asociadas a determinadas tecnologías.

Cuando tecnologías con costes distintos y en fases de desarrollo diferentes compi-

ten en el mismo mercado, un esquema TGC elegirá las más baratas (con Meyer y Koefoed, 2003). De hecho, es posible que la energía eólica se haga con la mayor parte del mercado, que la biomasa y las pequeñas centrales hidroeléctricas lleguen a ser competitivas en determinados casos y que la energía solar juegue un papel insignificante (Meyer, 2003). En general, un esquema TGC parece menos eficaz a la hora de estimular el desarrollo de nuevas tecnologías de energías renovables. En principio, un esquema TGC no será capaz de diferenciar entre diferentes fases tecnológicas de distintas tecnologías. Esto podría ocasionar un *lock-in* o estancamiento tecnológico en las tecnologías renovables más maduras e introducidas. Este hecho puede emplearse como argumento en favor de la introducción de sistemas de primas suplementarios en fases tempranas de desarrollo tecnológico, que permitan superar el «valle de la muerte». Alternativamente, instrumentos complementarios como subsidios a los costes de inversión pueden ayudar a lograr una diversidad tecnológica mayor que la que hubiese tenido lugar con un enfoque TGC de bajo coste.

Si se analiza la innovación en energías renovables desde un punto de vista dinámico, se puede argumentar que los sistemas de primas y los mercados de certificados se deben entender como instrumentos normativos complementarios que centran sus objetivos en etapas sucesivas del ciclo de innovación de productos. El sistema de primas sólo expone la tecnología a un modelo de costes de referencia para la tecnología pertinente, mientras que el mercado TGC estimula la competencia entre tecnologías transversales y mejora la eficiencia total.

Sin embargo, se han propuesto cuatro mecanismos basados en esquemas TGC

para incentivar las tecnologías más caras o emergentes: (a) introducción de bandas tecnológicas, es decir, creación de mercados TGC tecnológicamente diferenciados; (b) uso de créditos multiplicadores de energía renovable, es decir, provisión de un mayor número de certificados por MWh de electricidad producida a las tecnologías más caras; (c) uso de otros instrumentos, por ejemplo, subvenciones a las inversiones en determinadas tecnologías; (d) integración de sistemas de primas en un esquema TGC, ofreciendo a los inversores un precio mínimo garantizado por los certificados —como ocurre en países como Bélgica— (Van der Linden *et al.*, 2005; Verbruggen, 2004; Verhaegen *et al.*, de próxima publicación; Uytendil y VOOGT, 2006; Wiser *et al.*, 2005).

4.6. Precios al consumo

Con la actual liberalización del mercado eléctrico, los consumidores tienen mayor capacidad de elección entre la oferta de los distintos proveedores que compiten en el mercado y pueden elegir los proveedores con precios más bajos. En un mercado energético europeo transversal y plenamente liberalizado, se plantea la cuestión sobre cuál será la mejor forma de armonizar los sistemas de primas nacionales o regionales para evitar distorsiones transfronterizas o entre sectores. La armonización de los esquemas de ayudas es deseable a largo plazo, aunque los relativamente bajos niveles de competencia existentes actualmente en el sector energético permitirían que se mantuvieran por un tiempo los planes nacionales de ayudas (Comisión Europea, 2008c).

En países como Alemania los operadores de redes regionales con gran cantidad

de energía renovable —cara— tenían una desventaja competitiva, ya que sus consumidores se cambiaron a los operadores de generación de energía más convencional que eran capaces de ofrecerles precios más bajos. La Ley de Energía Renovable de Alemania distribuye estos gastos entre los distintos operadores. Además, la cuantía y la duración de los sistemas de primas se deben ajustar con cuidado para protegerlos frente a cambios significativos en los precios.

Una de las ventajas de un mercado europeo TGC es la mayor estabilidad de precios, merced a un mayor grado de liquidez. (Del Río, 2005; Menanteau *et al.*, 2003; Morthorst, 2000). Finon y Pérez (2007) son partidarios de los esquemas TGC porque aseguran que este instrumento permite controlar mejor los costes del consumidor, al tiempo que permite mantener los incentivos de mercado.

4.7. Política fiscal

Generalmente, los sistemas de primas a largo plazo son preferibles para reducir los riesgos normativos y de mercado a los que se enfrentan los inversores. Sin embargo, si la prima se financia con cargo al presupuesto público (como alternativa a la financiación por parte de los consumidores como ocurre en Alemania y España⁶), la política E-FER compite por el dinero público con otras políticas (por ejemplo, educación, medioambiente, política social, defensa, etc.). En ese caso, las políticas E-FER suponen una enorme carga para las cuentas

⁶ Sin embargo, la transmisión de los costes a los precios del consumidor final se pueden modular temporalmente mediante regulaciones en los precios, afectando al precio total de la energía para consumo doméstico e industrial.

públicas del gobierno (Morthorst, 2000; Agnolucci, 2008). Por otra parte, el coste marginal de los fondos públicos (CMFP) hace que los sistemas de primas (y las subvenciones en general) resulten más caros que la cantidad de dinero que el gobierno transfiere a los beneficiarios. El CMFP mide los costes marginales para la economía de cada euro adicional en el presupuesto público. Por ejemplo, un impuesto de suma fija⁷ es no distorsionador, es decir, no distorsiona la economía porque no hay forma alguna de evadir el impuesto. Su CMFP está próximo a 1.

Lamentablemente, la mayoría de los impuestos (por ejemplo, impuestos sobre el trabajo y el capital) son distorsionadores y su implantación lleva asociados costes adicionales. Por ejemplo, impuestos sobre el trabajo elevados podrían hacer que la gente decidiera no trabajar o hacerlo en el mercado negro; alternatively, un impuesto elevado sobre el capital podría provocar la fuga externa del capital. En una serie de estudios relativos al CMFP de diferentes países, Devarajan y Robinson (2002) estiman que el CMFP varía 1,2 y 2,2. Esto significa que cada euro recibido por la administración pública, le cuesta a la economía entre 0,2 y 1,2 euros adicionales. Del mismo modo, Kleven y Kreiner (2006) evalúan el CMFP de varios impuestos en países de la OCDE y sus efectos sobre el mercado de trabajo. Los autores concluyen que el CMFP oscila entre 1,09 (Reino Unido) y 2,52 (Bélgica), lo que supone un coste adicional de entre 0,09 y 1,52 euros. De Palma *et al.* (2007) recomendaron que se tuviera en cuenta el CMFP para hacer un análisis coste-beneficio completo.

⁷ Es decir, el impuesto per capita introducido en el Reino Unido por la administración Thatcher.

4.8. NIMBY y beneficios locales

Agnolucci (2007) argumenta que una armonización comunitaria de esquemas TGC puede dar lugar a una concentración (coste-eficiente) de proyectos E-FER en un número reducido de emplazamientos. Esta concentración induce a preocupaciones NIMBY⁸(*Not-in-my-Backyard*) de la población local y sus gobiernos. Muñoz *et al.* (2007) asumen que los beneficios marginales de la E-FER tienen importantes componentes locales (por ejemplo, empleo local y menos contaminación del aire local), que podrían evitar el comportamiento NIMBY. Estos beneficios locales justifican también la diferenciación de los sistemas de ayudas de los distintos países y regiones. Sin embargo, Söderholm (de próxima aparición) aboga por la armonización de los esquemas de ayudas porque considera que los beneficios a escala comunitaria son más importantes que la seguridad energética europea y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

5. CONCLUSIONES

El artículo analiza los sistemas de primas y los certificados verdes intercambiables como ejemplos de incentivos de precios y de cantidades existentes en las políticas públicas para el fomento de la electricidad de fuentes de energía renovable. Comparamos diferentes elementos de ambos instrumentos: incertidumbre, riesgos normativos

⁸ Frey *et al.* (1996) definen los proyectos NIMBY como aquellos que hacen aumentar el bienestar total (bienes públicos, es decir, menos contaminantes atmosféricos o mayor seguridad energética), pero que imponen costes netos sobre los individuos que viven en comunidades vecinas (males privados, es decir, molestias locales provocadas por las instalaciones renovables).

y de mercado, coste-eficiencia, innovación tecnológica («valle de la muerte»), precio de la electricidad para los consumidores, finanzas públicas, efecto NIMBY y beneficios locales. Las diferentes formas de abordar el diseño de los esquemas de fomento del mercado —con diferentes variantes para cada instrumento, que otorgan diferentes niveles de eficiencia y distinta capacidad para enfrentarse a las ineficiencias—, hace difícil sacar conclusiones generales. Además, las referencias a las observaciones empíricas pueden llevar a conclusiones equivocadas porque los instrumentos no pueden ser aislados del contexto político y las circunstancias locales. Si se tiene en cuenta una perspectiva de innovación dinámica en materia de energías renovables, se puede argumentar que los sistemas de primas y los mercados de certificados deben considerarse como instrumentos de regulación complementarios que deben ir dirigidos hacia la consecución de fines concretos en fases consecutivas del ciclo de innovación del producto. Mientras que el sistema de primas expone la tecnología a un modelo de costes de referencia para la tecnología relevante, el mercado TGC estimula la competencia de tecnologías cruzadas y mejora la eficiencia. A largo plazo y en un mercado energético liberalizado, un

mercado TGC puede ser apropiado para tecnologías E-FER relativamente maduras. Sin embargo, el FIT puede servir para apoyar tecnologías más caras e innovadoras. La diversidad de los esquemas de apoyo a fuentes renovables de los Estados miembros de la UE refleja las diferentes condiciones nacionales existentes (por ejemplo, mercados eléctricos, recursos, percepción del consumidor). Un cambio repentino entre distintos esquemas podría hacer que aumentara la incertidumbre y se ralentizara el despliegue de la E-FER.

Evidentemente, hay una serie de salvedades a este panorama general. En primer lugar, podría ser interesante prestar mayor atención a la interacción de los esquemas tGC y FIT con otros instrumentos políticos (por ejemplo, subvenciones al capital). Este análisis podría apoyarse con ejemplos reales de distintas partes del mundo. En segundo lugar, es necesario llevar a cabo un análisis más detallado sobre la secuencia y el momento en que deben ser empleados los instrumentos de fomento y atracción de la demanda para poder sobrepasar el «valle de la muerte». En tercer lugar, debemos seguir preguntándonos cómo puede afectar una política E-FER ambiciosa al esquema de comercio de emisiones (ETS), y viceversa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGNOLUCCI, P. (2007): «*The effect of financial constraints, technological progress and long-term contracts on tradable green certificates*». Energy Policy 35, 3347-3359.
- (2008): «*Factor influencing the likelihood of regulatory changes in renewable electricity policies, Renewable and Sustainable*». Energy Reviews 12, 141-161.
- BERRY, T. Y JACCARD, M. (2001): «*The renewable portfolio standard: design considerations and an implementation survey*». Energy Policy 29, 263-277.
- BIRD, L.; BOLINGER, M.; GAGLIANO, T.; WISER, R.; BROWN, M. Y PARSONS, B. (2005): «*Policies and market factors driving wind power development in the United States*». Energy Policy 33, 1397-1407.
- COMISIÓN EUROPEA (1997): «*Energy for the future: Renewable sources of energy*». White Paper for a Community strategy and action plan. COM(97)599 final
- (2007): «*An Energy Policy for Europe*». Communication. COM 1 final
- (2007): «*Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future*». Communication. COM 848 final.
- (2007): «*A European Strategic Energy Technology Plan. Towards a Low Carbon Future*». Communication. COM 723 final
- (2008): «*Proposal for a Directive of the European Parliament and the Council on the Promotion of the use of energy from renewable energy sources*». COM 19 final.
- (2008): «*Country Fact Sheets accompanying the Proposal for a Directive on the Promotion of the use of energy from renewable energy sources*». http://ec.europa.eu/energy/climate_actions/facts_en.htm
- (2008): «*The support of electricity from renewable energy sources. Commission Staff Working Document accompanying the Proposal for a Directive on the Promotion of the use of energy from renewable energy sources*». SEC 57
- (2008): «*The support of electricity from renewable energy sources. Commission Staff working Document accompanying the Proposal for a Directive on the Promotion of the use of energy from renewable energy sources*». SEC 57
- CONSEJO EUROPEO (2007): «*Presidency Conclusions. Council of the European Union*». Brussels European Council, 8/9 March 2007.
- DEL RIO, P. (2005): «*A European-wide harmonised tradable green certificate scheme for renewable electricity: is it really so beneficial?*» Energy Policy 33, 1239-1250.
- DEL RIO, P. Y GUAL, M., (2004): «*The promotion of green electricity in Europe—present and future*». European Environment 14, 219-234.
- (2007): «*An integrated assessment of the feed-in tariff system in Spain*». Energy Policy 35, 994-1012.
- DE PALMA, A.; LINDSEY R. Y PROOST S. (2007): «*Investment and the use of Tax and Toll Revenues in the Transport Sector*», Elsevier
- DEVARAJAN, S. Y ROBINSON, S. (2002): «*The influence of Computable General Equilibrium Models in Policy*». In: Kehou, T. J., Srinivasan, T. N. and Whalley, J. Frontiers in Applied General Equilibrium Modeling. Cambridge
- DINICA V.(2006): «*Support systems for the diffusion of renewable energy technologies—an investor perspective*». Energy Pol;34:461-80.
- EDLIN, AARON Y REICHELSTEIN, STEFAN.(1996): «*Hol-dups, Standard Breach Remedies, and Optimal Investment*». American Economic Review, June, 86(3), pp. 478-501
- EUROSTAT (2008): «*Eurostat Indicators, Theme 'Environment and Energy' and 'Structural Indicators'*». http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1090,30070682,1090_33076576&_dad=portal&_schema=PORTAL
- ERICSSON, K. Y WISER, R. (2005): «*Review of International Experience with Renewable Energy Obligation Support Mechanisms*». Energy Research Centre of the Netherlands (ECN), Petten.
- FINON, D. Y PEREZ, Y. (2007): «*The social efficiency of instruments of promotion of renewable energies: A transaction-cost perspective*». Ecological Economics 62, 77-92.
- FOXON T.; GROSS R.; CHASE A.; HOWES J.; ARNALL A. Y ANDERSON D.(2005): «*UK innovation systems for new and renewable energy technologies: drivers, barriers and systems failures*». Energy Pol;33:2123-37.
- FREY, B.S., OBERHOLZER-GEE, F., EICHENBERGER, R. (1996):. «*The old lady visits your backyard: A tale of morals and markets*». Journal of Political Economy 104, 1297-1313.
- HUBER, C.; FABER, T. Y RESCH, G. (2006): «*Prospects of renewable energy development in the European electricity sector: results of the simulation tool green-X*». Energy & Environment 17 (6), 929-950.
- IEA (2000): «*Experience Curves for Energy Technology Policies*». IEA, Paris, France.
- (2006): «*Energy Technology Perspectives*». Scenarios and Strategies to 2050. Paris.

- IEA WIND (2001): «Long-term research and development needs for wind energy for the time frame 2000-2020». Ad Hoc Group Report to the Executive Committee Of the International Energy Agency Implementing
- JAFFE, A.B.; NEWELL R.G. Y STAVINS R.N. (2002): «Environmental policy and technological change». Environmental & Resource Economics 22. 1-2: pp 41-69. Jansen, J.C. (2003). Policy Support for Renewable Energy in the European Union: A Review of the Regulatory Framework and Suggestions for Adjustment. ECN-C-03-113, Energy Research Centre of the Netherlands, Petten, The Netherlands.
- KATOFSKY R, FRANTZIS L.(2005): «Financing renewables in competitive electricity markets». Power Eng;109(3) 76.
- KLEVEN, H.J. Y KREINER, C.T. (2006): «The marginal cost of public funds in OECD countries: hours of work versus labor force participation». Journal of Public Economics 90, 1955-1973.
- LAUBER, V. (2004): «REFIT and RPS: options for a harmonised Community framework». Energy Policy 32, 1405-1414.
- LANGNISS, O. Y WISER, R. (2003): The renewables portfolio standard in Texas: an early assessment. Energy Policy 31, 527-535.
- MENANTEAU, P.; FINON, D. Y LAMY, M. (2003): «Prices versus quantities: choosing policies for promoting the development of renewable energy». Energy Policy 31, 799-812.
- MEYER, N.I. Y KOEFOED, A. (2003): «Danish energy reform: policy implications for renewables». Energy Policy 31, 597-607.
- MEYER, N.I. (2003): «European schemes for promoting renewables in liberalised markets». Energy Policy 31, 665-676.
- MIDTTUN, A., GAUTESEN, K. (2007): «Feed in or certificates, competition or complementarity? Combining a static efficiency and a dynamic innovation perspective on the greening of the energy industry». Energy Policy 35, 1419-1422.
- MITCHELL, C.; BAUKNECHT, D. Y CONNOR, PM. (2006): «Effectiveness through risk reduction: a comparison of the renewable obligation in England and Wales and the feed-in system in Germany». Energy Pol;34(3):297-305.
- MORTHORST, PE.(2000): «The development of a green certificate market». Energy Policy;28:1085-94.
- MOZUMDER, P. Y MARATHE, A. (2004): «Gains from an integrated market for tradable renewable energy credits». Ecological Economics 49, 259-272.
- MUNOZ, M.; OSCHMANN, V. Y TABARA, J. D. (2007): «Harmonization of renewable electricity feed-in laws in the European Union 35, 3104-3114».
- RAGWITZ, M.; HELD, A.; RESCH, G.; FABER, C.; HASS, R.; HUBER, C.; COENRAADS, R.; VOOGT, M.; REECE, G.; MORTHORST, P.E.; GRENA JENSEN, S.; KONSANTINAVICIUTE, I. Y HEYDER, B. (2007): «OPTES – Assessment and optimisation of renewable energy support schemes in the European electricity market». Final Report.
- REN21 (2008): «Renewables 2007 Global Status Report» Paris: REN21 Secretariat and Washington, DC: Worldwatch Institute
- SÖDERHOLM, P. (forthcoming): «Harmonization of renewable electricity feed-in laws: A comment». Energy Policy
- THE ECONOMIST (2005): «A tankful of sugar», Sep 22nd.
- (2005): «Sunrise for renewable energy», Dec 8th.
- (2006): «A coat of green», Sep 7th.
- (2006): «Tilting at windmills», Nov 16th.
- (2007): «Bright prospects», Mar 8th.
- UNRUH, G.C. (2000): «Understanding carbon lock-in». Energy Policy, 28(12), 817-830
- (2002): «Escaping carbon lock-in». Energy Policy, 30(4), 317-325
- VAN DER LINDEN, N.H., UYTERLINDE, M.A., VROLIJK, C., NILSSON, L.J., KHAN, J., A ° STRAND, K., ERICSSON, K., WISER, R., (2005): «Review of International Experience with Renewable Energy Obligation Support Mechanisms». Energy Research Centre of the Netherlands (ECN), Petten.
- VERBRUGGEN, A. (2004): «Tradable green certificates in Flanders (Belgium)». Energy policy 32,165-76.
- VERHAEGEN, K.; MEEUS, L Y BELMANS, R. (forthcoming): «Towards an international tradable green certificate system – The challenging example of Belgium. Renewable and Sustainable». Energy Reviews 13 (1), 208-215.VOOGT, M.H., UYTERLINDE, M., DE NOORD, K., SKYTTE, L. H., NIELSEN, M., LEONARDI, M., WHITELEY, M., CHAPMAN, (2001): «Renewable Energy Burden Sharing—REBUS—Effects of Burden Sharing and Certificate Trade on the Renewable Electricity Market in Europe». ECN-C-01-030, Petten, The Netherlands.
- VOOGT, M.H., UYTERLINDE, M.A., (2006): «Cost effects of international trade in meeting EU renewable electricity targets». Energy Policy 34, 352-364.
- WEITZMAN, M.L. (1974): «Prices vs. quantities». Review of Economic Studies 41, 447-491.
- WISER R.; BACHRACH D.; BOLINGER, M. Y GOLOVE, W. (2004): «Comparing the risk profiles of renewable and natural gas-fired electricity contracts». Renew Sustain Energy Rev;8:335-63.
- WISER, R.; PORTER, K. Y GRACE, R. (2005): «Evaluating experience with renewables portfolio standards in the United States». Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 10, 237-263.

Marcos de apoyo en la propuesta de directiva de renovables

La nueva Directiva de Renovables tiene como objetivo prioritario que el 20% del consumo de energía final de la Unión Europea en 2020 provenga de fuentes renovables. Ese objetivo se distribuyó entre Estados miembros atendiendo a criterios de renta en lugar de potencial, por lo que la Comisión en su propuesta, estableció un mecanismo de flexibilidad que permitía a los Estados miembros que tuvieran dificultad para alcanzar su objetivo adquirir Garantías de Origen a otros Estados, que se constituían como documentos acreditativos del origen renovable de la energía. En el artículo defendemos que este sistema, en teoría más eficiente, ponía en peligro los marcos de apoyos nacionales, que se habían mostrado, especialmente los basados en primas, eficiente y eficaces a la hora de fomentar la implantación de renovables. A medida que avanza la tramitación de la Directiva de Renovables, gracias a las propuestas de algunos Estados miembros se va alcanzando un equilibrio entre la flexibilidad en el cumplimiento de objetivos y los esquemas de apoyos de nacionales. En definitiva, la predictibilidad, la estabilidad y la suficiencia de los marcos de apoyo se muestran como elementos vitales para el desarrollo de las renovables.

Berriztagarriei buruzko Zuzentarauan berriak duen helburu nagusia Europar Batasunak 2020an izango duen energiaren azken kontsumoaren %20a iturri berriztagarrietatik etortzea da. Helburu hau estatukideen artean banatu zen ahalmenaren ordeztararen irizpideen arabera eta, hori dela eta, Batzordeak, bere hasierako proposamenean, malgutasun mekanismo bat ezarri zuen zeinaren bitartez beraiei helburua lortzeko zailtasunik zuten estatukideei beste estatuei jatorri-bermeak erosteko aukera ematen zien eta horiek energiaren jatorria berriztagarria zela ziurtatzen zuten dokumentuak bihurtuko ziren. Artikulu honetan defendatzen dugu sistema honek, teoriaz eraginkorragoa denak, laguntza-esparru nazionalak arriskuan jartzen zituela, berriztagarrien ezarpena sustatzeko unean eraginkorrak agertu zirenak, batez ere primetan oinarritutakoak. Badirudi, Berriztagarriei buruzko Zuzentarauaren izapidea aurrera doan heinean, zenbait estatukideren proposamenei esker oreka bat lortzen ari dela helburuak betetzeko malgutasunean eta laguntza-eskema nazionalen artean. Laburbilduz, laguntza-esparruen iragarritasuna, egonkortasuna eta nahikotasuna.

The main goal of the new Directive on the promotion of the use of energy from renewable sources (RES Directive) is to reach a 20% of final energy consumption across EU from renewable sources. This target was distributed among Member States attending to GDP criteria instead of resource potential, which was the origin for a need of a flexibility mechanism, which allowed countries, facing difficulties to reach their renewable targets, to buy guarantees of origin (GO) to other Member States. This article shows that GOs trade system, more efficient theoretically, jeopardize national support schemes, especially those based on feed-in-tariffs, which have been effective and efficient for reaching renewable objectives across Member States. As the RES Directive processing advances, thank to some Member States proposals, was reached equilibrium between flexibility mechanism and national support schemes are considered essential to deploy renewable energy sources.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Tipologías de marcos de apoyo a las energías renovables
 3. Análisis comparado de los marcos de apoyo
 4. Marcos de apoyo en la propuesta de Directiva
 5. Conclusiones y consideraciones finales
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: electricidad renovable, prima, certificado verde negociable, garantía de origen.

Keywords: renewable electricity, tradable green certificates, guarantees of origin.

N.º de clasificación JEL: D50, D82, Q42, Q48, R14.

1. INTRODUCCIÓN

El 23 de enero de 2008 la Comisión Europea presentó una propuesta de Directiva relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables. La propuesta plantea como objetivo que en 2020 el 20% de la demanda final de energía de la Unión Europea (UE) provenga de fuentes renovables e incluye una serie de medidas para alcanzar esta meta.

Una de las medidas más controvertida y debatida de la propuesta se refirió a los marcos regulatorios de apoyo a estas tecnologías, ya que suponía un cambio importante respecto a la situación actual: proponía la creación de un nuevo mercado europeo de garantías de origen (GO) que complementaría a los marcos nacionales de apoyo vigentes en la actualidad. Dicha propuesta se justificaba por razones de eficiencia económica en la consecución de los resultados.

En la propuesta de Directiva el objetivo europeo del 20% se reparte entre los Estados miembros en función, básicamente, de su renta per cápita: se considera, implícitamente, que el fomento de las renovables tiene un sobre coste para la economía y, por cuestiones de equidad, se proponen mayores esfuerzos para los países más ricos.

Al no tener en cuenta el potencial de renovables de cada país, este planteamiento de reparto no permitiría, de no existir algún mecanismo de flexibilidad, un uso eficiente de las renovables en el conjunto de la UE: las renovables se tendrían que desarrollar en los países con mayores rentas y no en aquellos con mayores recursos naturales y más económicos. Esto, por supuesto, se traduciría en un mayor coste con respecto a la situación eficiente en la que el objetivo europeo se lograría aprovechando las renovables más económicas, independientemente del país en el que estuvieran ubicadas.

En este contexto, para permitir a cada Estado miembro alcanzar sus objetivos propios en materia de renovables, se propuso la creación de un mercado europeo de GO, que buscaba compatibilizar los objetivos de equidad y de eficiencia al permitir que los Estados miembros, a nivel de gobierno o entre agentes privados, con un excedente de generación renovable sobre sus objetivos pudieran comerciar con él en forma de GO, permitiendo así que los países deficitarios cubrieran sus objetivos mediante la adquisición de dichas garantías.

Así, en la propuesta de Directiva se permitía sustituir, en la evaluación de la consecución de los objetivos de cada país, la energía realmente producida en cada país por una cantidad equivalente de certificados de origen, que se conceden a cada MWh producido por una instalación renovable.

Los certificados de origen podrían ser originados en cualquier país de la UE, no necesariamente en el país cuyos objetivos se evalúan, de tal forma que un país cuyo coste marginal de cumplir el objetivo sea muy elevado podría conseguir el certificado que se originaría en otro país con menor coste de desarrollo.

Así, la Comisión Europea (en adelante, Comisión) asignó cuotas de generación renovable a nivel de Estado miembro, pero además previó el intercambio de los certificados tanto a nivel de país como de empresa a través de un mercado europeo de GO.

La propuesta de la Comisión respondía a principios económicos fácilmente aceptables. Sin embargo, la forma en que se definía condicionaba sus resultados en la medida, fundamentalmente, en cómo afecte a los marcos de apoyo vigentes en los Esta-

dos miembros. La clave es si los Estados miembros mantienen, o no, la capacidad real para influir en el desarrollo de su mercado a través de la definición y regulación de sus marcos nacionales.

En este contexto se sitúa este artículo cuyo objetivo es analizar la propuesta que incluía la Directiva de creación de un mercado europeo de GO. Para ello se considera necesario, previamente, describir los principales marcos de apoyo a las renovables —primas y certificados verdes negociables— y analizar sus resultados tanto en términos de eficacia como de eficiencia.

El artículo se estructura como sigue. En primer lugar, se describen los dos marcos básicos de apoyo a las renovables: sistemas de apoyo directo al precio (primas o tarifas) y sistemas de certificados verdes negociables -el sistema europeo de GO están basado en este último-. En segundo lugar se realiza un análisis comparado de dichos marcos desde el punto de vista teórico y desde una perspectiva empírica. En tercer lugar, se describe el sistema de apoyo incluido en la propuesta de Directiva y se analizan sus consecuencias. Por último, se presentan las conclusiones y unas consideraciones finales.

2. TIPOLOGÍAS DE MARCOS DE APOYO A LAS ENERGÍAS RENOVABLES

Existe una gran variedad de marcos de apoyo a las energías renovables. Los marcos básicos pueden clasificarse en dos grandes grupos: los sistemas basados en el precio y los basados en cantidades.

Entre los sistemas basados en el precio, el más relevante es el de apoyo directo al

precio, también llamado sistema de primas o tarifas (*feed-in tariffs*). Este sistema, que es el tradicional de apoyo a estas tecnologías, tiene dos pilares:

1. La garantía de compra al productor de toda la energía generada durante un periodo de tiempo determinado por parte del Sistema (bien directamente o a través de las empresas distribuidoras o transportistas); y
2. La definición por parte del regulador de un tarifa fija o de una «prima» adicional al precio de mercado por cada MWh volcado a la red por el generador. El regulador define la tarifa o la prima de forma que el generador obtenga una rentabilidad adecuada para su inversión.

Entre los sistemas basados en cantidades, el fundamental es el de cuotas y certificados verdes negociables. En este sistema a los suministradores de energía (distribuidoras o comercializadoras) o a los generadores se les impone la obligación de que una parte (cuota) de la energía que suministren sea de origen renovable. Al mismo tiempo, los generadores renovables reciben un certificado verde por cada MWh generado. Este certificado verde puede ser comercializado y tiene un valor, dado que para cumplir con la obligación impuesta los suministradores deberán adquirir certificados verdes en una cantidad igual a su cuota. En caso de incumplimiento se incurre en una penalización.

Por tanto, los generadores renovables reciben dos ingresos:

1. El precio de mercado por la energía vendida; y
2. El precio de mercado de los certificados verdes por el número de certifica-

dos vendidos a los suministradores que los demandan para cumplir con sus cuotas.

Los sistemas de apoyo directo basados en el precio (sistemas de primas) fueron los primeros en ser aplicados y, a día de hoy, siguen siendo los más utilizados en todo el mundo. Los sistemas de apoyo directo basados en cantidades se empezaron a aplicar a finales de los años 90 del siglo pasado en varios países europeos como el Reino Unido, Suecia e Italia y en varios estados de Estados Unidos con la idea de aprovechar las ventajas del mecanismo de mercado para reducir el coste para el consumidor.

Ventajas y desventajas de los diferentes marcos de apoyo.

Una de las principales dificultades del regulador en el caso de las energías renovables es el conocimiento preciso de los costes de generación y, muy especialmente, su evolución en el tiempo (tanto por incremento de la eficiencia de la tecnología existente como por el desarrollo de nuevas tecnologías). En este escenario de incertidumbre, los marcos anteriormente descritos llevarían a resultados diferentes.

En los sistemas basados en el precio, el regulador define la retribución por MWh que recibe el generador renovable, pero en principio no puede controlar la capacidad que se instalará en respuesta a la señal de precio dada.

Por el contrario, en los sistemas basados en cuotas el regulador define (a través de la propia cuota) la necesidad de energía renovable (y por tanto, indirectamente, la capacidad renovable a instalar), pero sin embargo no puede controlar la retribución que obtendrá el generador por MWh, que se establece en el mercado (precio del certificado verde).

3. ANÁLISIS COMPARADO DE LOS MARCOS DE APOYO

Son varios los criterios que pueden utilizarse a la hora de analizar y comparar los diferentes marcos de apoyo, pero en general se utilizan dos:

- La efectividad se definiría como la capacidad del marco de apoyo para lograr la consecución del objetivo fijado de desarrollo de las renovables, ya sea en términos de potencia instalada o de producción.
- La eficiencia (estática) podría definirse como la capacidad del marco de apoyo para lograr los objetivos con el mínimo coste para el Sistema en general y para el consumidor en particular.

A continuación se presentan dos análisis comparados de cada uno de los marcos de apoyo, uno desde el punto de vista de la teoría económica y otro empírico.

3.1. Análisis teórico

Sistemas de apoyo directo al precio

Como ya se ha expuesto anteriormente, la ventaja que tienen estos marcos respecto a los basados en certificados verdes negociables y en subastas es que el regulador controla la remuneración que reciben los productores por MWh generado.

En este sentido, si el regulador tuviera información perfecta sobre los costes de las diferentes tecnologías y sobre las horas futuras de funcionamiento de las instalaciones renovables, entonces podría definir unos niveles eficientes de precios, de forma que la retribución de las instalaciones reflejara el coste medio de generación. Con ello lograría que la rentabilidad obtenida por el

generador fuera la razonable (definida *ex-ante* por el regulador de acuerdo a una metodología estable y transparente): ni excesiva, lo que implicaría una transferencia innecesaria de excedente del consumidor al producto, ni insuficiente, que no atraería el volumen de inversión necesario para satisfacer el objetivo definido.

La gran ventaja de los sistemas de apoyo directo al precio es que, bien definidos, dan una gran seguridad al inversor, en la medida en que definen la senda de retribución para toda la vida útil de la instalación o durante un periodo de tiempo lo suficientemente largo como para dar al inversor una expectativa de que obtendrá una rentabilidad adecuada.

Evidentemente, la clave para que estos sistemas den la necesaria seguridad al inversor reside en la estabilidad de los marcos regulatorios. Aunque el regulador ha de tener la posibilidad de revisar cada cierto tiempo los niveles retributivos a la vista de la evolución de los costes de las tecnologías o de las condiciones del entorno, es fundamental que los posibles cambios retributivos sólo afecten a las nuevas instalaciones y no a las realizadas con anterioridad. Si los cambios retributivos afectan también a las instalaciones ya existentes, entonces son los inversores quienes asumen el riesgo asociado al progreso tecnológico y a la incertidumbre regulatoria. Cuando los sistemas de apoyo directo al precio son estables y predecibles implican poco riesgo para el productor que exigirá, por tanto, una menor prima de riesgo, con lo que las retribuciones necesarias para incentivar la inversión serán menores. En consecuencia, el menor riesgo tiene ventajas, tanto para el productor como para el consumidor. La idea es clara: un MWh producido con un marco con poco riesgo cuesta menos al

consumidor, *ceteris paribus*, que en un marco con más riesgo.

Una de las críticas a los sistemas de primas es que se establece una retribución para cada una de las tecnologías, independientemente de las horas de funcionamiento de cada instalación individual. Dado que la retribución se define de forma que se incentive el desarrollo del número de instalaciones (es decir, capacidad) necesarias para lograr el objetivo perseguido, las instalaciones con mejores condiciones —con mayor número de horas de utilización— recibirán mayores ingresos por MW instalado sin implicar un mayor coste. Así, estas instalaciones obtendrían rentabilidades superiores a las pretendidas por el regulador, lo que provoca cierta ineficiencia en el sistema.

Este problema se ha abordado en los últimos tiempos mediante la definición de sistemas de retribución que tienen en cuenta las horas de utilización de las instalaciones, por ejemplo, de los parques eólicos. Una primera opción es la definición de una misma tasa de rentabilidad para todas las instalaciones, independientemente de sus horas de utilización, lo que se haría estableciendo retribuciones menores por MWh cuando más horas de utilización tengan los parques. Una segunda opción, que se está aplicando para la eólica en países como Francia o Portugal, es la de definir retribuciones por MWh inversamente proporcionales a las horas de funcionamiento, pero permitiendo que los parques con más horas obtengan mayores rentabilidades —de esta forma se mantiene el incentivo a la ocupación de las mejores ubicaciones.

Otra de las ventajas de este tipo de sistemas es la simplicidad de su aplicación y la posibilidad de establecer retribuciones diferenciadas por tecnología. Sólo hay que

definir los niveles tarifarios por tecnologías y realizar revisiones periódicas.

Se afirma que uno de los principales problemas de los sistemas de primas es que el regulador controla el precio pero no la cantidad que finalmente se instala de una determinada tecnología. Sin embargo, esta situación se puede resolver regulatoriamente bien estableciendo límites de potencia —es decir, legislando que a partir de cierta capacidad instalada las nuevas instalaciones no recibirán apoyo regulatorio a través de primas—.

Sistemas de certificados verdes negociables (CVN)

La ventaja de estos marcos es, como se ha afirmado en el apartado anterior, que permiten al regulador acotar la cantidad máxima demandada de una determinada tecnología (y por tanto, dar una señal respecto a la capacidad a instalar). Es importante destacar que acotar la cantidad máxima no asegura la consecución del objetivo; éste podría no lograrse por distintas razones.

Desde un punto de vista puramente teórico, este tipo de marcos son eficientes en la medida en que, una vez definida la cantidad de energía renovable demandada, existirá competencia entre los productores —que están expuestos al precio de los certificados que se establecerá en función de la oferta y la demanda de los mismos.

Sin embargo, este sistema adolece del mismo problema que las primas únicas en el sentido de que, una vez definido el precio de equilibrio, habrá instalaciones con costes reducidos (por ejemplo, las de horas de utilización elevadas) que tendrán un margen de retribuciones sobre sus costes

superior a aquellas que tienen costes medios mayores. Esta situación sería claramente ineficiente, ya que con un precio menor (que asegurara la rentabilidad razonable exigida por los proveedores de capital), se desarrollarían las mismas instalaciones. Sin embargo, en este sistema los generadores estarían expuestos al riesgo de progreso tecnológico (evitable en un sistema de primas siempre que las revisiones retributivas no afecten a instalaciones ya existentes), lo cual podría erigirse en una barrera de entrada.

El principal problema de este tipo de marcos es sin duda la incertidumbre que genera para el inversor, que está sometido a dos volatilidades significativas en relación con sus ingresos esperados —esto es, el riesgo de precio del mercado de energía y el riesgo de precio del mercado de certificados. Esto implica una mayor prima de riesgo exigida a las inversiones, lo que se traduce en la necesidad de una mayor retribución (lo cual se refleja en el precio de los propios certificados). Como veremos en el análisis empírico incluido en el siguiente apartado, esto es exactamente lo que ha ocurrido en los últimos años en aquellos estados de la UE en los que se implantaron este tipo de marcos.

Puede existir, además, un riesgo regulatorio para el productor que se deriva, como se ha visto en los últimos años en los casos de Italia y el Reino Unido, de que el regulador intervenga en el mercado de certificados para alterar los precios resultantes del mismo.

Otro problema a destacar es la fijación de la penalización a los suministradores por incumplimiento de sus obligaciones. Teóricamente, para que un sistema de CVN funcione correctamente es necesario que la

penalización sea ligeramente superior al coste esperado de los certificados. Luego la fijación de la penalización es un elemento fundamental para el correcto funcionamiento de un sistema de CVN. Sin embargo, resulta evidente que estimar el precio esperado de los certificados no es en absoluto sencillo y las consecuencias de un error en el mismo pueden ser muy significativas.

Las distintas tecnologías renovables presentan costes diferentes, fruto de sus características propias y de su grado de desarrollo tecnológico. De esta forma, una curva de costes de la generación renovable, condicionada por el potencial de producción de cada una de las tecnologías, tiene una forma escalonada en la que en el primer peldaño se sitúa la tecnología más económica que dispone de una capacidad máxima de producción, seguida de la siguiente tecnología más cara, que también cuenta con un potencial determinado. Así, sucesivamente se van utilizando tecnologías de generación renovable sucesivamente más caras hasta alcanzar la cuota de producción renovable fijada por el regulador.

Supongamos que el regulador se marca como objetivo alcanzar una determinada producción de renovables. Con un sistema de primas la curva de costes de cada tecnología se mantendría, mientras que con el sistema de CVN negociables se produciría un aumento en los niveles de costes de cada una de las tecnologías debido a la introducción de una prima de riesgo asociada a la mayor incertidumbre para los ingresos de los productores de renovables. Este efecto supondría un desplazamiento paralelo de la curva de costes y, por tanto, un incremento de la necesidad de apoyos para alcanzar la misma cuota de producción renovable.

3.2. Evidencia empírica

Los análisis empíricos más importantes realizados hasta el momento son los llevados a cabo por la comisión Europea. El primero, en 2005, dio lugar a la comunicación que lleva por título «El apoyo a la electricidad generada a partir de fuentes de energía renovables», informe centrado en el análisis de la eficiencia y eficacia de los diferentes marcos en el periodo 2001-2005 para cada una de las principales tecnologías. El segundo, presentado en 2008 junto con la propuesta de Directiva de renovables, es un Documento de trabajo de los servicios técnicos de la Comisión que supone una actualización a 2007 del primero y, por tanto, incluye los elementos necesarios para analizar el contexto actual y el grado de consecución de los objetivos marcados para cada Estado miembro en materia de renovables.

Eficiencia

El análisis realizado pone de manifiesto importantes diferencias en los niveles retributivos a las energías renovables en los Estados miembros y muestra que, en general, en los países con marcos de CVN las retribuciones son, al día de hoy, considerablemente superiores que en los países con primas.

Así, como puede verse en el gráfico n.º 1 —en el que se muestran los costes de generación de la energía eólica y su retribución en diferentes países— el apoyo a esta tecnología varía considerablemente, desde una cifra cercana a los 40 € MWh en Malta o Bulgaria al entorno de los 130 € MWh en el Reino Unido. Y estas diferencias tienen, como se desprende del gráfico, poca relación con los costes medios de generación¹.

¹ Para comparar las retribuciones se ha tenido en cuenta la duración del marco de apoyo en cada país:

Lo más llamativo es que las mayores retribuciones y las diferencias más importantes entre retribución y costes se encuentran en países con CVN como el Reino Unido, Italia y Bélgica. Esas mayores retribuciones —o, en último término coste para el consumidor— pueden deberse, de acuerdo con el estudio, a la prima de riesgo más elevada solicitada por los inversores en este tipo de marcos, a los elevados costes administrativos y, probablemente, a que estos mercados de CVN todavía no están maduros.

Los estudios llegan a la conclusión de que, aunque la rentabilidad de los proyectos de inversión en renovables dependerá de la evolución futura de los precios, parece que el rendimiento del capital es mayor en marcos de CVN que en aquellos con primas, lo que sería indicativo de una cierta ineficiencia de un marco respecto al otro.

En resumen, el estudio empírico corrobora las conclusiones del análisis teórico realizado anteriormente. La experiencia reciente muestra que, por implicar mayor riesgo y por posibles problemas en su diseño y aplicación, estos sistemas son por el momento menos eficientes que los sistemas de primas pues implican mayor coste para el consumidor por MWh producido.

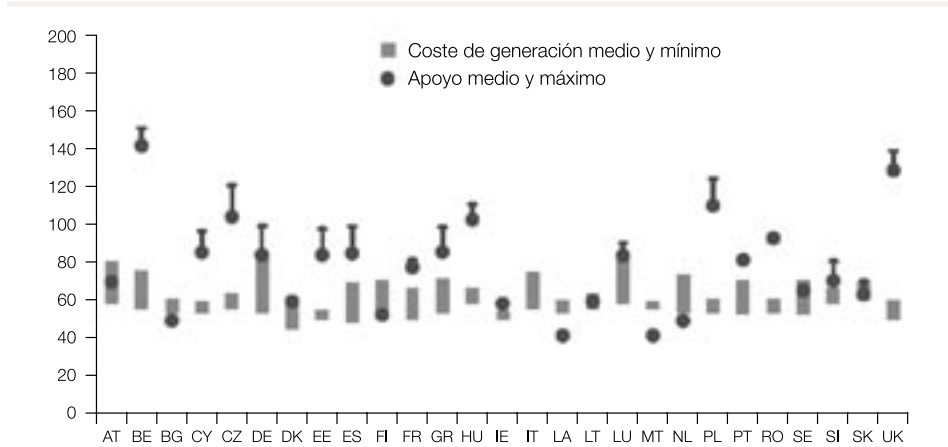
Eficacia

En el estudio se define la eficacia como la capacidad del marco para generar energías renovables adicionales en relación con

por ejemplo, el marco de CVN en Italia es de 8 años mientras que el sistema de apoyo al precio en Alemania es de 20 años. Los niveles de apoyo que se incluyen en el análisis se han normalizado a una duración común de 15 años considerando un tipo de interés del 6,6%. Los costes medios y mínimo representan el rango de costes según el potencial de generación —en este caso eólico— y la variabilidad existente entre el apoyo medio y los máximos a obtener.

Gráfico n.º 1

Costes y apoyo a la energía eólica en la UE
(€/MWh)



Fuente: Communication from the Commission: «The support of electricity from renewable energy sources», 2008.

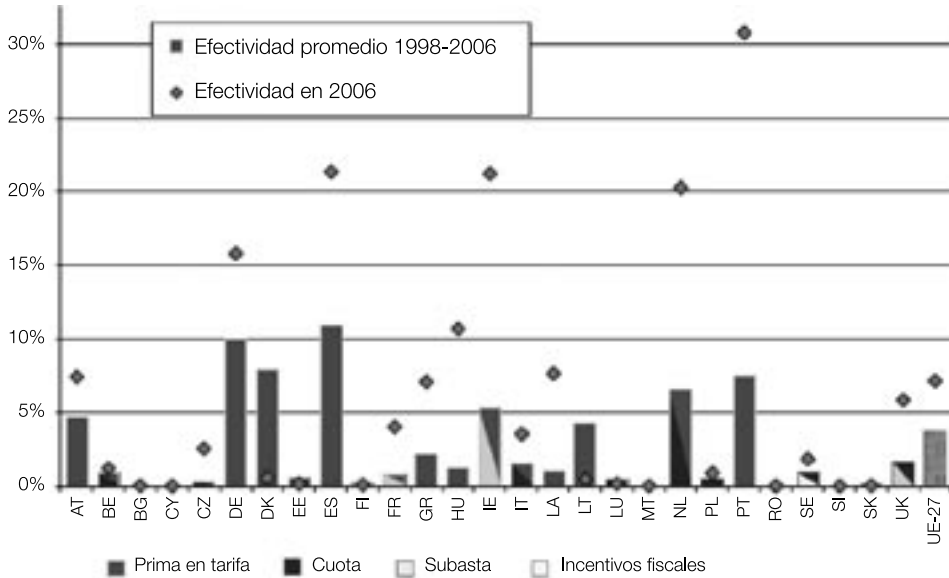
el potencial restante a 2020. Es decir, la eficacia anual del marco sería el ratio entre la generación adicional de ese año comparada con el potencial restante a 2020. Esto implicaría que un país con un indicador de efectividad anual del 6% durante 4 años habría logrado un 6% del potencial cada año y, en el conjunto del periodo, un 24% del potencial restante.

El análisis pone de manifiesto que los sistemas de primas son más eficaces que los CVN y las subastas para la promoción de las energías renovables. Así, como puede verse en el gráfico n.º 2, para el caso de la eólica, todos los países cuya eficacia es superior a la media comunitaria utilizan los apoyos directos al precio como herramienta básica para la promoción de esta tecnología.

Las conclusiones del análisis que realiza la Comisión sobre la eficacia y la eficiencia

de los marcos de apoyo a las renovables en los Estados miembros se sintetizan en el gráfico n.º 3. Éste muestra el grado de éxito alcanzado por cada país en cuanto a implantación de energías renovables, indicador de efectividad, y la rentabilidad obtenida por las instalaciones renovables, una aproximación del coste para el sistema de los apoyos recibidos por estas tecnologías, un buen indicador de la eficiencia del sistema. Al igual que en los gráficos anteriores, se aprecia que los países con un sistema de CVN han supuesto mayores retribuciones para sus instalaciones, al tiempo que han obtenido pocos resultados en términos de implantación. Por el contrario, los países con sistemas de primas obtienen un elevado grado de efectividad, y sus instalaciones se encuentran entre aquellas que obtienen menos rendimiento esperado.

Gráfico n.º 2

Efecto del marco de apoyo a la energía eólica en la UE

Fuente: Communication from the Commission: «The support of electricity from renewable energy sources», 2008.

4. MARCOS DE APOYO EN LA PROPUESTA DE DIRECTIVA

Lo definido en relación con los marcos de apoyo en la propuesta de Directiva estaba condicionado por el sistema previsto en la misma para el reparto entre los Estados miembros del objetivo del 20% de renovables para el conjunto de la UE.

El sistema de reparto más eficiente habría sido el de establecer las cuotas nacionales teniendo en cuenta el potencial y coste de las renovables en el territorio de la UE, definiendo objetivos más ambiciosos para aquellos estados con mayor potencial.

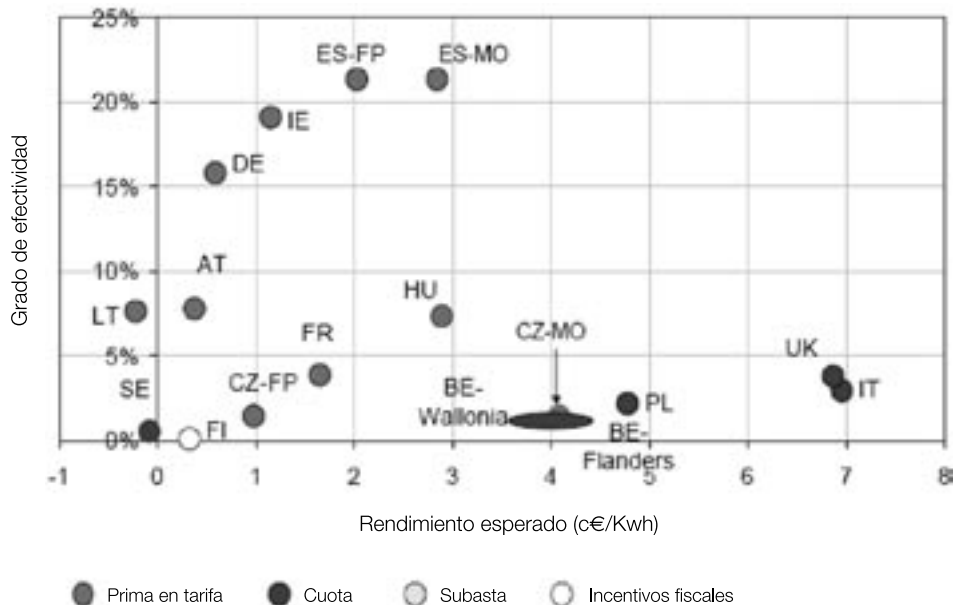
Sin embargo, la Comisión, en parte porque no disponía de una base de datos fia-

ble del potencial y en parte por razones políticas, propuso un sistema de reparto mixto en el que no se tenía en cuenta dicho potencial.

En 2005 la energía renovable representó un 8% de la energía final de la UE. Para incrementar los 12 puntos necesarios para llegar al 20%, implícitamente la Comisión propuso que cada país aumentara 6 puntos su cuota y que los restantes puntos se repartan en función del PIB per cápita, con mayores objetivos para los países más ricos.

Este método explica que en la propuesta presentada países con menor renta, como Eslovaquia, sólo incrementen su cuota en 7,3 puntos, países como España, en la media en renta incrementen sus objetivos en

Gráfico n.º 3

Efectividad frente a rendimiento esperado

Fuente: Communication from the Commission: «The support of electricity from renewable energy sources», 2008.

11,3 puntos, mientras que países con más renta, como el Reino Unido, incrementen su objetivo en 13,7 puntos, por encima de la media.

Esta solución de reparto del esfuerzo energético no tiene en cuenta, por tanto, el potencial de las renovables en cada país. Y el resultado es que si cada país tuviera que alcanzar internamente el objetivo establecido se podría producir, *ceteris paribus*, un desarrollo ineficiente de las renovables, con un mayor desarrollo en los países más ricos sin tener en cuenta su coste.

En este contexto, la Comisión se planteó el uso de mecanismos de flexibilidad para

mejorar la eficiencia del sistema. Y es aquí donde aparece el tema de los marcos de apoyo y el mercado europeo.

En la propuesta de Directiva se permitía sustituir, en la evaluación de la consecución de los objetivos de cada país, la energía realmente producida en cada país por una cantidad equivalente de certificados de origen que se concedían por cada MWh producido por una instalación renovable.

Los certificados de origen se basarían en el actual sistema de GO de la electricidad que la Directiva Europea 2001/77/CE exige tener en marcha a todos los Estados miembros.

Los certificados de origen podrían ser originados en cualquier país de la UE, no necesariamente en el país cuyos objetivos se evalúan, de tal forma que un país cuyo coste marginal de cumplir el objetivo sea muy elevado podría conseguir el certificado que se originaría en otro país con menor coste de desarrollo.

Así, la Comisión asignaba cuotas de generación renovable a nivel de Estados miembros, pero además preveía el intercambio de los certificados tanto a nivel de país como de empresa a través de un mercado europeo de GO, con un funcionamiento similar a los sistemas de certificados verdes negociables descrito y analizado en los anteriores apartados. Así, un productor español podría vender sus GO a otros Estados o a una empresa de otro estado, renunciado al apoyo nacional definido².

La propuesta de la Comisión respondía a principios económicos fácilmente aceptables. Sin embargo, afectaba de forma importante a los marcos de apoyo vigentes en los Estados miembros. La clave es si los Estados miembros mantenían o no la capacidad de limitar la participación de los agentes nacionales en dicho mercado.

En los primeros borradores de la Directiva, que se conocieron en septiembre de 2007, el mercado europeo definido aparecía como obligatorio en la medida en que los Estados miembros no podrían limitar la participación de sus agentes nacionales en el mismo comprando o vendiendo certificados.

En sucesivas versiones, se fue limitando la obligatoriedad y otorgando mayor capacidad de decisión a los Estados miembros.

Primero se planteó un modelo en el que se desarrollaba el mercado europeo de garantías, pero se definía que los Estados miembros podían acogerse a una excepción y limitar la participación de sus agentes en el mercado. Esta excepción se perdía cuando los Estados miembros incumplían sus objetivos intermedios de desarrollo de las renovables definidos en la Directiva.

Por fin, en la propuesta presentada el pasado 23 de enero se planteaba un modelo en el que se desarrollaba el sistema europeo de comercio de GO, pero en el que los Estados miembros si consideraban que la participación de sus agentes ponía en riesgo la consecución de sus objetivos nacionales de renovables u otros ambientales, podían prohibirles su participación. De hecho, suponía que los Estados miembros tenían la potestad para participar o no en dicho mercado y para, en el caso de participar, decidir en qué medida. Por otro lado, la propuesta establecía que para participar en el comercio los Estados miembros debían haber cumplido con sus objetivos intermedios.

Con esta propuesta, la Comisión establecía como principal impulsor de los objetivos de renovables el mercado de GO, lo que a medio plazo conduciría a la armonización de todos los marcos nacionales de apoyo en un solo mercado de GO. Ello hubiera introducido problemas de eficacia y eficiencia. Tal y como se ha visto reflejado en los sucesivos informes de la Comisión, hasta ahora los sistemas de apoyo nacionales, especialmente aquellos basados en primas, han sido muy útiles para alcanzar los objetivos planteados en materia de renovables, por lo que un cambio de paradigma introduciría una prima de riesgo que incrementaría los costes de estas tecnologías,

² En este caso, a la tarifa o la prima definida en el RD 661/2007 de Régimen Especial.

dificultando el desarrollo de inversiones y, por tanto, aumentando la probabilidad de no alcanzar objetivos. Junto a esto, los sistemas de primas aplicados por los Estados miembros se han demostrado como los más eficientes, por lo que reconducirlos hacia un sistema de GO, más cercano al de CVN, incrementaría el coste que asume el sistema por los apoyos a las renovables.

Por esta razón es muy importante introducir mecanismos de flexibilidad para el cumplimiento de los objetivos que no pongan en peligro el mantenimiento de los sistemas nacionales de apoyo. Existían varias alternativas para introducir flexibilidad y permitir a los países con menores posibilidades de desarrollo de renovables alcanzar su objetivo al mínimo coste. Una alternativa podría haber sido mantener los sistemas nacionales de apoyo, estableciendo como mecanismo complementario el mercado europeo de GO.

Los Estados miembros realizaron un análisis de los mecanismos de flexibilidad que les podían resultar más atractivos en función de su situación de partida. Uno de los más interesantes fue el mecanismo propuesto por Reino Unido, Alemania y Polonia. Según estos países la propuesta de la Comisión tenía consecuencias negativas que podían poner en peligro la capacidad de los Estados miembros para hacer frente a sus objetivos de renovables:

- La propuesta no concedía las garantías suficientes para que los Estados miembros pudieran evitar el comercio de GO por parte de los agentes nacionales, lo que dinamitaría la integridad del sistema de apoyo nacional vigente.
- Los flujos incontrolados de GO de un país a otro podrían minar el esfuerzo realizado por el primero para alcanzar sus objetivos.

- El sistema de GO introducía considerables costes administrativos y de gestión.
- Las tres vertientes de las GO: acreditación de origen renovable, elemento de verificación de cumplimiento de objetivos y unidad de apoyo económico a las tecnologías renovables introducían demasiada confusión administrativa.
- El hecho de que los Estados miembros no pudieran transferir GO, a no ser que hayan cumplido sus objetivos intermedios, dificultaba gravemente la planificación de su estrategia de cumplimiento de los objetivos.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, estos tres países, liderados por Reino Unido, presentaron un mecanismo de flexibilidad en el que las GO simplemente se utilizaban para la acreditación del origen renovable de la energía. Su propuesta consistía en mantener los sistemas nacionales al tiempo que se les permitiría a los Estados miembros realizar transferencias estadísticas de producción de renovables, establecer acuerdos para desarrollar proyectos conjuntos de producción renovable y agrupar objetivos para un determinado conjunto de países.

Según la propuesta presentada por estos países, estos mecanismos otorgaban flexibilidad e incentivaban a los Estados miembros con potencial renovable a superar sus objetivos, presentando considerables ventajas:

- Se eliminaba el riesgo introducido por la complejidad del estatus legal de las GO al no ser utilizadas para el cumplimiento de objetivos.
- Los Estados miembros se aseguraban el control de sus propios instrumentos para alcanzar objetivos.

- Se reducirían los costes administrativos derivados del comercio con GO, ya que las transferencias se realizarían con carácter estadístico a partir de notificaciones realizadas a la Comisión.
- Al no existir restricciones a la utilización de mecanismos de flexibilidad para los Estados miembros, derivadas del cumplimiento de objetivos intermedios, éstos podrían llegar a acuerdos con otros Estados tan pronto como la Directiva entrara en vigor. Esto permitiría a los Estados miembros optimizar su planificación al poder incorporar dichos acuerdos en sus Planes nacionales. También se permitiría a los Estados llegar a acuerdos sin temor a no poder llegar a cumplirlos por no alcanzar sus objetivos intermedios.

Para los países que lanzaron la propuesta, ésta les permitía mantener sus sistemas de apoyo nacionales, al tiempo que se concedía la máxima flexibilidad para alcanzar objetivos.

En definitiva, la propuesta inicial de la Comisión presentaba problemas de efectividad que venían derivados, como se exponía en el apartado anterior, de la incertidumbre que genera para el inversor, que está sometido a dos volatilidades significativas en relación con sus ingresos esperados —esto es, el riesgo de precio del mercado de energía y el riesgo de precio del mercado de las garantías. Por otro lado, existe además, un riesgo regulatorio para el productor que se deriva de que el regulador intervenga en el mercado de certificados para alterar los precios resultantes. Todo ello hace que sea mucho menos atractivo para el inversor y que, hasta el momento, haya sido mucho menos efectivo para el

desarrollo de estas tecnologías en todo el mundo. De hecho, como se ha mencionado anteriormente, la propia Comisión Europea reconoce que no existe, hasta el momento, un ejemplo de éxito de este tipo de marcos. En términos de eficiencia, la prima de riesgo que introducía un sistema de GO como el definido en la propuesta suponía un incremento de costes para las tecnologías de producción renovable.

Por otro lado, un mercado de GO europeo, sin antes tener un mercado europeo de la energía, conducirá a situaciones ineficientes y aumentará los costes a los consumidores. Ello es debido a que la remuneración que precisan las renovables para ser rentables depende de la suma del precio del mercado eléctrico y del precio del certificado.

Sin embargo, en la situación actual en la que no existe un precio único de la electricidad, pero se planteaba que las garantías pudieran negociarse dentro de la UE, el precio de dichas garantías será único en toda la UE. Así, es razonable prever que las instalaciones de renovables no se situarán donde mayor potencial existe y el desarrollo de renovables fuera el más económico (para minimizar el coste de alcanzar el objetivo del 20%) sino que se ubicarían preferentemente donde mayor fuera el precio del mercado eléctrico y venderían los derechos en el resto de los países. De este modo, en principio se incurrirá en ineficiencias, aumentando los costes globales de alcanzar los objetivos de renovables en perjuicio de los consumidores.

5. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

El diseño del modelo de apoyo a las energías renovables en la propuesta de Di-

rectiva fue una cuestión técnica pero también una decisión política de enorme importancia de cara al futuro en la medida que los objetivos de desarrollo definidos son ciertamente ambiciosos. Obviamente, se requieren marcos que además de efectivos sean eficientes y permitan la consecución de los objetivos con el menor coste posible para la sociedad.

Al día de hoy existen dos modelos regulatorios básicos de apoyo a estas energías: apoyo directo al precio (o sistemas de primas) y el sistema de CVN. La experiencia acumulada en estos últimos años muestra que los sistemas de primas se están mostrando más eficaces y eficientes que los sistemas de certificados verdes negociables. Los sistemas de CVN se han instaurado hace pocos años, por lo que no gozan del grado de madurez de los sistemas de apoyo directo, y cuentan además con importantes elementos que limitan su éxito, tal y como se ha venido describiendo a lo largo del artículo. Por ello, convendría utilizarlos meramente como mecanismos complementarios para ayudar a los países que más dificultades tienen para la implantación de renovables a alcanzar su objetivo al mínimo coste.

En este sentido, en los primeros borradores de la propuesta de Directiva se planteaba la creación de un sistema europeo de comercio de GO en el que los Estados miembros no tenían capacidad de limitar la participación de sus agentes en el mismo. Ello implicaba, de hecho, la armonización de todos los sistemas de apoyo en un mercado europeo de CVN entre los Estados miembros y la desaparición de los marcos nacionales de apoyo.

Los resultados de este modelo habrían sido muy negativos para el desa-

rollo de las renovables en la UE en términos de eficacia, eficiencia estática y dinámica, aplicación política y desarrollo local.

En primer lugar, la experiencia empírica ha mostrado que los sistemas de primas han alcanzado mayor grado de efectividad en la consecución de los objetivos de renovables, por lo que no habría estado justificada su eliminación *de facto*. Junto a esto, en términos dinámicos, el establecimiento de un precio único para las GO habría dificultado el desarrollo de tecnologías renovables inicialmente más caras, aunque dotadas de un fuerte potencial. En tercer lugar, la pérdida de control por parte de los Gobiernos, responsables en última instancia del cumplimiento de los objetivos, de los mecanismos de apoyo a las renovables habría dificultado el éxito político de esa iniciativa. Por último, se habría impedido a los Gobiernos utilizar las energías renovables como instrumento de desarrollo local, modulando su apoyo en función de los distintos objetivos que se marquen en esta materia. Todo ello, habría perjudicado seriamente la consecución de los objetivos y habría encarecido su coste para el sistema.

Ante las carencias planteadas por la versión inicial de la Comisión, los Estados miembros propusieron mecanismos de flexibilidad para el cumplimiento de objetivos, que permitan mantener los marcos nacionales de apoyo y no estaban basados en GO. Entre ellos, destaca la propuesta de Reino Unido, Alemania y Polonia, en la que se ofrecía la posibilidad de realizar transferencias estadísticas, establecer objetivos conjuntos así como desarrollar proyectos renovables conjuntamente.

En este sentido, la Directiva de Renovables finalmente aprobada mantuvo un

equilibrio entre la flexibilidad en el cumplimiento de objetivos y los elementos que habían llevado a algunos Estados miembros a alcanzar un considerable

éxito en términos de implantación de renovables, donde los marcos nacionales de apoyo han jugado un papel fundamental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- COMISIÓN EUROPEA (2001): DIRECTIVA 2001/77/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de septiembre de 2001, relativa a la promoción de la electricidad generada a partir de fuentes de energía renovables en el mercado interior de la electricidad [Diario Oficial L 283 de 27 de octubre].
- 2005: «The support of electricity from renewable energy sources, Commission of the European Communities». The Commission. Brussels.
- 2008: *The support of electricity from renewable energy sources*. Proposal for a directive of the european parliament and of the council on the promotion of the use of energy from renewable sources SEC 57. Comisión staff working document. http://ec.europa.eu/energy/climate_actions/index_en.htm
- GUAL, MIGUEL, DEL RÍO, PABLO (2004): «The promotion of green electricity in Europe: present and future», *European Environment*, Volume 14, 4: 219 – 234
- LEWIS, J.I.Y WISER, R. H. (2007): «Fostering a renewable energy technology industry: An international comparison of wind industry policy support mechanisms», *Energy Policy* 35: 1844-1857.
- LINARES, P.Y SANTOS, F. (2007): «The joint impact of carbon emissions trading and tradable green certificates on the evolution of liberalized electricity markets: The Spanish case», Working Paper.
- MENANTEAU, P.; FINON, D., LAMY, M. (2003): «Prices versus quantities: choosing policies for promoting the development of renewable energy» *Energy Policy* 31: 799–812.
- PALMER, K. Y BURTRAW, D. (2005): «Cost-effectiveness of renewable electricity policies», *Energy Economics* 27: 873-894.
- SAENZ DE MIERA, G. (2007): «La regulación, clave para el desarrollo de las energías renovables.», *Economía Industrial*, 365, Ministerio de Industria Turismo y Comercio.
- WISER, R.; PORTER, K.Y GRACE, R. (2005): «Evaluating experience with renewables portfolio standards in the United States». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 10: 237–263.

Bioenergía en la Unión Europea

Se destacan los aspectos fundamentales de los principales instrumentos en la política energética europea que afectan a la bioenergía, en el marco de las energías renovables. Se presenta la situación actual en la Unión Europea (UE) de cada una de las cuatro fuentes energéticas diferentes correspondientes a la bioenergía: biomasa sólida, residuos sólidos urbanos, biogás y biocarburantes, señalando en cada caso los países más importantes así como las correspondientes medidas que tienen instauradas para su promoción. Por otra parte, se examina la contribución potencial de la expansión de cultivos bioenergéticos al cumplimiento de los objetivos de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, de promoción de las energías renovables y de fomento del uso de biocarburantes en la UE, teniendo en cuenta sólo lo que puede producirse en el territorio de la UE.

Europaren politika energetikoaren barruan, bioenergiarekin zerikusia duten tresna nagusien ezaugarri aipagarrienak nabarmentzen dira, betiere energia berriztagarrien barruan. Bioenergiaren barruan dauden lau energia-iturriek gaur egun Europan zein egoera duten azaltzen da; biomasa solidoa, hiri-hondakin solidoak, biogasa eta bioerregaia dira iturri horiek, eta mota bakoitzari dagokionez, herrialde garrantzitsuena zein den eta dena delako energia-mota sustatzeko zer nolako neurriak hartu dituzten zehazten da. Bestalde, uzta bioenergetikoak hedatzeak ondorengoetan zenbateraino lagundu duen aztertu da: Europar Batasunean negutegi efektua sortzen duten gasak murrizten, energia berriztagarriak sustatzen, edo bioerregaia erabiltzen. Dena den, Europar Batasunaren lurraldean ekotzi daitekeen produkzioa baino ez da kontuan hartu.

It highlights the fundamental aspects of the main instruments in the European energy policy that affects the bioenergy, in the frame of the renewable energies. This paper reflects the current situation of the EU in each of the four energy sources related to bioenergy: solid biomass, urban solid waste, biogas and biofuel, pointing out in each case the most important countries together with the corresponding measures they have established for such purpose. On the other hand, the paper analyses the potential contribution of the spread of bioenergy growing to the fulfilment of goals like the reduction in Greenhouse gasses emissions, the foster of renewable energy and the use of biofuel in the EU, bearing in mind just what can be produced in the EU territory.

Emilio Cerdá Tena

Instituto Complutense de Estudios Internacionales (ICEI) y FEDEA.

Alejandro Caparrós Gass

Paola Ovando Pol*

Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Instituto de Políticas y Bienes Públicos

ÍNDICE

1. Introducción
 2. La bioenergía en la política energética europea
 3. Situación actual de la bioenergía en la Unión Europea
 4. Contribución potencial de los cultivos bioenergéticos a la política climática de la Unión Europea
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: bioenergía, energía renovable, cultivos bioenergéticos, reducción de emisiones GEI.

Key words: bioenergy, renewable energy, energy crops, reduction in greenhouse gasses emissions.

N.º de clasificación JEL: Q24, Q42, Q54.

1. INTRODUCCIÓN

En la Resolución del Parlamento Europeo sobre cambio climático del 14 de febrero de 2007 se afirma que la política energética es un elemento crucial en la estrategia global de la Unión Europea (UE) sobre cambio climático, en la cual las fuentes de energía renovable y las tecnologías que mejoran la eficiencia energética desempeñan un papel importante. En el Consejo Europeo de marzo de 2007 se alcanzó el compromiso llamado «20/20/20» que consiste en alcanzar en 2020 una reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del 20% respecto a las del año

1990 (porcentaje que podría incluso llegar al 30% si se alcanza un acuerdo internacional que comprometa a otros países en desarrollo y desarrollados a reducir sus emisiones GEI), una mejora en eficiencia energética del 20% y un aumento de la aportación de las fuentes renovables hasta que sea el 20% del consumo final de energía. Además, al menos el 10% de los carburantes que se oferten en el mercado para automoción tienen que ser biocarburantes, teniendo éstos que ser introducidos de manera eficiente en costes y estando sujetos a ciertas condiciones¹.

* Se agradece la financiación recibida por parte del Ministerio de Educación de España en el marco del proyecto SEJ2005-05085/ECON.

¹ La UE restringe el uso de los biocarburantes al cumplimiento de una serie de criterios de sostenibilidad, y a que los biocarburantes de segunda generación estén disponibles a escala comercial (EC, 2008b:13).

Desde 1990 la Unión Europea está inmersa en un plan de promoción de las energías renovables para ocupar el puesto de líder mundial y que de momento ha llevado a los niveles de exigencia y compromiso expresados en el párrafo anterior. Las fuentes energéticas renovables relevantes en la Unión Europea son las siguientes: hidráulica, eólica, solar, geotérmica, biomasa sólida, parte orgánica de los residuos sólidos urbanos (R.S.U), biogás y biocarburantes. La energía producida por las cuatro últimas de las fuentes se llama bioenergía. Por tanto, la bioenergía es energía de fuente renovable producida a partir de materia orgánica, la cual puede ser utilizada directamente como combustible, procesada previamente en forma líquida o gaseosa o ser un residuo de procesamiento o conversión².

Según Eurostat (véase la publicación de European Communities, 2007), el consumo de energía primaria de los países de la UE-27 correspondiente a las energías renovables (en millones de toneladas equivalentes de petróleo, Mtep) fue de 87,0 en el año 2000, 93,8 en 2003, 99,4 en 2004 y 104,2 en 2005. Tal cantidad en el año 2005 supone un 8,5% del consumo total de energía primaria. La contribución de cada una de las fuentes a la parte de energías renovables en 2005 para los países de la UE-27 fue la siguiente: bioenergía: 67,8%, hidráulica: 22,0%, eólica: 5,1%, geotérmica: 4,5% y solar: 0,7%. El 67,8% correspondiente a bioenergía se desglosa en biomasa sólida: 52,2%, R.S.U.: 8,2%, biocarburantes: 3,8% y biogás: 3,6%.

Las energías renovables tienen tres aplicaciones posibles: generación de electricidad,

uso térmico y combustible para el transporte. La bioenergía es la única de las energías renovables apta para utilizarse en las tres aplicaciones. En cuanto a producción de electricidad, los datos facilitados por *EurObserv'ER*³ *Barometers* indican que para el año 2005, el 13,97% corresponde a energías renovables en UE-25, con el siguiente reparto: hidráulica: 66,4%, eólica: 16,3%, bioenergía: 15,8%, geotérmica: 1,2% y solar: 0,3%. Si pasamos al sector de uso térmico, la bioenergía supone aproximadamente el 98% de la contribución de las energías renovables. Por último, en su informe correspondiente al año 2007, *EurObserv'ER* estima que los biocarburantes representan el 2,6% del contenido energético de los combustibles utilizados en transporte por carretera en la UE-27.

Los ecosistemas terrestres pueden contribuir directa o indirectamente a las políticas de mitigación de gases de efecto invernadero (GEI) a través de la forestación de tierras desarboladas, la conservación y el incremento del reservorio de carbono en la biomasa y suelos forestales y agrícolas, la producción de biomasa para sustituir el uso de combustibles fósiles y la modificación de los patrones de consumo de combustibles fósiles en los sistemas de producción agraria (Watson *et al.*, 2000; Richards *et al.*, 2006).

Tradicionalmente las políticas de cambio climático de la UE, al menos a nivel internacional, nunca han favorecido el uso extensivo de las alternativas de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) ligadas a los cambios de uso de la tierra y silvicultura (LULUCF)⁴ (Caparrós y

² También puede entenderse por bioenergía, la energía almacenada, procedente del sol, contenida en materiales tales como plantas o residuos de animales.

³ http://ec.europa.eu/energy/res/publications/barometers_en.htm

⁴ LULUCF viene de *Land Use, Land Use Change and Forestry*. El uso de la tierra, el cambio de uso de

Jacquemont, 2003), aunque esto ha cambiado en los últimos años y, hoy en día, las alternativas forestales y los cultivos bioenergéticos se consideran como parte de las opciones disponibles para alcanzar los objetivos (comparativamente ambiciosos) de reducción de GEI en la UE. Entre las alternativas ligadas al sector forestal, la única que puede generar reducciones de GEI significativas es la expansión de la superficie forestada, aunque claramente una expansión a gran escala de los bosques competiría con la producción de biocarburantes, pudiendo además originar efectos significativos sobre la biodiversidad y los valores paisajísticos.

El propósito de este artículo es doble: por una parte ubicar la bioenergía en el marco de la política energética de la Unión Europea así como presentar su situación actual y por otra, examinar la contribución potencial de la expansión de cultivos bioenergéticos al cumplimiento de los objetivos de reducción de emisiones GEI, de promoción de las energías renovables y de fomento del uso de biocarburantes en la UE. Aunque es cierto que estos objetivos no deben basarse necesariamente en la producción doméstica, sí es muy relevante conocer qué parte de éstos puede lograrse dentro de la UE, ya que la importación de biocarburantes o materias primas poco añade en términos de seguridad energética y puede, además, tener consecuencias ambientales y sociales negativas en los países en desarrollo de los que procederían estas mercancías.

la tierra y la silvicultura producen impactos en el ciclo global del carbono, y tales actividades pueden añadir o quitar dióxido de carbono (o más generalmente carbono) de la atmósfera, contribuyendo al cambio climático. LULUCF ha sido objeto de dos informes importantes por parte del IPCC. Además, el uso de la tierra es de suma importancia para la biodiversidad.

Tras esta introducción, en el segundo apartado se detallan cuáles han sido los instrumentos más importantes en la política energética europea que afectan a la bioenergía, en el marco de las energías renovables. En el tercer apartado se da una visión de conjunto a la situación actual de cada una de las cuatro fuentes de las que se obtiene bioenergía, en la UE. El cuarto apartado se refiere a la contribución potencial de los cultivos bioenergéticos a la política climática de la UE. Por último, el apartado quinto recoge las conclusiones del trabajo.

2. LA BIOENERGÍA EN LA POLÍTICA ENERGÉTICA EUROPEA

Como señala Avedillo (2007), hasta el año 2005 la UE no se había planteado una política energética que integrara todas las vertientes del sector y adoptara una estrategia común para todos los países, pasando de simples recomendaciones como hasta entonces a compromisos firmes en materia de energía limpia y eficiencia energética. Las razones de este cambio tienen que estar relacionadas con la enorme subida de los precios energéticos y el temor sobre la seguridad de suministro que se tenía en Europa ante su creciente dependencia energética, así como con el mayor conocimiento sobre el problema del cambio climático y la necesidad de erigirse en líder en la lucha frente a este fenómeno de alcance global.

A continuación se describen cuáles han sido los instrumentos más importantes en la política energética europea que afectan a la bioenergía, en el marco de las energías renovables.

En primer lugar, el Libro Blanco sobre fuentes renovables de energía (Comisión

Europea, noviembre de 1997). Fija como objetivo indicativo una aportación del 12% de las energías renovables en el consumo de energía primaria en el año 2010 frente al 6% que había en ese momento. En el Anexo 2 del Libro Blanco se especifican las contribuciones estimadas (indicativas) para cada una de las fuentes de energía renovable: la principal contribución al crecimiento de las energías renovables se estima que tiene que venir de la bioenergía: se fija como objetivo indicativo pasar de 45 Mtep en 1997 a 135 Mtep en 2010 (exactamente el triple). En el Anexo 1 del Libro Blanco se proponen las medidas concretas para poner en marcha la estrategia a seguir.

En noviembre de 2000 la Comisión Europea adoptó un Libro Verde sobre seguridad en el suministro. En el mismo se parte de que en ese momento se importaba el 50% de las necesidades de energía, con estimación de crecimiento hasta el 70% en 2030 caso de continuar la tendencia. También se constataba que la demanda de energía en la UE estaba creciendo a un ritmo anual del 1-2%. El Libro Verde plantea 13 preguntas que servirían de marco a un debate general. La conclusión unánime fue que el consumo de energía debe ser orientado y guiado. Las conclusiones del Consejo Europeo de Barcelona en marzo de 2002 plantean la necesidad de mejorar la eficiencia energética con vistas al año 2010 y la adopción rápida de propuestas sobre impuestos a la energía. El Libro Verde propone una estrategia de diversificación de las importaciones de energía, reducir el consumo de energía mediante mejoras en la eficiencia energética e incrementar el uso de las energías renovables.

En 2001 se adoptó la Directiva 2001/77/EC del Parlamento Europeo y del Consejo sobre promoción de electricidad producida por fuentes de energía renovable en el mer-

cado interno de electricidad. La directiva establece como objetivo incrementar la participación de las energías renovables en la generación de electricidad, de manera que supongan el 22% del consumo eléctrico bruto en 2010 (partiendo de una participación del 14%). El objetivo del 22% para UE-15 pasó a ser del 21% para UE-25. Se establece que los Estados miembros tienen que fijar sus propios objetivos para un horizonte temporal de 10 años, teniendo en cuenta el objetivo europeo y los compromisos nacionales adquiridos con el Protocolo de Kyoto.

La Directiva sobre comercio de emisiones en la UE fue adoptada en 2003 con el fin de instaurar el mercado interno (en la UE) de permisos de emisiones de gases de efecto invernadero. En Fagernäs *et al.* (2006) se concluye que el comercio de emisiones incrementará el precio de la electricidad, y con ello los costes de la energía en cada uno de los sectores de actividad, y mejorará la competitividad de las energías renovables en todos los países de la UE. Este comercio de emisiones en un principio aumentará la incertidumbre de los inversores, por lo que sin incentivos nacionales las inversiones podrían retrasarse. A largo plazo se prevé que el comercio de emisiones reemplace a la mayor parte de incentivos nacionales para la promoción de las energías renovables.

La Directiva 2003/30/EC del Parlamento Europeo y del Consejo sobre promoción del uso de biocarburantes y otros carburantes renovables para el transporte en sustitución de gasolina y diesel, pretende contribuir a los objetivos de cumplimiento de los compromisos en materia de cambio climático, seguridad en el suministro con respeto al medio ambiente y promoción de las energías renovables. En esta directiva, se establece

un objetivo europeo indicativo del 5,75% de sustitución de carburantes convencionales para el transporte por biocarburantes en diciembre de 2010, con un objetivo del 2% para diciembre de 2005. Para que se puedan alcanzar todos estos objetivos la Directiva anterior, junto con la Directiva 2003/96/EC que reestructura el marco comunitario para la imposición de energía y electricidad, establece un marco para medidas fiscales y otras medidas nacionales para la promoción de los biocarburantes.

En el año 2003 se concluye una reforma importante de la Política Agrícola Común de la UE, dando lugar al Reglamento N.º 1782/2003 del Consejo. Los pagos a los agricultores ya no estarán vinculados a los niveles de producción. Todo agricultor que reciba pagos directos deberá observar ciertos requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que se especifican en el Reglamento. Antes de esta reforma, el apoyo a los cultivos energéticos, que son los que se utilizan en la producción de los biocarburantes, así como en la producción de energía térmica y eléctrica a partir de biomasa, se concretaba en la posibilidad de dedicar a cultivos energéticos las tierras retiradas de la producción, los cuales representan la mayor proporción de producción no alimentaria en tierras retiradas. El Reglamento establece ayudas para cultivos energéticos de 45 euros por hectárea y por año. Además los Estados miembros están autorizados a abonar una ayuda nacional por un importe máximo del 50% de los costes derivados de la implantación de cultivos permanentes en las superficies que hayan sido objeto de una solicitud de ayuda a los cultivos energéticos (modificación de 2006).

La Directiva 2004/8/EC del Parlamento Europeo y del Consejo trata la promoción

de la cogeneración, por la que se genera electricidad y se aprovecha también el calor que se origina como producto secundario. Las ventajas de la cogeneración son el ahorro de energía, la mejora en la seguridad en el suministro y la eficiencia en costes. A corto plazo la intención de la Directiva es apoyar las instalaciones existentes de cogeneración y crear las condiciones en las que se tiene que desarrollar el mercado. A medio y largo plazo la intención de la Directiva es promocionar nuevas centrales de cogeneración de alta eficiencia.

El Plan de Acción de la Biomasa⁵ (Comisión Europea, diciembre de 2005), presenta medidas para el desarrollo de energía procedente de madera, cultivos agrícolas y residuos, creando incentivos para su uso y eliminando barreras para el desarrollo del mercado. De esta forma, se dice en el Plan, Europa puede disminuir su dependencia de combustibles fósiles así como reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y estimular la actividad económica en zonas rurales. En la introducción se cita una resolución del Parlamento Europeo de septiembre de 2005: «La biomasa tiene muchas ventajas sobre otras fuentes de energía convencionales, así como sobre otras energías renovables, en particular, costes relativamente bajos, menor dependencia de cambios meteorológicos a corto plazo, promoción de estructuras económicas regionales y provisión de fuentes alternativas de ingresos para los agricultores». En el Anexo 1 de este plan se presenta una lista con las 31 medidas diseñadas. En su Anexo 3 se

⁵ La definición de biomasa que se utiliza en las directivas de la UE es la siguiente: «Biomasa es la fracción biodegradable de productos, deshechos y residuos de la agricultura (incluyendo sustancias vegetales y animales), silvicultura e industrias relacionadas, así como la fracción biodegradable de los residuos municipales e industriales».

presenta un escenario sobre producción de bioenergía en la UE para 2010, compatible con los objetivos del 12% de energías renovables, el 21% de la generación de electricidad mediante fuentes renovables y el 5,75% en la participación de los biocarburantes en el consumo energético del transporte. Se propone para 2010 una producción de bioenergía de 149 Mtep (55 para generación eléctrica, 75 para usos térmicos y 19 como biocarburantes para el transporte), aunque se afirma que la UE tiene para 2010 un potencial (medido de manera muy conservadora) de 185 Mtep. Se estima que tal escenario permitiría una reducción de emisiones de gases de efecto invernadero de 209 millones de toneladas equivalentes de CO₂. Se señala que los biocarburantes para el transporte tienen la mayor intensidad para el empleo y la más alta seguridad de suministro que la biomasa para generación de electricidad da el mayor beneficio en reducción de gases de efecto invernadero y que la energía para usos térmicos producida a partir de biomasa es la más barata.

En cuanto a los residuos sólidos urbanos (R.S.U.), que como hemos comentado anteriormente también juegan un papel en la producción de bioenergía, hay varias Directivas importantes. La Directiva 75/442/EEC del Consejo, enmendada por la Directiva 91/156/EEC, pretende armonizar las prácticas sobre gestión de residuos a lo largo de la UE. Otorga prioridad a la reducción de residuos, a la recuperación y a la utilización de tecnologías limpias. Anima a los Estados miembros a utilizar los residuos como una fuente de energía. La Directiva 1999/31/EC del Consejo sobre vertederos establece que la parte biodegradable sin tratamiento de residuos que se arroja a los vertederos tiene que ser reducida y está prohibida en

algunos países desde 2005. La Directiva establece objetivos sucesivos para reducir la cantidad de residuos sólidos urbanos biodegradables que se arrojan a los vertederos: los residuos sólidos urbanos biodegradables deben ser reducidos en 2006 al 75% de la cantidad arrojada a vertederos en 1995, al 50% en 2009 y al 35% en 2016. La Directiva 2000/76/EC sobre incineración de residuos define un marco legal para este proceso. Pretende evitar o reducir la contaminación causada por emisiones a la atmósfera, al suelo, a las aguas superficiales y a las aguas subterráneas debidas a la incineración o coincineración de residuos. Introduce mayor severidad en cuanto a condiciones operativas y requerimientos técnicos y exige a los operadores la instalación de equipos de monitorización más sofisticados. La Directiva 2006/12/EC sobre residuos revoca la anterior 75/442/EC. En ella fueron revisados tres elementos principales: a) mejor definición de términos, b) introducción de objetivos medioambientales: reducción del impacto medioambiental desde su generación hasta su gestión, teniendo en cuenta su ciclo de vida, c) simplificación en general del marco vigente. Define una jerarquía en la gestión de residuos sólidos urbanos en el siguiente orden: 1) Prevención o reducción de producción de residuos. 2) Recuperación de residuos por medio del reciclaje, la reutilización y la recolección o cualquier otro proceso que permita extraer materias primas secundarias. 3) Uso de residuos como fuente de energía.

El Libro Verde sobre estrategia europea para una energía sostenible, competitiva y segura, de marzo de 2006, recoge la nueva realidad con la que se encuentra Europa en cuanto a la energía; plantea cuestiones para el debate y presenta sugerencias así como

opciones que podrían sentar la base de una nueva política energética europea de carácter general. La cuestión fundamental es determinar si existe un acuerdo en la necesidad de desarrollar una estrategia energética común europea, y si la sostenibilidad, la competitividad y la seguridad de abastecimiento deben ser los principios que la sustenten. Tal como se recoge en el Libro Verde, el mercado de energía renovable de la UE tiene un volumen de negocio anual de 15.000 millones de euros (la mitad del mercado mundial), emplea a unas 300.000 personas y es un exportador de primer orden. El Libro Verde formula varias propuestas concretas para alcanzar los tres objetivos. Se anuncia que la Comisión presentará una guía sobre la energía renovable, que contenga medidas específicas, metas y objetivos, nueva directiva comunitaria sobre calefacción y refrigeración, plan detallado para estabilizar y reducir gradualmente la dependencia comunitaria del petróleo importado, así como iniciativas de investigación, demostración y aplicación comercial para acercar a los mercados las fuentes de energía limpia y renovable.

La Comisión Europea ha presentado el 23 de enero de 2008 una propuesta para una directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la promoción del uso de energía de fuentes renovables, en la que quiere establecer un marco común. Para cada uno de los 27 países de la Unión se establece un objetivo vinculante sobre qué porcentaje mínimo del consumo final de energía debe proceder de fuentes renovables en el año 2020. Tal porcentaje varía de unos países a otros, en un rango que va desde el 10% hasta el 49% (10% para Malta, 11% para Luxemburgo, 13% para Bélgica, República Checa, Chipre y Hungría, países con menor porcentaje. Finlandia con

el 38%, Letonia 42% y Suecia 49% son los países con mayor porcentaje). A España le corresponde el 20%, que coincide con el nivel global que se debe alcanzar en el conjunto de la UE. Asimismo se establece para cada Estado miembro como objetivo mínimo vinculante que el 10% del consumo final de energía en transporte en 2020 debe proceder de fuentes renovables (fundamentalmente biocarburantes). Para conseguir estos objetivos, cada país debe adoptar un plan de acción nacional que tiene que comunicarse a la Comisión antes del 31 de marzo de 2010. En la propuesta se establecen reglas referentes a garantías de origen, procedimientos administrativos y conexiones a la red eléctrica en relación a las fuentes renovables de energía, así como criterios de sostenibilidad ambiental para los biocarburantes y otros biolíquidos (combustibles líquidos producidos a partir de biomasa para usos energéticos): el ahorro en emisiones de gases de efecto invernadero debe ser al menos del 35%, no pueden ser cultivados en tierras con alto valor en biodiversidad, ni tampoco en tierras con un alto stock de carbono en el suelo (como humedales o zonas arboladas).

3. SITUACIÓN ACTUAL DE LA BIOENERGÍA EN LA UNIÓN EUROPEA

Como es habitual en los informes del *EurObserv'ER Barometer* (que constituyen la fuente de la que se han obtenido los datos numéricos que aparecen en este apartado, mientras no se cite otra fuente), y tal como se ha hecho en la Introducción, vamos a distinguir cuatro fuentes energéticas diferentes, al referirnos a la bioenergía: biomasa sólida, residuos sólidos urbanos, biogás y biocarburantes.

3.1. Biomasa sólida

De acuerdo con la terminología que utiliza el Instituto para la Diversificación y Ahorro de Energía (IDAE), el aprovechamiento térmico o eléctrico de la materia orgánica de origen vegetal o animal, excluyendo los biocarburantes, el biogás y los residuos sólidos urbanos, constituye la energía de la biomasa sólida. Dependiendo del origen y composición de cada uno de los materiales y residuos utilizados, la biomasa se divide en primaria y residual:

Primaria: formada por cultivos energéticos, que son cultivos de especies vegetales destinados específicamente a la producción de biomasa para uso energético. Entre las especies agrícolas para producción de biomasa lignocelulósica podemos citar el cardo, el sorgo, la *brassica carinata* o la colza etíope, entre otras. Entre las especies forestales leñosas se pueden citar, entre otras, el chopo, el sauce, el eucalipto. Y finalmente, el *miscanthus* entre las especies de pastos.

Residual o secundaria: residuos forestales (como los generados en operaciones de limpieza o poda), residuos agrícolas leñosos (como podas de olivos, viñedos y frutales), residuos agrícolas herbáceos (como la paja de cereales de invierno o el cañote del maíz), residuos de industrias forestales y agrícolas (astillas, cortezas, serrín, huesos de aceitunas, cáscaras de frutos secos, cascarilla de arroz, etc.).

La producción de energía primaria procedente de biomasa sólida en los 25 países de la Unión Europea en 2006 fue de 62,4 millones de toneladas equivalentes de petróleo (Mtep). La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 59,3 en 2005, de 55,6 en 2004 y 52,5 en 2003. Por tanto, el incremento anual de la pro-

ducción fue del 5,9% en el año 2004, 6,7% en 2005 y 5,3% en 2006.

Los principales países de la Unión Europea productores de energía primaria procedente de biomasa sólida son (en Mtep): Francia (9,6), Suecia (8,9), Alemania (8,8), Finlandia (7,4), lo cual supone que entre los cuatro producen el 55,8% del total de la Unión Europea. A continuación están España (4,32), Polonia (4,29), Austria (3,35) y Portugal (2,73). Si se considera el indicador de producción per cápita, el *ranking* es (en tep/habitante): Finlandia (1,41), Suecia (0,98), Letonia (0,86), Estonia (0,52), Austria (0,40), Portugal (0,25) etc. Francia (0,15) ocupa el puesto número 11, Polonia (0,11) el 12, Alemania (0,10) el 13 y España (0,09) el 15.

Un estudio realizado por EurObserv'ER con una muestra de países que supone el 69,5% de la producción en la UE concluye que la aportación a la producción de energía primaria procedente de biomasa sólida responde a la siguiente distribución: el 42,3% procede de biomasa primaria, el 29,2% de residuos forestales o de industrias forestales, el 20,5% de licor negro (residuo de la industria de producción de papel) y el 8% de otros residuos de origen agrícola, ganadero o industrial.

Según el IDAE (2007a), cerca del 83% de esta energía se dedica a usos térmicos y el 17% a la producción de electricidad en la Unión Europea. Por tanto, las aplicaciones térmicas con producción de calor y agua caliente sanitaria son las más comunes dentro de este sector de la biomasa sólida. La producción térmica sigue una escala de usos que comienza en las estufas o calderas individuales utilizadas tradicionalmente en los hogares. Sigue en las calderas diseñadas para un edificio de viviendas que proporcionan agua caliente y calefacción a las casas. Continúa con las instala-

ciones llamadas *district heating* (muy extendidas en el Norte y Centro de Europa), cada una de las cuales es una red centralizada que proporciona calor y agua caliente a urbanizaciones, edificios públicos, centros deportivos o complejos comerciales. Por último, los consumos térmicos de determinadas industrias también son abastecidos por calderas de biomasa, aprovechando residuos de las industrias agroforestales para producción de calor que, en algunos casos, es acompañado de producción eléctrica (cogeneración).

La producción de electricidad procedente de biomasa sólida en los 25 países de la Unión Europea en 2006 fue de 45,85 TWh⁶. La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 41,64 en 2005, 38,0 en 2004 y 28,37 en 2003. Por tanto, el incremento anual de la producción fue del 33,9% en el año 2004, 9,5% en 2005 y 10,1% en 2006. La producción de electricidad en la UE a partir de biomasa sólida tiene lugar en grandes plantas de generación que utilizan sólo biomasa o bien en plantas que utilizan una mezcla de biomasa y carbón (cocombustión). Por otra parte, algunas plantas sólo producen electricidad mientras que en otras se aprovecha la electricidad pero también el calor que se genera como producto secundario (cogeneración). En el año 2006 el 71,2% de la electricidad producida en la UE a partir de biomasa sólida tenía lugar en centrales de cogeneración.

Finlandia es el país del mundo que más se nutre de energía procedente de biomasa sólida, la cual supone el 30% de su consumo total de energía primaria y aproximadamente el 20% de su producción de electri-

cidad. En Finlandia se favorece la producción de calor y electricidad procedente de la biomasa con la exención total del impuesto sobre la energía pagado por los consumidores finales. Además hay subvenciones, que pueden llegar hasta el 30%, a las inversiones en plantas de generación eléctrica con biomasa. Para financiar la producción de electricidad procedente de fuentes renovables se utiliza la recaudación que se obtiene con un impuesto sobre el CO₂ aplicable a combustibles fósiles.

3.2. Residuos sólidos urbanos renovables (transformados en energía por incineración)

Según los últimos datos disponibles facilitados por Eurostat⁷, la cantidad de residuos sólidos urbanos (R.S.U.) generados en UE-25 en el año 2006 fue de 243.207 miles de toneladas, lo cual supone una media de 525 Kg por persona y año. Los países que generaron mayor cantidad de R.S.U. fueron Alemania (46.653 miles de ton.), Reino Unido (35.528), Francia (34.843), Italia (32.200) y España (25.532). Los que generaron mayor cantidad media por habitante fueron Irlanda (804 Kg), Chipre (745), Dinamarca (737), Malta (652) y Holanda (625).

De esos residuos generados en el año 2006, la cantidad depositada en vertederos en los países de UE-25 fue de 95.341 miles de toneladas, lo cual supone un 39,2% de los residuos producidos y una cantidad media de 206 Kg. por persona y año. Los países que depositaron mayor cantidad de

⁶ TWh: 1 terawatio hora = mil millones de kilowatios hora.

⁷ Véase *Environmental Data Centre on Waste*, dentro de *Environment and Energy* en la página web de Eurostat. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=3155,70491033,3155_70521316&dad=portal&_schema=PORTAL

residuos en vertederos en 2006 fueron Reino Unido (21.335 miles de toneladas), Italia (16.700), España (12.645), Francia (12.098) y Polonia (8.987). En términos per capita: Chipre (652 Kg.), Malta (562), Holanda (562), Grecia (386) y Hungría (376).

Análogamente, 48.402 miles de toneladas de residuos fueron incinerados en UE-25 en 2006, lo cual supone un 19,9% de los residuos generados y una cantidad media de 104 Kg. por persona y año. Los países que incineraron mayor cantidad de R.S.U. fueron Alemania (14.783 miles de toneladas), Francia (11.515), Italia (3.800), Reino Unido (3.302) y Dinamarca (2.200). En cuanto a cantidad media por persona y año, los países con valores mayores fueron Dinamarca (405), Luxemburgo (266), Suecia (233), Holanda (213) y Francia (183). Hay bastantes países cuya cantidad de residuos incinerados fue nula en el año 2006: Irlanda, Grecia, Chipre, Lituania, Malta y Rumanía.

Por tanto, según los datos de Eurostat, el destino de los R.S.U. generados en los 25 países que componían la Unión Europea en el año 2006 fue: reciclaje y compostaje, 40,9%, vertido el 39,2% e incineración el 19,9%.

En este apartado se estudia la energía recuperada por incineración de los R.S.U. No todos los residuos que se incineran permiten la recuperación de energía. Por ejemplo, Francia, país líder en la recuperación de energía a partir de los R.S.U., dispone de 130 plantas de incineración de residuos, 18 de las cuales no recuperan la energía producida en la incineración. De hecho, al referirse a los posibles destinos de los R.S.U. algunos trabajos distinguen entre incineración con recuperación de energía e incineración sin recuperación. En las estadísticas de Eurostat no aparece tal distinción.

La producción de energía primaria procedente de incineración de R.S.U. en los 25 países de la UE-25 en el año 2007 fue de 6,14 millones de toneladas equivalentes de petróleo (Mtep). La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 5,78 en 2006, 5,14 en 2005 y 5,14 en 2004. Por tanto, el incremento anual de la producción fue del 0% en el año 2005, 12,45% en 2006 y 6,2% en 2007.

Los principales países de la Unión Europea productores de energía primaria recuperada de incineración de R.S.U. son (datos de 2007 de *EurObserv'ER*): Francia (1,142 Mtep), Alemania (1,069), Italia (0,886), Dinamarca (0,740), Holanda (0,650), Reino Unido (0,404) y España (0,325). Si se considera el indicador de producción per capita, el *ranking* es: Dinamarca (135,9 tep / 1000 habitantes), Holanda (39,7), Suecia (33,6), Luxemburgo (30,0), Francia (18,0) y Bélgica (17,5), ocupando Italia (15,0) el puesto número 8, Alemania (13,0) el 10 y España (7,3) el 12.

La producción de electricidad procedente de incineración de R.S.U. en los 25 países de la UE-25 en 2007 fue de 13,96 TWh. La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 12,92 en 2006, 11,71 en 2005 y 9,99 en 2004. Por tanto, el incremento anual de la producción fue del 17,22% en el año 2005, 10,33% en 2006 y 8,05% en 2007. La producción de electricidad en la UE a partir de esta fuente se realiza en plantas, algunas de las cuales sólo producen electricidad mientras que en otras se aprovecha la electricidad pero también el calor que se genera como producto secundario (cogeneración). En el año 2007 el 66,72% de la electricidad producida en la UE-25 procedente de incineración de R.S.U. tenía lugar en centrales de cogeneración. Algunos países del norte de Europa, como

Suecia, Noruega y Dinamarca, recuperan energía a partir de la incineración de residuos en forma de calor vía cogeneración, a lo cual ayuda el hecho de que en esos países existen numerosas redes centralizadas de calefacción urbana (*district heating*).

Dinamarca es el país de la UE con mayor implicación en la valorización energética de sus desechos. Cuenta con unas treinta plantas incineradoras. La cogeneración está muy desarrollada y también hay mucha presencia de sistemas de *district heating* en el país. Las plantas de cogeneración conectadas a la red eléctrica con anterioridad al 12 de abril de 2004 tienen un subsidio a su producción eléctrica, en una cantidad que varía entre 0,9 y 1,3 céntimos por kWh que se añade a los precios de mercado. La política sobre incineración de residuos en Dinamarca tiene una tradición de más de 100 años. En Dinamarca está prohibido el vertido de R.S.U. susceptibles de incineración. Por otra parte, todas las actividades de gestión y procesado de R.S.U. están sujetas al principio de no tener fines lucrativos.

Francia es el país que más energía primaria produce en términos absolutos en este apartado aunque ocupa el quinto lugar en producción per capita. Alemania es el segundo país productor de energía a partir de R.S.U., siendo el primero (por delante de Francia) en la cantidad de R.S.U. incinerados. Francia es el país que cuenta con mayor número de plantas incineradoras (130). En Francia, la electricidad producida a partir de residuos se beneficia de un precio de compra entre 4,5 y 5 céntimos por kWh más un bonus por eficiencia energética que varía entre 0 y 0,3 céntimos por kWh. El sector de incineración de residuos ha crecido mucho en Alemania en los últimos años, siendo muy grande su capaci-

dad de tratamiento, bastante mayor que la cantidad de residuos que genera. Este exceso de capacidad puede llevar al cierre de algunas plantas o a la importación de residuos, como ya ha ocurrido con la importación procedente de Italia.

3.3. Biogás

Se denomina metanización al proceso de fermentación anaeróbica de los componentes orgánicos de los residuos. Dicha fermentación es producida por bacterias que se desarrollan en ambientes carentes de oxígeno. Durante el proceso de transformación de la materia orgánica, llamado digestión, dichas bacterias producen un gas denominado por su origen biogás.

El biogás se obtiene a partir de distintos tipos de depósitos. Puede proceder de la metanización natural de los residuos sólidos urbanos depositados en los vertederos (desgasificación de vertederos) o puede ser producida en digestores anaeróbicos (metanización voluntaria). La digestión anaerobia puede aplicarse, entre otros, a excedentes de cosechas, cultivos energéticos, residuos agrícolas, residuos ganaderos (como purines o estiércol), lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales o efluentes industriales. Estos residuos se pueden tratar de forma independiente o conjunta (codigestión). El biogás resultante de aguas residuales urbanas y efluentes industriales generalmente es producido en las mismas plantas depuradoras. Los residuos agrícolas y ganaderos pueden ser tratados en pequeñas plantas de biogás a escala de granja o grupo de granjas.

La composición del biogás, dependiendo del sustrato y del tipo de tecnología utilizada, puede ser la siguiente: 50-70% de me-

tano (CH_4), 30-40% de anhídrido carbónico (CO_2) y una cantidad inferior al 5% de hidrógeno (H_2), ácido sulfhídrico (H_2S) y otros gases. El biogás puede tener diferentes usos: generación de calor y electricidad en una caldera, generación de electricidad en motores y turbinas, pilas de combustible previa realización de una limpieza de H_2S y otros contaminantes de las membranas, introducción en una red de transporte de gas natural previa purificación y agregación de los aditivos necesarios, material de base para la síntesis de productos de elevado valor añadido como el metanol o el gas natural licuado y como combustible de automoción (IDAE, 2007d).

Según el CIEMAT, 1 m^3 de biogás (70% de CH_4 + 30% de CO_2) tiene un poder calorífico aproximado de 6.000 kcal y tiene la siguiente equivalencia con otras fuentes de energía: 0,8 l de gasolina, 0,6 m^3 de gas natural, 6,9 kWh de electricidad, 1,5 kg de madera, 0,71 l de fuel-oil, 0,3 kg de carbón, 1,2 l de alcohol combustible.

La producción de biogás en los países de la UE-25 en el año 2007 fue de 5,90 millones de toneladas equivalentes de petróleo (Mtep). La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 4,90 en 2006, 4,70 en 2005, 4,28 en 2004 y 3,91 en 2003. Por tanto, el incremento anual de la producción fue del 9,46% en el año 2004, 9,81% en 2005, 4,26% en 2006 y 20,41% en 2007.

La principal fuente de obtención de biogás en la UE-25 la constituyen los vertederos (49,2%), el 15,0% del biogás producido en 2007 procede de plantas de depuradoras de aguas residuales y el 35,7% de «otras fuentes», que son principalmente plantas de producción de biogás en unidades agrícolas y forestales (que son

las que más están creciendo en la UE en los últimos años).

Los principales países de la Unión Europea productores de biogás son (datos de 2007 de *EurObserv'ER*, en Mtep): Alemania (2,38), Reino Unido (1,62), Italia (0,41), España (0,33), Francia (0,31) y Holanda (0,17). Si se considera el indicador de producción per cápita (tep/1.000 hab.), el *ranking* es: Alemania (29,0), Reino Unido (26,7), Luxemburgo (21,0), Dinamarca (18,0), Austria (16,8), Holanda (10,6), ocupando España (7,4) el puesto número 10, Italia (6,9) el 12 y Francia (4,9) el 14.

La producción de electricidad procedente de biogás en los países de la UE-25 en 2007 fue de 19,94 TWh. La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 16,97 en 2006, 13,40 en 2005 y 12,80 en 2004. Por tanto, el incremento anual de la producción fue del 4,69% en el año 2005, 26,64% en 2006 y 17,50% en 2007. El 58,4% de la electricidad producida en la UE-25 procedente de biogás tenía lugar en centrales de cogeneración.

Alemania es el mayor productor de biogás en la UE, tanto en términos absolutos como en producción por habitante. En el año 2007, prácticamente se ha duplicado la cantidad que producía en 2003. El 71,2% de su producción procede de pequeñas unidades de metanización ubicadas en granjas (3.750 a finales del año 2007), que se han beneficiado de distintos sistemas de incentivos, como la posibilidad de recibir una subvención de 15.000 euros por instalación de unidades de metanización con capacidades menores de 70 kW_e y la posibilidad de suscribir préstamos con tipos de interés bajos. En 2009 la prima por electricidad producida desde el biogás de origen agrícola subirá de 6 a 7 c/kWh, a

lo que debe añadirse otra prima para unidades de producción que utilicen más del 30% de estiércol u otra prima si el residuo principal procede de la limpieza de espacios naturales verdes y otra prima por co-generación. Alemania se fija como objetivo reemplazar el 10% de gas natural por biogás en el año 2030.

En el Reino Unido, en el año 2007, el 88,2% del biogás procede de vertederos. En el Reino Unido funciona desde el año 2002 el sistema de certificados verdes para promocionar las energías renovables. Este sistema exige a las compañías eléctricas incrementar cada año el porcentaje de electricidad procedente de fuentes renovables (desde el 3% en 2002-2003, 7,9% en 2006-2007, 10,4% en 2010, hasta el 15,4% en 2015). Durante el período 2006/2007 el biogás procedente de vertederos fue la principal fuente de energía renovable que se benefició del sistema, con el 28% del total de certificados verdes presentados, algo más que la energía eólica.

3.4. Biocarburantes

Llamamos biocarburantes a los combustibles líquidos de origen biológico que por sus características físico-químicas resultan adecuados para sustituir a la gasolina o al gasóleo, bien sea de manera total, en mezcla con estos últimos o como aditivo (IDAE, 2006).

Los biocarburantes más utilizados en la actualidad son el bioetanol, que sustituye a la gasolina, y el biodiésel, que sustituye al gasóleo. El bioetanol se obtiene mediante la fermentación de los azúcares presentes en plantas como la caña de azúcar o la remolacha, o mediante la hidrólisis y la fermentación del almidón obtenido del maíz y

otros cereales. El biodiésel se obtiene tras someter a los aceites vegetales (soja, palma, girasol o colza, principalmente) a un proceso industrial de transesterificación. La mayor parte del biodiésel y cerca de un 80% del bioetanol producidos en el mundo se utilizan como combustibles para transporte. El resto sirve como insumo en la fabricación de bebidas alcohólicas y en otras industrias como la farmacéutica (Alonso, 2008).

En realidad, la práctica reserva los términos de bioetanol y biodiésel para las aplicaciones energéticas. Cuando tales productos se emplean en otros sectores se habla normalmente de etanol y ésteres metílicos, respectivamente.

El sector del transporte consume un 30% de toda la energía utilizada en el mundo. Esta cifra se eleva en la Unión Europea al 32% y en España al 39% (IDAE, 2006). Por otra parte, en el informe de la Comisión de la UE sobre la evolución de los biocarburantes, del 10 de enero de 2007, se destaca la simulación realizada a partir del modelo PRIMES, según la cual entre 2005 y 2020 en los países de la UE-25 el aumento medio anual de emisiones de CO₂ se estima en 126 Mt, de las que 77 (es decir, el 61,11%) proceden del transporte. En dicho informe se destaca cómo con la promoción de los biocarburantes en la UE se pretende mejorar la seguridad en el suministro energético y contribuir a la lucha contra el cambio climático.

Tal como señala Alonso (2008), un litro de bioetanol contiene dos tercios de la energía de un litro de gasolina, pero a cambio tiene un mayor octanaje y presenta propiedades oxigenantes (contribuyendo a mejorar la potencia y el proceso de combustión interna del motor), lo que permite reducir el

volumen de emisiones contaminantes. En climas fríos el bioetanol puede presentar problemas de mezcla con la gasolina y, debido a sus propiedades corrosivas, los motores convencionales deben ser modificados para funcionar adecuadamente con mezclas superiores al 10%. El biodiésel contiene un 90% de la energía de un litro de gasóleo convencional, contribuye a mejorar el rendimiento del motor y es sensible a bajas temperaturas.

El consumo de biocarburantes destinados al transporte en los países de la UE-25 en el año 2007 fue de 7,58 millones de toneladas equivalentes de petróleo (Mtep). La cantidad correspondiente en los años anteriores había sido de 5,60 en 2006, 2,99 en 2005 y 1,93 en 2004. Por tanto, el incremento anual del consumo fue del 54,92% en el año 2005, 87,29% en 2006 y 35,36% en 2007. En el año 2007, el total del consumo de biocarburantes para el transporte en la UE-25 se repartió de siguiente modo (por su contenido energético): biodiésel 75,0%, bioetanol 15,2% y otros aceites vegetales 9,8%.

Los principales países de la Unión Europea consumidores de biocarburantes destinados al transporte son (datos de 2007 de *EurObserv'ER* en Mtep): Alemania (4,00), Francia (1,43), Austria (0,39), España (0,37), Reino Unido (0,35) y Suecia (0,28). Obsérvese que Alemania consumió en 2007 más del 50% del total en la UE-25.

Según la EBB (*European Biodiesel Board*), que agrupa a los mayores productores de biodiésel de la UE, la producción de biodiésel en la UE-25 fue de 5,67 Mtep en el año 2007, un 16,19% más que en 2006. Los países que están a la cabeza en este apartado son: Alemania (2,89), Francia (0,87), Italia (0,36), Austria (0,27), Portugal (0,18) y España (0,17). En cuanto a la pro-

ducción de bioetanol, cada una de las dos asociaciones representando a las empresas europeas del sector ha presentado su propia estimación de la producción. La UEPA (*European Union of Etanol Producers*) estima que la producción de bioetanol, como carburante, en la UE 25 fue en 2007 de 1.708 millones de litros (13,25% más que en 2006), siendo los principales países productores Francia (550 millones de litros), Alemania (399), España (383), Polonia (120) y Suecia (70). La EBIO (*European Bioethanol Fuel Association*) por su parte estima que tal producción en la UE-25 fue de 1.771 millones de litros (11,17% más que en 2006), siendo los principales países productores Francia (578 millones de litros), Alemania (394), España (348), Polonia (155) y Suecia (70)⁸.

Los dos países de la UE para los que la contribución de los biocarburantes sobre el total de carburantes utilizados en locomoción fue más importante en 2005 fueron Alemania (3,75%) y Suecia (2,23%). En ninguno de los demás países la contribución llegó al 1%, que fue la media en la UE. Ambos países promueven tanto los biocarburantes puros o con mezclas tanto altas como bajas compatibles con los actuales sistemas de distribución y con los motores usuales, y tienen también exenciones fiscales para biocarburantes, sin límites a la cantidad sujeta a las mismas. Ambos países han combinado la producción doméstica con las importaciones (desde Brasil en el caso de Suecia y desde otros Estados miembros en el caso de Alemania). Los dos países llevan a cabo importantes programas de investigación en biocarburantes y han tratado a los combustibles de primera

⁸ Todos los datos que aparecen en este párrafo se han obtenido del Biofuels Barometer de *EurObserv'ER* correspondiente a Junio de 2008.

generación como un puente hacia los de segunda generación. En los años 2005 y 2006 varios países han puesto en marcha obligaciones sobre biocarburantes, consistentes en instrumentos legales que exigen a los abastecedores de combustibles incluir determinado porcentaje de biocarburantes sobre el total de carburantes que ponen en el mercado. Algunos países están utilizando las obligaciones como un complemento a las exenciones fiscales, otros como una alternativa.

La política europea de fomento del uso de biocarburantes es posiblemente la que ha generado mayor polémica, tanto en los medios de comunicación como en la literatura científica (Eickout *et al.*, 2008), llegando incluso al propio Parlamento Europeo (AFP, 2008). Esta polémica tiene origen, especialmente, en el ya conocido debate «alimentos *versus* carburantes» (Ignaciuk *et al.*, 2006). Aunque también se destacan otras potenciales consecuencias de la producción masiva de biocarburantes: la deforestación (Righelato y Spacklen, 2007; Searchinger *et al.*, 2008), la reducción de la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos (Moriarty y Honnery, 2007), e incluso se cuestionan los beneficios de los biocarburantes en cuanto a la reducción de GEI (Edwards *et al.*, 2008; Searchinger *et al.*, 2008). No obstante, cabe destacar que la mayor parte de los inconvenientes asociados a los biocarburantes se refieren a los de primera generación (BPG), que se elaboran a partir de materias primas cultivadas en terrenos agrícolas. En cambio, las materias primas a partir de las que se obtendrían biocarburantes de segunda generación (BSG) pueden producirse en tierras agrícolas marginales e incluso en las tierras forestales, y en su elaboración se utilizan, principalmente, materias primas no alimentarias.

Merecen ser destacados los trabajos realizados por España por el CIEMAT (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas). En CIEMAT (2005) se realiza un análisis comparativo del etanol de cereales y de la gasolina. El objetivo del estudio es la evaluación y cuantificación de los impactos en el cambio climático y en el consumo de energía de los procesos de producción y uso de diferentes mezclas de bioetanol en comparación con la gasolina, analizando además las oportunidades para reducir dichos impactos ambientales a lo largo de la vida mediante el método ACV (Análisis de Ciclo de Vida). En CIEMAT (2006) se realiza un estudio similar, comparando el biodiésel y el diésel. Las principales conclusiones que obtienen son las siguientes: a) El balance energético de la producción de las mezclas estudiadas es tanto mejor cuanto mayor es el contenido de biocarburante en la mezcla. b) Las emisiones de CO₂ y de gases de efecto invernadero son tanto menores cuanto mayor es el contenido de biocarburante en la mezcla. c) Se identifican áreas de mejora como reducir el consumo de fertilizantes, reducir las labores culturales, optimizar el sistema de recogida de aceite para minimizar el número de viajes y maximizar la carga de los vehículos, etc. Otros documentos interesantes del CIEMAT son Varela y Sáez (2007) sobre estimación de costes de reducción del CO₂ por la utilización de biocarburantes, y Varela *et al.* (2006) sobre análisis económico y ambiental de ciclo de vida de biocarburantes en Europa.

En Julio de 2008 la *Renewable Fuels Agency* ha publicado el Informe Gallagher sobre los efectos indirectos de la producción de biocarburantes. En dicho informe, preparado para el gobierno del Reino Unido,

han participado gran cantidad de expertos y de instituciones y ha venido precedido de importantes debates y seminarios en diferentes lugares del mundo. La finalidad del Informe Gallagher ha sido examinar la escala de los efectos indirectos de la producción actual de biocarburantes, que se pueden producir por el cambio de uso de tierra agrícola y sus posibles efectos en el aumento de emisiones de los gases de efecto invernadero, y proponer soluciones. Se propone, entre otras cosas, que se debe evitar el cultivo de biocarburantes en tierras agrícolas que en otro caso serían dedicadas a la producción de alimentos. También se propone ralentizar la introducción de biocarburantes hasta que se hayan instaurado controles adecuados y se conozcan bien tales efectos indirectos. Asimismo, tal ralentización reduciría el impacto de los biocarburantes sobre los precios de los alimentos (sobre todo de semillas oleaginosas). El informe presenta algunos temas sobre los que existe un gran desconocimiento o incertidumbre y señala líneas interesantes de investigación para realizar en este campo.

Otros informes recientes de interés sobre el tema son los de Intermón-Oxfam (2008), OECD (2008), Rajagopal y Zilberman (Banco Mundial) (2007), Lee, Clark y Devereaux (2008), Edwards *et al.* (de la Comisión Europea) (2008) y Eickhout *et al.* (2008). Y en España, la publicación del IDAE (2006) y el artículo de Fernández (2008).

4. CONTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LOS CULTIVOS BIOENERGÉTICOS A LA POLÍTICA CLIMÁTICA DE LA UNIÓN EUROPEA

Tal como señala la Agencia Ambiental Europea (EEA), el aumento de la bioenergía

ofrece oportunidades significativas para Europa para reducir las emisiones de GEI y para mejorar la seguridad en el suministro de energía, aunque ello pudiera dar lugar a presiones ambientales significativas sobre las tierras de cultivo o sobre la biodiversidad biológica así como sobre el suelo y el agua. Por ello es importante preguntarse cuánta bioenergía puede producirse en Europa sin generar una presión excesiva sobre el medio ambiente y los recursos naturales y cómo puede contribuir la misma a la política climática europea.

El potencial técnico para producir cultivos bioenergéticos en Europa parece ser relevante, aunque hay que decir que las diferentes estimaciones de este potencial están fuertemente influenciadas por los supuestos que se hagan con respecto a la tierra disponible, los rendimientos de los cultivos y el grado de desarrollo tecnológico (Vries *et al.*, 2007). El cuadro n.º 1 muestra un resumen de las principales características y resultados de estudios recientes que analizan el potencial de los cultivos bioenergéticos (incluidos los destinados a la producción de biocarburantes) en Europa. Este cuadro muestra el periodo temporal cubierto por estos estudios, la demanda de tierra para la producción de cultivos bioenergéticos, el tipo de cultivos que se presume van a destinarse a la producción de biocarburantes u otros tipos de energía, los rendimientos energéticos medios y el potencial de ahorro de emisiones de carbono que se estima pueden generar estos cultivos. Debido a que la concepción geográfica de Europa difiere entre los estudios considerados, sus resultados en términos de demanda de tierra y producción de energía han sido recalculados considerando una base territorial común: la Europa de los 25 (UE-25).

Cuadro n.º 1
Estudios que analizan el potencial energético y de ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero de los cultivos energéticos en la UE-25⁽¹⁾

Referencia	Demanda de tierra (millones de ha) en la UE-25	Características de los cultivos bioenergéticos		Rendimientos energéticos t GJ ha ⁻¹ año ⁻¹	Potencial estimado		Horizonte temporal	Comentarios
		Combustibles líquidos o sólidos	Materia prima		EJ año ⁻¹	Mt CO ₂ año ⁻¹ (4)		
EEA (2007)	13,94	Bioetanol	Trigo, maíz, triticale, etc.	102-203	0,8	~19	2010	Producción de cultivos bioenergéticos compatibles con la protección ambiental en la UE-25
	17,95	Biodiesel	Colza, girasol, etc	66,3	1,1	~57	2020	
	20,16	Etanol lignocelulósico	<i>Miscanthus</i> , <i>switch grass</i> Fermentación paja y almidón	162 171-266	0,8	~42	2030	
Ericsson y Nilsson (2006)	10,6 26,7	Biogás SRC ⁽²⁾	Especies herbáceas Chopo, sauce, etc.	~114-129 ⁽³⁾ 137-177	1,1 2,9 5,1	~76 ~194 ~347	2010 2020 2030	Producción potencial de biomasa en la UE-27 utilizando los escenarios de uso del suelo y rendimientos energético 1, 2a and 2.b
				5,2-8,4 odt ha ⁻¹ año ⁻¹ (2)	1,5 3,9-5,0	~101 ~272- 345	10-20 20-40	
				7,2-11,2 odt ha ⁻¹ año ⁻¹				
Kavalov (2004)	~7-22 (5-27% de la tierra arable)	Bioetanol Biodiesel	Trigo, patata, remolacha, colza, girasol	46-150,5 (EU-15) 25,3-48,3 (EU-15)	0,25-0,76	~4,5-12	2005-2010	Potencial técnico actual y potencial en la UE-25
Smeets et al. (2007)	~13,6 (excedente de tierra agrícola potencial)	Biomasa leñosa (para calefacción, electricidad y biocarburantes)	Chopo, sauce, eucalipto, <i>miscanthus</i>	380-665 (20-35 odt ha ⁻¹ año ⁻¹ · 19 GJ t ⁻¹ odt)	~6,8	~469	2050	Sistemas de producción animal mixta (Sistema 1) en Europa occidental y del este

.../...

Cuadro n.º 1 (continuación)

Estudios que analizan el potencial energético y de ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero de los cultivos energéticos en la UE-25⁽¹⁾

Referencia	Demanda de tierra (millones de ha) en la UE-25	Características de los cultivos bioenergéticos		Rendimientos energéticos t GJ ha ⁻¹ año ⁻¹	Potencial estimado		Horizonte temporal	Comentarios
		Combustibles líquidos o sólidos	Materia prima		EJ año ⁻¹	Mt CO ₂ año ⁻¹ (4)		
Sims <i>et al.</i> (2006)	~6,6-18,3	Generación de electricidad	Diferentes cultivos bioenergéticos	(4-12 odt ha ⁻¹ año ⁻¹ · 7,4 GJ t ⁻¹ odt o 12,95 GJ t ⁻¹ odt)	0,20-1,63 0,34-2,84	12-94 (carbon equiv.)	2025	Escenarios del IPCC/SRES en Europa occidental y del este
Vries <i>et al.</i> (2007)	no disponible (para Europa)	Combustibles líquidos (etanol y Fisher-Tropsch diesel)	Biomasa leñosa (SRC), maíz y caña de azúcar	150 (media) (10 ton ha ⁻¹ año ⁻¹ valor calorífico bajo (15 GJ t ⁻¹)	~7,2-11,5	~363- 580	2050	Escenarios del IPCC/SRES A1 y A2 en Europa Occidental y del Este. Potencial económico de los biocarburantes para: <\$15 GJ ⁻¹

⁽¹⁾ Las estimaciones de demanda de tierra y de los potenciales energético y de ahorro de emisiones GEI de aquellos estudios que consideran una extensión territorial de Europa mayor a la de la UE-25, han sido recalculados para la UE-25 (Ovando y Caparrós, 2008). ⁽²⁾ Abreviaturas: SRC se refiere a cultivos leñosos de manejo en monte bajo (por su siglas en inglés short rotation coppices); odt se refiere a toneladas de materia seca (por sus siglas en inglés *oven dry tonnes*). ⁽³⁾ La EEA (2007) asume un potencial para el biogás de 21,6 MJ/m³ y una densidad de 0,67 m³/kg (peso seco), los rendimientos energéticos por ha corresponden a estimaciones propias que consideran el potencial energético de los cultivos destinados a la producción de biogás referidos por la EEA (2007). ⁽⁴⁾ Estimaciones propias considerando el potencial de ahorro de emisiones de GEI de los diferentes tipos de biocarburantes (bioetanol, biodiesel, etanol de celulosa) (IEA, 2004; Edwards *et al.*, 2007) y las emisiones de CO₂ por MJ estimadas por Sims *et al.* (2006) para diferentes combustibles fósiles (gasolina, diesel, gas natural, etc.). Se asume que la biomasa de los SRC se utiliza para la calefacción en sustitución del gasóleo.

Fuente: Elaboración propia.

Las estimaciones de demanda de tierra y la cantidad de energía que puede obtenerse de los cultivos bioenergéticos presentan variaciones considerables entre los estudios presentados en el cuadro n.º 1. Considerando una serie de criterios ambientales⁹ en línea con los establecidos por la UE para la producción doméstica de biocarburantes, la Agencia Ambiental Europea (EEA, 2007) estima que en 2020 una superficie cercana a las 13,4 Mha puede estar disponible para producir cultivos bioenergéticos en la UE-25. Este estudio estima que adicionalmente unas 4,5 Mha de pastizal y olivares podrían utilizarse para la producción de biomasa, si bien la conservación de estos terrenos en su uso actual puede ser también un objetivo político (EEA, 2007; Smeets *et al.*, 2007). Otros estudios consideran que superficies sustancialmente mayores (>30 Mha) podrían destinarse a la producción de cultivos bioenergéticos (Faaij, 2006; Smeets *et al.*, 2007¹⁰).

Actualmente no existe una respuesta clara sobre el grado de potencial de los biocarburantes para sustituir a los combustibles fósiles en el sector del transporte. La respuesta a si es posible o no cumplir con el objetivo del 10% de biocarburantes en el sector del transporte en 2020, haciendo uso exclusivo de materias primas producidas en la UE, depende en gran medida del

desarrollo a escala comercial de los biocarburantes de segunda generación (BSG). Los biocarburantes de primera generación (BPG), el bioetanol y el biodiesel, son combustibles que ya están disponibles en el mercado (Kavalov, 2004). No ocurre lo mismo con las tecnologías de BSG, como el procesamiento de etanol lignocelulósico o la conversión de biomasa a combustibles líquidos (Sims *et al.*, 2006). Otra diferencia importante entre los BPG y los BSG tiene que ver con el mayor inconveniente de los biocarburantes: la competencia con la producción de alimentos, que es aplicable al primer grupo, pero, como se ha mencionado antes, no necesariamente al segundo.

El gráfico n.º 1 puede darnos una idea de la potencial contribución de la producción doméstica de cultivos bioenergéticos al cumplimiento del objetivo del 20% de energías renovables y del 10% de biocarburantes de la UE en 2020. Atendiendo a los estudios del gráfico n.º 1, la producción de cultivos energéticos¹¹ podría aportar entre un 22% y un 42% del objetivo de energía procedente de fuentes renovables en la UE en 2020, aunque en este punto cabe recordar, que básicamente todos los estudios presentados en el gráfico n.º 1 asumen que en 2020 los BSG estarán disponibles a escala comercial. Si esto se cumple, el objetivo de biocarburantes de la UE puede lograrse dependiendo exclusivamente de la producción doméstica de materias primas, aunque habría que estimar si esta energía puede producirse con costes competitivos¹².

⁹ Destinar un 30% de la tierra arable a sistemas de producción agrícola compatibles con la protección ambiental, mantener las tierras agrícolas y pastizales que se encuentran en la actualidad en régimen de producción extensivo y los olivares y praderas, y retirar de la producción agrícola intensiva el 3% de las tierras con propósitos conservacionistas.

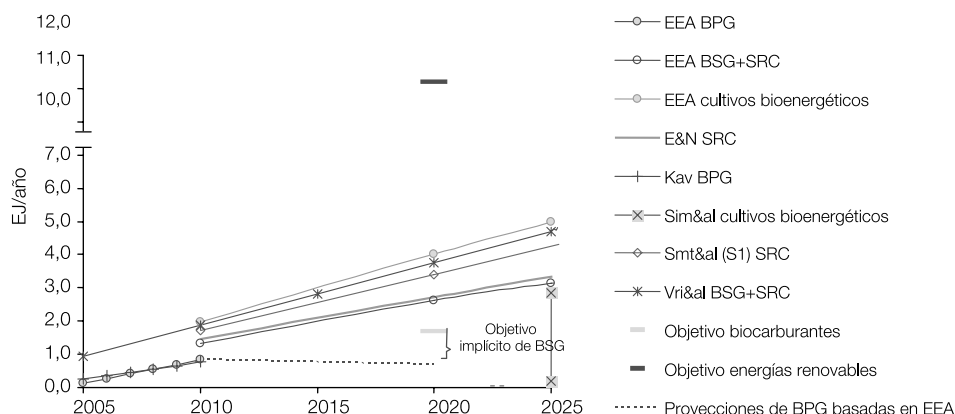
¹⁰ En el cuadro n.º 1 se presentan las estimaciones más conservadoras de Smeets *et al.* (2007). Estos autores analizan otros escenarios de producción de biocarburantes, asociados a sistemas de producción ganadera y agrícola más intensivos, que en principio supondrían que una mayor superficie de tierra esté disponible para la producción de energía.

¹¹ En este caso se consideran los cultivos bioenergéticos en general, los que pueden destinarse a la producción de biocarburantes o a otras formas de energía (Cuadro n.º 1).

¹² Aunque la producción doméstica sea factible, el mercado puede favorecer las importaciones de materias primas o directamente biocarburantes.

Gráfico n.º 1

Contribución potencial de los cultivos bioenergéticos a los objetivos de energías renovables y de biocarburantes de la UE-25 en 2020



Notas: La línea gruesa oscura indica el objetivo del 20% en energías renovables, en tanto que la línea gruesa clara el objetivo de biocarburantes del 10%, ambos para 2020 en la UE. Estas líneas se dibujan considerando las predicciones de consumo de energía final de Mantzos y Capros (2006) en la UE-25 en 2020. Esta figura muestra la contribución potencial, en términos energéticos (EJ año⁻¹), que diferentes estudios estiman procederá de cultivos bioenergéticos en Europa, así mismo el objetivo implícito para los biocarburantes de segunda generación estimado.

Abreviaturas: BPG: biocarburantes de primera generación; BSG: biocarburantes de segunda generación; EEA: *European Environmental Agency* (2007). E&N: Ericsson y Nilsson (2006); Kav: Kavalov (2004); Sim&al: Sims *et al.* (2006); Smt&al (S1): Smeets *et al.* (2007) (sistema de producción animal 1); SRC: *short rotation coppices*; Vr&al: Vris *et al.* (2007).

Fuente: Elaboración propia.

No obstante, como muestra la línea discontinua del gráfico n.º 1 (basada en nuestras propias estimaciones a partir de datos de la EEA sobre la contribución potencial de los BPG¹³), en caso de que los BSG no se encuentren completamente operativos en 2020, el objetivo de biocarburantes no podrá ser al-

canzado dependiendo exclusivamente de la producción doméstica. De hecho, la demanda de tierras para lograr el objetivo de los biocarburantes con tecnologías BPG, prácticamente dobla la necesidad de tierras si este fuera a cumplirse con tecnologías BSG¹⁴.

¹³ Nuestras proyecciones de potencial contribución de los BPG al objetivo de biocarburantes de 2020 se basan en las estimaciones de la superficie de terreno y los rendimientos energéticos medios (GJ por ha) de la EEA (2007) para cultivos de los que puede obtenerse bioetanol y etanol lignocelulósico (ELC) en 2020. En este caso, se asume que la tecnología del ELC no está operativa en 2020, y que por tanto, la superficie que en principio sería destinada a los cultivos de ELC, se utiliza para la producción de bioetanol, cuyo rendimiento energético es inferior al del ELC.

¹⁴ Basados en las estimaciones de rendimientos de energías de los BPG de la EEA (2007), se estima que para producir la misma cantidad de energía los BPG requieren más del doble de tierra que los BSG. El objetivo implícito de los BSG se estima suponiendo que toda la tierra apta para la producción de cultivos bioenergéticos herbáceos (la superficie que la EEA (2007) supone se utilizará para producir bioetanol, biodiesel y bioetanol lignocelulósico) se destine a producir BPG, en cuyo caso sólo puede producirse una cantidad de energía equivalente al 40% del objetivo de biocarburantes fijado por la UE.

Asumiendo que el objetivo de biocarburantes debe alcanzarse básicamente con la producción doméstica, el 10% de biocarburantes en el sector transporte tendría un objetivo implícito de los BSG del 6% (la parte de ese 10% que no puede lograrse con los BPG). Dados los problemas asociados a los BPG y ante el riesgo de que la opinión pública interprete que estos problemas son comunes a todos los tipos de biocarburantes, sería conveniente definir un objetivo basado exclusivamente en los BSG (e.g. el actual objetivo implícito) y limitar o incluso eliminar la participación de los BPG en el objetivo de la UE.

En cuanto a la reducción de emisiones de GEI, cabe destacar que hoy en día, los únicos biocarburantes que parecen producir un ahorro de emisiones (considerando los efectos indirectos) son el bioetanol de caña de azúcar producido en Brasil, el biogás comprimido y los biocarburantes de segunda generación (IEA, 2004). Las emisiones indirectas totales (i.e. a través de cambios de uso del suelo) relacionados a los BPG producidos en la UE pueden potencialmente ser superiores a las emisiones mitigadas con la sustitución de combustibles fósiles por estas fuente energéticas (Edwards *et al.*, 2008). Por lo que el papel de la bioenergía en la reducción de GEI depende, nuevamente, de que los BSG estén disponibles en el mercado.

En el gráfico n.º 2 se muestra una estimación de la contribución potencial de los cultivos bioenergéticos a los objetivos de reducción de emisiones de la UE en 2020 (el 20% o 30%). Este potencial se estima considerando las estimaciones de ahorro de emisiones de GEI de Edwards *et al.* (2007)¹⁵ y las emisiones de CO₂ por MJ de

los combustibles fósiles que los biocarburantes sustituyen (Sims *et al.*, 2006). Esta figura presenta dos estimaciones del potencial de reducción de emisiones GEI: (a) la contribución media de los cultivos bioenergéticos al objetivo europeo de reducción de emisiones GEI en 2020, obtenida a partir de los datos aportados por Ovando y Caparrós (2008) sobre varios estudios recientes del tema; y (b) una estimación basada únicamente en los estudios que ofrecen estimaciones más conservadoras (aquellas incluidas en el gráfico n.º 1)¹⁶.

Dicho ésto, se estima que los cultivos bioenergéticos podrían ser responsables de al menos un 14% del objetivo de reducción de emisiones GEI en la UE, en caso de que esta región lleve a cabo un programa unilateral de reducción de emisiones (objetivo del 20%); y un 10% si los acuerdos internacionales sobre cambio climático prosperan (objetivo del 30%) Aunque hay que destacar que aún los estudios más conservadores asumen que las tecnologías BSG estarán disponible a escala comercial en 2020.

5. CONCLUSIONES

La política energética es un elemento crucial en la estrategia global de la UE sobre cambio climático. Según datos de Eurostat,

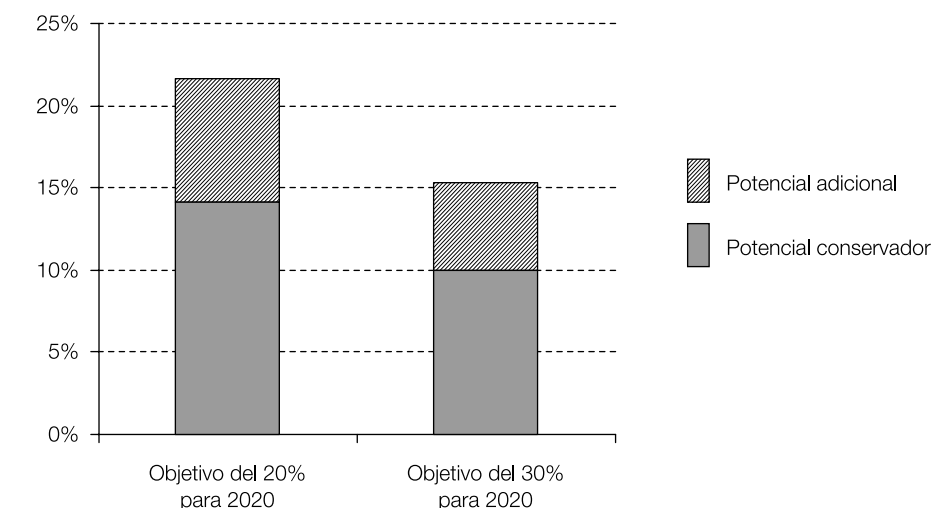
combustible: *wel-to-wheel analysis*) un ahorro de emisiones de CO₂ equivalente próximo al 30%, en tanto que, el biodiesel de colza genera un ahorro de emisiones que oscila entre el 40% y el 43% (Edwards *et al.*, 2007). Los biocarburantes de segunda generación, como el etanol producido a partir de celulosa, podría generar ahorros de emisiones entre 70% a 90%, e inclusive mayores al 100% si la absorción de CO₂ por el uso de estos biocarburantes (IEA, 2004; COM, 2007).

¹⁶ Para la construcción del gráfico n.º 1 se asume que la contribución energética de los cultivos bioenergéticos estimada por Vries *et al.* (2007) y por Smeets *et al.* (2007) para el periodo 2050 crece de forma lineal en el periodo 2000-2050.

¹⁵ El bioetanol convencional que se produce en Europa, implica (considerando el ciclo de vida de este

Gráfico n.º 2

Contribución potencial de la expansión de la superficie forestal y de los cultivos bioenergéticos al objetivo de reducción de las emisiones GEI en la UE para 2020



Fuente: Elaboración propia.

en el año 2005, el 8,5% del consumo total de energía primaria en los países de la UE-27, procedió de energías renovables, entre las cuales la que tiene mayor peso (el 67,8%) es la bioenergía (que comprende la biomasa sólida, la parte orgánica de los residuos sólidos urbanos, biogás y los biocarburantes). La bioenergía, además, es la única de las energías renovables apta para utilizarse en las tres posibles aplicaciones: generación de electricidad, uso térmico y combustible para el transporte.

El Plan de Acción de la Biomasa (Comisión Europea, diciembre de 2005), presenta un escenario sobre producción de bioenergía en la UE para 2010 de 149 Mtep, compatible con los objetivos del 12% de ener-

gías renovables, el 21% de la generación de electricidad mediante fuentes renovables y el 5,75% en la participación de los biocarburantes en el consumo energético del transporte. *EurObserv'ER* sigue la evolución de la producción de cada una de las fuentes de energía renovable en la UE y, con los datos disponibles, realiza cada año una estimación de la producción de energía en la UE en 2010. Según su última estimación, y utilizando todos los datos disponibles hasta finales del 2006, se proyecta una producción (en Mtep) para 2010 de 74,5 en biomasa sólida, 6,6 en energía procedente de incineración de residuos sólidos urbanos, 8,1 de biogás y 16,1 de biocarburantes, lo que suma la cantidad de 105,3 Mtep, y por tanto no llega al objetivo de los 149 Mtep.

En su proyección sobre consumo de biocarburantes, utilizando datos hasta finales de 2007 estiman que para 2010 tal consumo supondrá el 5,8%, por encima del objetivo indicativo del 5,75% en la participación de los biocarburantes en el consumo energético del transporte.

A diferencia de los objetivos indicativos del libro Blanco o del Plan de Acción de la Biomasa, en la propuesta que ha presentado la Comisión Europea (en enero del 2008) para una directiva del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la promoción del uso de energía de fuentes renovables, para cada uno de los 27 países de la Unión se establece un objetivo vinculante sobre qué porcentaje mínimo del consumo final de energía debe proceder de fuentes renovables en el año 2020. Tal porcentaje varía de unos países a otros, en un rango que va desde el 10% hasta el 49%, siendo el nivel global que se debe alcanzar en el conjunto de la UE del 20%. Asimismo se establece para cada Estado miembro como objetivo mínimo vinculante que el 10% del consumo final de energía en transporte en 2020 debe proceder de fuentes renovables (fundamentalmente biocarburantes).

En el artículo se presenta la situación actual de cada una de las fuentes de las que se obtiene bioenergía en la UE, señalando en cada caso cuáles son los países que están desempeñando un papel más importante. Hay que destacar el hecho de que en todos los casos, cuando un país es líder en alguna de estas fuentes de energía renovable, en dicho país existen medidas concretas de promoción de su producción y consumo, mediante incentivos adecuados.

La contribución potencial de los biocarburantes a los objetivos de reducción de emisiones GEI y la posibilidad de lograr el objetivo del 10% en la participación de los biocarburantes en el sector transporte, depende de manera significativa de que los biocarburantes de segunda generación se encuentren disponibles en 2020, a una escala que permita su comercialización masiva. De hecho, el cumplimiento del objetivo de biocarburantes en la UE (atendiendo exclusivamente a la producción doméstica) es solo factible si se cumple la condición anterior. No obstante, dado que la mayor parte de los inconvenientes asociados a los biocarburantes se refieren a los de primera generación, sería deseable y probablemente más adecuado que el objetivo de un porcentaje de participación de biocarburantes en el sector transporte sólo se aplicara a los biocarburantes de segunda generación.

Los cultivos bioenergéticos pueden contribuir significativamente al objetivo de reducción de emisiones GEI de la Unión Europea en 2020, aunque su implantación completa puede implicar cambios relevantes en los patrones de uso del suelo. En economías orientadas al mercado, este tipo de cambios de uso del suelo debe promoverse definiendo incentivos adecuados, de modo que se eviten efectos negativos sobre los valores paisajísticos y de conservación de la biodiversidad de un territorio. Así mismo, los incentivos deben promover aquellos cultivos que producen mayores beneficios en términos de ahorro de emisiones GEI, a la vez que deben evitar la generación de grandes distorsiones en los mercados de alimentos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFP (STRASBOURG) (2008): «EU parliament calls for more research into impact of biofuels». Miércoles 21 de mayo.
- ALONSO, T. (2008): «Presente y futuro de los biocarburantes». *Claves de la economía mundial 08*. Instituto Complutense de Estudios Internacionales (ICEI) e Instituto Español de Comercio Exterior (ICEX), 38-47.
- AVEDILLO, M. (2007). «Una política europea para el cambio climático». *Desarrollo sostenible y cambio climático: economía y sociedad*. Federación de Cajas de Ahorros Vasco-Navarras, 203-212.
- CAPARRÓS, A. Y JACQUEMONT, F. (2003): «Conflicts between biodiversity and carbon offset programs: economic and legal implications». *Ecological Economics*, 46: 143-157.
- CIEMAT (2005): «Análisis de Ciclo de Vida de Combustibles alternativos para el Transporte.Fase I: Análisis de ciclo de vida comparativo del Etanol de cereales y de la Gasolina». *Energía y Cambio Climático*. CIEMAT, Madrid.
- 2006: «Análisis de Ciclo de Vida de Combustibles alternativos para el Transporte. Fase II: Análisis de ciclo de vida comparativo del Biodiésel y del Diésel». *Energía y Cambio Climático*. CIEMAT, Madrid.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2005): *Biomass action plan*. COM(2005) 628 final, Bruselas, 7.12.2005.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2006): *Green Paper. A European Strategy for Sustainable, Competitive and Secure Energy*. 105 final, Bruselas, 8.3.2006.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2007): *Biofuels Progress Report. Report on the progress made in the use of biofuels and other renewable fuels in the Member States of the European Union*, 845 final, Bruselas, 10.1.2007.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (COM) (2008): *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources in the Member States of the European Union*. 19 final, Bruselas, 23.1.2008.
- EDWARDS, R.; LARIVE, J.F. ; MAHIEU, V. Y ROUVEIROLLES, P. (2007): *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and power trains in the European context*. Versión 2c, March. WTW Report 010307.doc. Joint Research Centre, European Commission, Eucar and Concawe.
- EDWARDS, R.; SZEKERES, S.; NEUWAHL, F. Y MAHIERU, V. (2008): *Biofuels in the European Context. Facts and Uncertainties*. Joint Research Centre, European Commission.
- EICKHOUT, B.;VAN DEN BORN, G.J.; NOTENBOOM, J.; VAN OORSCHOT, M.; ROS, J.P.M.; VAN VUUREN, D.P. Y WESTHOEK, H.J. (2008): *Local and global consequences of the EU renewable directive for biofuels. Testing the sustainability criteria*. Agencia holandesa de valoración ambiental. MNP Report 500143001.
- ERICSSON, K. Y NILSSON, L.J. (2006): *Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach*. Biomass and Bioenergy 30, 1-15.
- EUROPEAN COMMUNITIES (2007): *Renewables make the difference*. Directorate General for Energy and Transport.
- EUROPEAN COUNCIL (Ec) (2008): *Plans for 2020 by 2020*. Europe's climate change opportunity. COM (2008) 3 final, Bruselas.
- 2008: *Impact Assessment. Document accompanying the Package of Implementation measure for the EU's objectives on climate change and renewable energy for 2020*. SEC 85/3 final, Bruselas.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA) (2007): «Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture». EEA Technical Report No 12/2007.
- FAAIJ, P. C. A. (2006). *Bio-energy in Europe: changing technology choices*. Energy Policy 34: 322-342.
- FAGERNÄS, L.; JOHANSSON, A.; WILÉN, C.; SIPILÄ, K.; MÄKINEN, T.; HELYNEN, S.; DAUGHERTY, E.; UIL, H.; VEHLow, J.; KÄBERGER, T. Y ROGULSKA, M. (2006): *Bioenergy in Europe. Opportunities and Barriers*. VTT Research notes 2352.
- FERNÁNDEZ, C.A. (2008): «Biocarburantes en España: un momento complicado para una industria en expansión». *Documento del IDAE*.
- IDAE (2006): Biocarburantes para el transporte. *Madrid*.
- 2007a: *Energía de la Biomasa. Madrid*.
- 2007b: *Biomasa. Cultivos energéticos. Madrid*.
- 2007c: *Biomasa. Gasificación. Madrid*.
- 2007d: *Biomasa. Digestores anaerobios. Madrid*.

- INTERMÓN-OXFAM (2008): «Otra verdad incómoda. Cómo las políticas de biocombustibles agravan la pobreza y aceleran el cambio climático». *Informe 114 de Oxfam Internacional*.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA) (2004): *Biofuels for Transport. An International Perspective*. IEA/OECD.
- IGNACIUK, A.; VÖHRINGER, F.; RUIJS, A. Y VAN IERLAND, E.C. (2006): *Competition between biomass and food production in the presence of energy policies: a partial equilibrium analysis*. Energy Policy 34, 1127–1138.
- KAVALOV, B. (2004): *Biofuels potential in the EU. Report for the Institute for Perspective Technological Studies*. European Commission Joint Research Centre. Report EUR 21012 EN.
- LEE, H.; CLARK, W.C. Y DEVEREAUX, C. (2008): *Biofuels and Sustainable Development: Report of An Executive Session on the Grand Challenges of a Sustainability Transition*. Sustainability Science Program, Center for International Development, Harvard University, Cambridge, Massachusetts.
- MANTZOS, L. Y CAPROS, P. (2006): *European energy and transport – Trends to 2030 - Update 2005*. European Communities, Bruselas.
- MORIARTY, P. Y HONNERY, D. (2007): *Global bioenergy: problems and prospects*. International Journal of Global Energy Issues 27(2), 231–249.
- OECD (2008): *Economic Assessment of Biofuel Support Policies*. Directorate for Trade and Agriculture.
- OVANDO, P. Y CAPARRÓS, A. (2008): «Land use and carbon mitigation in Europe: A survey of the potentials of different alternatives». Aceptado en Energy Policy.
- RAJACOPAL, D. Y ZILBERMAN, D. (2007): *Review of Environmental, Economics and Policy Aspects of Biofuel*. The World Bank. Policy Research Working Paper 4341.
- RENEWABLE FUELS AGENCY (2008): *The Gallagher Review of the indirect effects of biofuels production*.
- RICHARDS, K.R.; SAMPSON, R.N. Y BROWN, S. (2006): *Agricultural and Forestlands: US Carbon Policy Strategies*. Pew Center on Global Climate Change.
- RIGUELATO, R. Y SPRACKLEN, D.V. (2007): *Carbon Mitigation by Biofuels or by Saving and Restoring Forest*. Science 317, 902.
- SEARCHINGER, TH.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R.A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D. Y YU, T.-H. (2008): *Use of US Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land Use Change*. Science 319, 1238–1240.
- SIMS, R. E. H.; HASTINGS, A.; SCHLAMADINGER, B.; TAYLOR, G. Y SMITH, P. (2006): *Energy crops: current status and future prospects*. Global Change and Biology 12 (11), 2054–2076.
- SMEETS, E.M.W.; FAALJ, A.P.C.; LEWANDOWSKI, I.M. Y TURKENBURG, W.C. (2007): *A bottom-up assessment and review of global bio-energy potentials to 2050*. Progress in Energy and Combustion Science 33, 56–106.
- VARELA, M.; LAGO, C. Y JUNGMEIER, G. (2006): *Life-cycle economic and environmental análisis of biofuels in Europe*. Colección Documentos Ciemat.
- VARELA, M. Y SÁEZ, R. (2007): *Estimación de costes de reducción del CO₂ por la utilización de biocarburantes*. Colección Documentos Ciemat.
- VRIES, B.J.M.; VAN VUUREN, D.P. Y HOOGWIJK, M.M. (2007): *Renewable energy sources: Their global potential for the first-half of the 21st century at a global level: An integrated approach*. Energy Policy 35, 2590–2610.
- WATSON, R.T.; NOBLE, I.R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N.H.; VERARDO, D.J. Y DOKKEN, D.J. (eds.) (2000): *«Land use, land-use change and forestry. A special report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge.

Opciones estratégicas para un plan energético indicativo en España

El cambio climático es el paradigma de los múltiples impactos adversos presentes y futuros derivados de un modelo energético mundial que actualmente es insostenible en términos económicos, sociales y medioambientales. La situación española es particularmente grave por el aumento del consumo, las emisiones y la dependencia energética. España dispone de opciones estratégicas para afrontar el problema, pero necesita una planificación energética indicativa con criterios explícitos de sostenibilidad. Los mercados *per se* no proporcionan soluciones adecuadas. Como los modelos clásicos de optimización y prospectiva presentan limitaciones significativas, al menos en una primera fase debieran además utilizarse herramientas de planificación más simples, que representen los componentes esenciales de las principales estrategias a seguir y que permitan al usuario examinar con flexibilidad y sencillez escenarios alternativos de largo plazo.

Ekonomiaren, gizartearen eta ingurumenaren ikuspegitik gaur egun iraunkorra ez den mundu mailako eredu energetikoaren ondorioz, hainbat kalte eragin dira dagoeneko, eta baita etorkizunari begira, eta horien ondorioa da aldaketa klimatikoa. Espainiako egoera era berezian da larria, kontsumoak, gas-isurketek eta menpetasun energetikoak gora egin dutelako. Espainiak baditu aukera estrategikoak arazoari aurre egiteko, baina plangintza energetiko adierazgarria behar du, iraunkortasunaren inguruko berariazko irizpideak izango dituen. Merkatuek, beren kabuz, ez dituzte irtenbide egokiak eskaintzen. Kontua da optimizazioa eta prospektiba oinarri dituzten eredu klasikoek muga nabarmenak dituztela, eta horren ondorioz, lehen fase batean behintzat, plangintza egiteko tresna sinpleagoak erabili beharko lirатеke, estrategia nagusien funtsezko osagaiak zein diren erakutsi eta luzera begira ordezkio egoerak zeintzuk izan daitezkeen malgutasunez eta erraztasunez aztertze modua eduki dezan erabiltzaileak

Climate change is the paradigm of the many adverse impacts derived from a current world energy model that is unsustainable in economic, social and environmental terms. The Spanish situation is particularly serious because of the evolution of energy consumption, the increment in greenhouse gas emissions and energy dependence. Spain has a series of strategic options available to address this problem, but an indicative energy planning with explicit criteria for sustainability is needed. Markets by themselves do not provide adequate solutions. Since classic optimization and prospective models have serious drawbacks, initially at least, simpler planning tools should be used to represent essential components of the main strategies to be addressed with ease and flexibility, and to consider alternative scenarios for the long term.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Energía y cambio climático en España
 3. Opciones estratégicas de actuación
 4. El papel de la planificación energética indicativa
 5. Modelos para una planificación energética indicativa en España
 6. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: planificación energética indicativa, política energética, sostenibilidad, modelos de prospectiva energética.

Keywords: indicative energy planning, energy policy, sustainability, prospective models.

N.º de clasificación JEL: Q48, Q42, Q58.

1. INTRODUCCIÓN

Este artículo presenta a grandes rasgos la actual situación energética española y sus principales razones y causas de insostenibilidad, en particular en lo relacionado con las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y el cambio climático. Dada la actual situación energética nacional, el artículo expresa la necesidad de contar con una planificación energética indicativa (PEI) similar a la que se lleva a cabo en diferentes sectores económicos, incluso en otros de menor importancia estratégica que el energético. El artículo defiende que las opciones clásicas de modelado de la PEI debieran contar en una primera fase como un buen complemento con modelos simplificados, que permitan establecer de forma sencilla las líneas

maestras de lo que sería una política energética sostenible, relegando los modelos clásicos más sofisticados a etapas subsiguientes.

1.1. España ante el cambio climático

El cambio climático es un fenómeno global consecuencia del incremento de las emisiones de GEI antropogénicas durante los dos últimos siglos, (véase IPCC, 2007). Este carácter global, requiere que cada uno de los países contribuya a la solución del problema —responsabilidad compartida—, aunque estableciendo criterios de reparto de las cargas en función del nivel de vida, las emisiones actuales y pasadas, etc. —responsabilidad diferenciada, ver Pérez Arriaga (2007)—.

En particular, España es el país de la UE-15 que porcentualmente más ha incrementado el volumen total de emisiones de GEI entre 1990 y 2005, (véase MMA, 2008). Esta preocupante evolución se ha producido fundamentalmente a consecuencia del aumento del consumo de energía primaria, que en más de las tres cuartas partes se abastece de combustibles fósiles, (véase MITYC, 2007).

1.2. El papel del sector energético español en las emisiones nacionales de GEI

El sector energético es con mucho el más relevante por volumen de emisiones de GEI. Éste incluye no sólo el sector transformador de la energía (refinerías, centrales eléctricas, etc.), sino también el transporte o los consumos energéticos del sector industrial, residencial o terciario. El sector energético en el sentido amplio indicado, supone el 80% del total de las emisiones de GEI que se producen en España, (véase MMA, 2008).

1.3. La necesidad de una PEI en España

En los países del entorno más cercano, las autoridades públicas fijan sus intereses y objetivos en conseguir un abastecimiento energético razonablemente fiable y a buen precio. Esto es, que durante largo tiempo esté garantizado el suministro de toda la energía que se demande, a un precio asequible y con una calidad aceptable del servicio. Todo ello con un impacto medioambiental admisible. Estos intereses y objetivos se alinean muy probablemente con los de los ciudadanos. En la práctica, se suelen primar, en la normativa y en la atención de los reguladores, los aspectos de seguridad y eficiencia del sistema energético en el corto plazo.

Este artículo sostiene que, aunque la fiabilidad del suministro y el precio del abastecimiento inmediato de energía sean preocupaciones legítimas, un enfoque en profundidad del problema de la energía no debe limitarse a una perspectiva excesivamente a corto plazo —ahora y el futuro más inmediato— y local —mirar exclusivamente el correspondiente sistema energético nacional, español en este caso—. Un planteamiento realista y serio de la cuestión energética tiene que contemplar también la seguridad de abastecimiento para las generaciones futuras, tiene que ser consciente de las consecuencias del impacto medioambiental que el consumo y la consiguiente producción de energía están ocasionando en el planeta que legaremos a nuestros descendientes, y tiene que tomar en consideración el hecho de que un tercio de la humanidad carece hoy de suministro eléctrico y de cualquier otra forma avanzada de energía. Aunque el mercado sea un instrumento adecuado para conseguir una asignación eficiente de recursos y para promover la iniciativa privada, no puede confiarse a las fuerzas del mercado la resolución de las graves cuestiones que se acaban de exponer. En respuesta a este tipo de desafíos, se requieren otros instrumentos adicionales, entre los que se encuentra la PEI.

La Planificación Indicativa, tal y como se define en la Ley 54/1997 del Sector Eléctrico (LSE) y en la Ley 34/1998 del Sector de Hidrocarburos (LSH), es una herramienta de ayuda a la hora de definir un planteamiento estratégico de la política energética. Esta Planificación Indicativa que contemplan la LSE y la LSH, extendida al conjunto de los sectores energéticos (PEI), ha de proporcionar la visión integral que se necesita para dar respuesta conjunta a las directrices de sostenibilidad que se adopten.

Es claro que esta PEI debe llegar más lejos que lo que contempla la vigente Planificación de los Sectores de Electricidad y Gas 2005-2011 aprobada en marzo de 2006. Esta planificación es estrictamente un Plan de Infraestructuras de Redes y recibe como datos externos las estimaciones del crecimiento de la demanda y las previsiones de incorporación de nuevas instalaciones de generación.

Por el contrario, la PEI debe establecer las condiciones de contorno que han de ser conocidas por todos aquellos agentes económicos a quienes les pueden afectar y debe también fijar objetivos concretos para todo aquello que es regulado: objetivos de penetración de energías renovables y los correspondientes mecanismos de ayudas; objetivos de ahorro y eficiencia energética y medios para conseguirlos; margen requerido de cobertura de la demanda eléctrica; desarrollo de infraestructuras de gas y electricidad; plan de la minería del carbón; futuro de la energía nuclear; asignación de los derechos de CO₂; etc. Esta PEI de ninguna forma sustituye o interfiere con la libertad de las empresas, que realizarán libremente sus inversiones en el sector energético (ver Pérez Arriaga, 2005).

A la vista de las opciones estratégicas disponibles y de su potencial, esta PEI ha de erigirse en elemento integrador de políticas —energéticas y multisectoriales—, que permita poder tomar las decisiones a largo plazo que sean más adecuadas para conseguir los objetivos de sostenibilidad fijados. Esta PEI debe apoyarse en un modelo que permita conocer las implicaciones que la adopción de unas u otras opciones tiene en relación con algunas magnitudes energéticas clave como el consumo, las emisiones de GEI o la dependencia. Los modelos clásicos de optimización, con el complemento de otro tipo de enfoques más sim-

ples, son herramientas adecuadas para el planteamiento de una PEI.

2. ENERGÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN ESPAÑA

2.1. Un modelo energético no sostenible

Múltiples estudios, utilizando distintos enfoques y desde diferentes perspectivas, realizados por instituciones de indiscutible solvencia y desde muy diversas posiciones políticas, coinciden en afirmar que el actual modelo energético mundial, y especialmente el de los países más desarrollados, como España, es insostenible en términos económicos, sociales y medioambientales, [véase por ejemplo IEA, (2007), IPCC, (2007), PNUD, (2004)] o [Fundación Encuentro, (2005)]. Existe un acuerdo amplio sobre los desafíos mayores que conlleva el modelo energético actual, que son los siguientes: el acceso de forma continua y a precios asequibles a los servicios que proporcionan las formas modernas de energía, el excesivo vínculo entre progreso económico y demanda de energía, la utilización masiva de combustibles fósiles para el abastecimiento energético, las emisiones de GEI, la creciente dependencia de las importaciones de recursos y la incertidumbre sobre su disponibilidad a un precio asequible. Es imposible realizar un análisis serio del sector energético en España a largo plazo sin contemplar estos aspectos.

2.2. Caracterización del consumo energético en España

El caso español es paradigmático en lo que respecta a la encrucijada energética y a

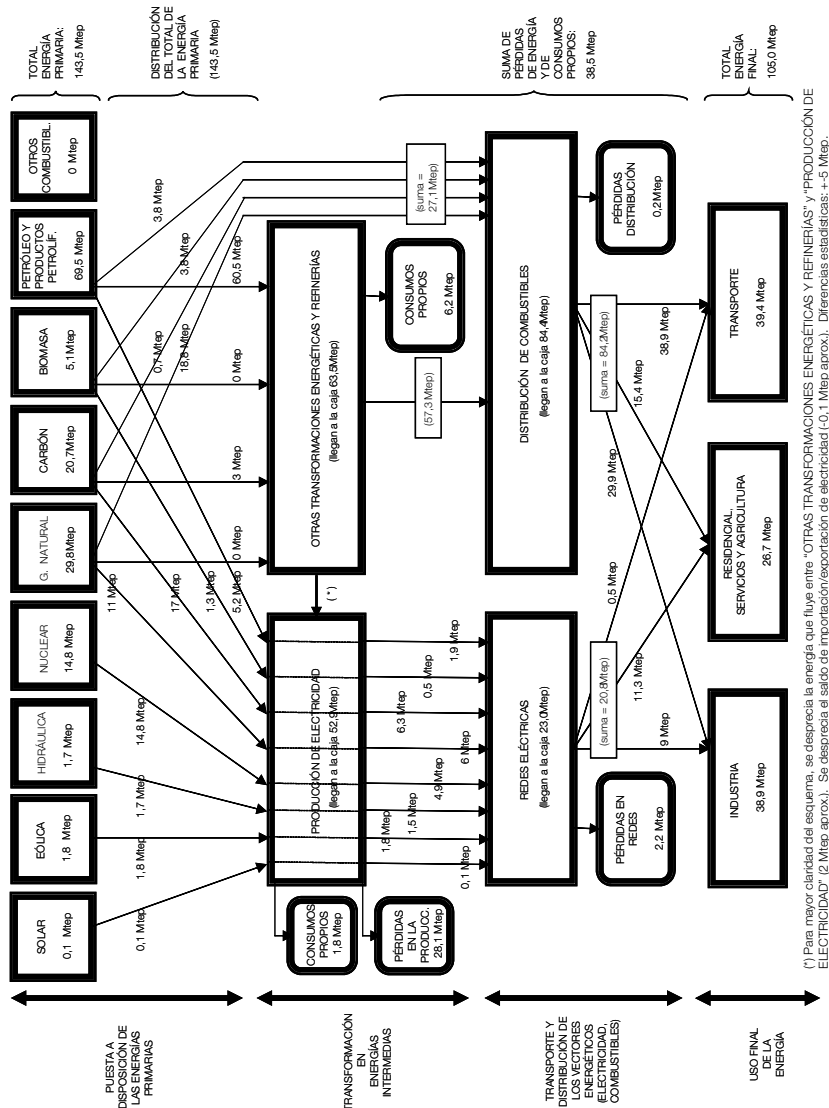
la que también se enfrentan actualmente otros muchos países desarrollados. España presenta una dependencia energética muy alta (más del 90% en términos de energía primaria, mientras que el valor medio en la UE es del 50%), a pesar de lo cual los logros en eficiencia han sido muy escasos. El crecimiento del consumo de electricidad es claramente superior a la media europea y también el de energía primaria, aunque partiendo de valores inferiores a los medios en Europa, mientras que la intensidad energética sigue una tendencia creciente, contraria a la observada en la UE-15. España está muy lejos de cumplir los compromisos de Kioto sobre reducción de las emisiones de GEI. El potencial para nuevas instalaciones hidroeléctricas grandes está prácticamente agotado; la utilización de carbón nacional se ha venido reduciendo, a causa de un conjunto de factores económicos, sociales y medioambientales; la energía nuclear, con la que se produce aproximadamente una quinta parte de la electricidad en España, cuenta con una considerable oposición pública; y existen unos abundantes recursos renovables en biomasa, solar y eólica que se están desarrollando intensamente, aunque de forma desigual, con el apoyo de un sistema de primas. El esfuerzo en I+D a largo plazo en el sector energético ha sido escaso y decreciente hasta hace muy poco, en este caso en sintonía con la tendencia de las dos últimas décadas en la UE. No ha tenido lugar aún un verdadero debate social sobre el modelo energético más adecuado para el país, pero finalmente el gobierno y diversas instituciones han comenzado a realizar estudios de prospectiva con el fin de ilustrar las opciones que se abren, típicamente con horizonte de 2030 ó 2050. El gráfico n.º 1 muestra los flujos energéticos que tienen lugar en el sistema español en un diagrama simplificado en el que se explicita la co-

nexión entre los usos finales de la energía y las fuentes energéticas y procesos intermedios que se necesitan para su suministro.

En España, en el año 2005, se consumieron un total de 143,5 Mtep de energía primaria (69,5 Mtep de petróleo, 29,8 Mtep de gas natural, 20,7 Mtep de carbón, 14,8 Mtep de energía nuclear y los restantes 8,7 Mtep se repartieron entre las renovables y otros combustibles). El consumo de energía primaria en España es aproximadamente el 8% del total consumido en la UE-25, y éste supone cerca del 15% del consumo total mundial. El crecimiento de la demanda de energía primaria nacional en el periodo 1990-2005 fue del 59%, lo que supone un incremento medio anual del 3,1%, mientras que en la UE-15 en el mismo periodo fue del 1,1%. Entre 1990 y 2005 el consumo de energía primaria mundial ha aumentado un 31% acumulado, destacando el crecimiento que han experimentado China e India (99% y 68%, respectivamente). El consumo de energía primaria per capita en 2005 en España, 3,2 tep/hab y año, se encuentra aún por debajo de la media de los países de la OCDE (4,7 tep/hab. y año) y de la media de los países de la UE-25 (3,8 tep/hab. y año). El promedio mundial es de 1,8 tep/hab y año.

Las principales transformaciones energéticas que se hacen en España son las que se producen en las refinerías (63,5 Mtep de energía primaria llegan a las refinerías) y en las centrales de producción de electricidad (reciben 52,9 Mtep de energía primaria). En el gráfico n.º 1 se han despreciado los vectores energéticos que fluyen desde las refinerías a las centrales eléctricas para una mayor claridad del esquema —aproximadamente 2 Mtep—. En el proceso de transformación que se produce en las centrales eléctricas se pierden 28,1 Mtep en forma de calor y otras energías residuales por el rendimiento de los

Gráfico n.º 1.
Flujos básicos de energía en el sector energético. 2005



Fuente: Elaboración propia.

procesos, mientras que 1,8 Mtep son gastados en los consumos propios de las centrales. En el proceso de refinado, los consumos propios ascienden a 6,2 Mtep. Por tanto, tras pasar por las diferentes transformaciones en las centrales eléctricas, llegan a las redes de distribución 23 Mtep, mientras que a las redes de distribución de combustibles fósiles llegan 57,3 Mtep de productos petrolíferos, carbón y gas natural, así como 27,1 Mtep procedentes directamente desde las diferentes energías primarias. Las pérdidas en las redes de distribución de electricidad ascienden a 2,2 Mtep, mientras que en las redes de distribución de combustibles esta pérdida se sitúa en 0,2 Mtep.

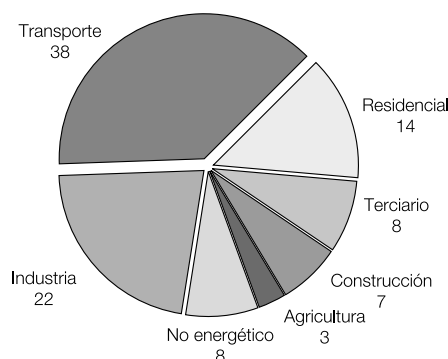
Los consumos finales de electricidad se reparten entre los diferentes sectores de consumo final de la siguiente forma: 9,0 Mtep al sector industrial, 11,3 Mtep al sector residencial, de servicios y agrícola y los 0,5 Mtep restantes corresponden al sector del trans-

porte. Y los consumos finales de combustibles entre los diferentes sectores de consumo final se reparten de la siguiente manera: 29,9 Mtep al sector industrial, 15,4 Mtep al sector residencial, de servicios y agrícola y 38,9 Mtep se destinan al sector del transporte. Por tanto, el total del consumo de energía final en España en 2005 (105 Mtep) se divide en 38,9 Mtep al sector industrial, 26,7 Mtep al sector residencial, de servicios y agrícola y 39,4 Mtep al sector del transporte.

Los sectores de actividad con mayor crecimiento del consumo energético y, por otro lado, los más difíciles de controlar por su carácter difuso, son la edificación y el transporte. En 2004, el sector del transporte en España supuso aproximadamente el 38% del consumo de energía final. Entre los subsectores que comprende el transporte (aéreo, marítimo, ferrocarril y carretera) destaca especialmente el transporte por carretera, con aproximadamente el 80% del consumo

Gráfico n.º 2

Desglose del consumo final energético en España en 2004
(en %)



Fuente: Elaboración propia. Desglose del consumo final energético en España en 2004. Energy Balances, (IEA, 2006).

de energía del sector. El sector de la edificación en España en el año 2004 suponía el 22% del consumo de energía final, considerando que comprende los subsectores residencial (14%) y de servicios (8%), con sus consumos energéticos para calefacción, climatización, producción de agua caliente sanitaria, iluminación, equipamiento residencial y de ofimática. Esta cifra se acerca al 29% si se incluye la construcción (7%)¹ dentro del sector de edificación. El sector industrial representa el 22%², la agricultura el 3% y los usos no energéticos el 8%.

2.3. Caracterización de las emisiones de GEI en el sector energético español

El gráfico n.º 3 resume en grandes cifras las contribuciones a las emisiones de CO₂ del sector energético español. El objetivo es determinar los porcentajes aproximados que permiten atribuir la totalidad de las emisiones de CO₂ a los diversos consumos finales. No se representa, por tanto, el lugar donde se producen las emisiones³. Se trata de mostrar una imagen cuantitativa aproximada, por lo que se suponen nulas las emisiones asociadas a las tecnologías hidro-

eléctrica, eólica, biomasa, solar o nuclear, aunque en el ciclo completo de vida de estas tecnologías se producen también emisiones de CO₂, ciertamente menores que con las tecnologías basadas en la quema de combustibles fósiles.

En 2005 cada una de las energías primarias consumidas en España fue responsable de una parte de las emisiones totales de CO₂: el petróleo del 54%, el carbón del 24% y el gas natural del 21%, acaparando estos tres combustibles fósiles el 99% de las emisiones totales. En términos de energía final, el sector industrial es responsable del 36% de las emisiones de CO₂, el del transporte del 33% y los sectores residencial, de servicios y agrícola abarcan el 31% restante.

En el reparto acordado de responsabilidades en el seno de la UE para cumplir el Protocolo de Kioto, a España le corresponde no aumentar más del 15% sus emisiones de GEI respecto a las de 1990 como media en el intervalo 2008-2012. Sin embargo, las emisiones españolas de GEI han aumentado en más del 50% desde 1990 hasta la actualidad. Es cierto que la economía y la población españolas han crecido en los últimos años por encima del valor promedio en la UE, pero debe también señalarse el insuficiente esfuerzo realizado desde 1990 en ahorro y eficiencia energética. En España el 78% de las emisiones de GEI tienen origen energético. Las emisiones per cápita de CO₂ fueron 9,6 tCO₂eq/hab en 2005, mientras la media en la UE era de 10,6 tCO₂eq/hab.

3. OPCIONES ESTRATÉGICAS DE ACTUACIÓN

Las líneas maestras de la estrategia a seguir a largo plazo deberían basarse en al menos el reconocimiento de la falta de sostenibili-

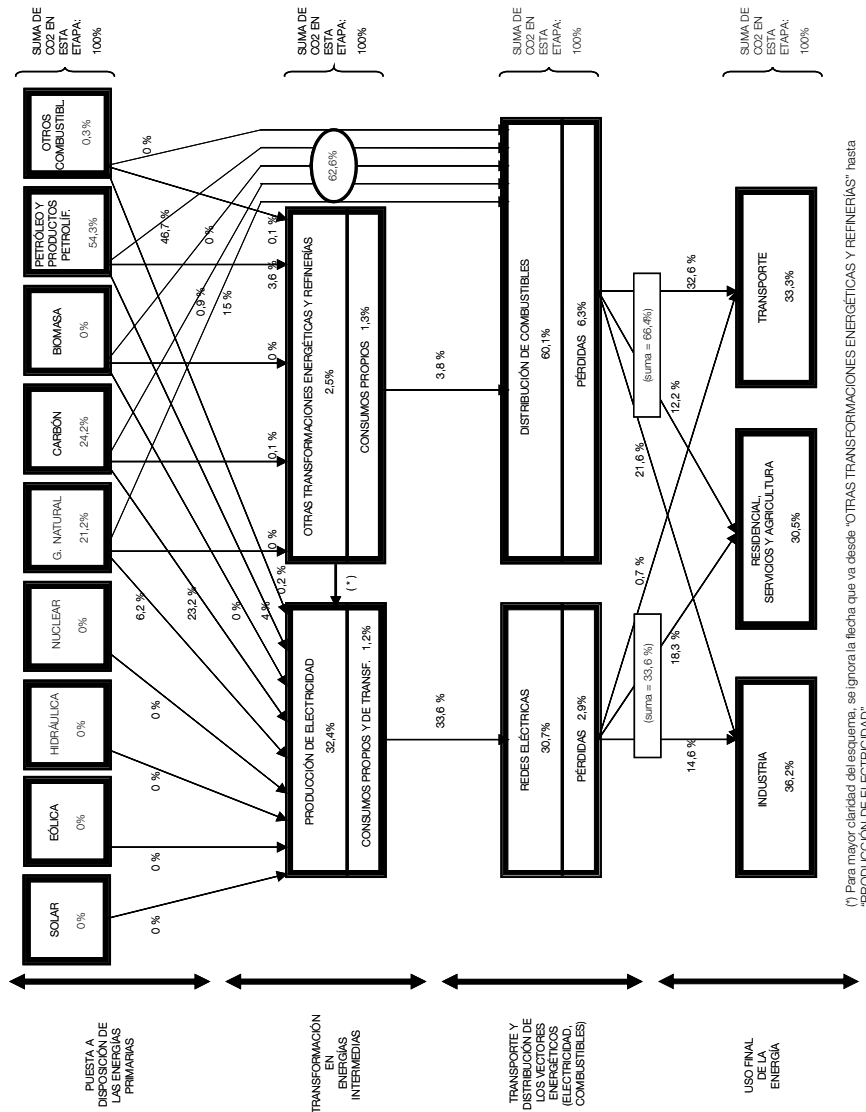
¹ Para conocer el total de energía final imputable al sector de la edificación en sentido amplio (energía consumida en la construcción de los edificios y en su utilización), se ha extraído la parte correspondiente a construcción (7% del consumo de energía final) del total del sector industrial que se reflejaba en el gráfico n.º 1 (37% del consumo de energía final).

² Este 22% se refiere al consumo de energía final para fines energéticos de la industria en España, sin incluir el sector de la construcción (7% del consumo de energía final) y los usos no energéticos (8%) con respecto al sector industrial en sentido amplio reflejado en el gráfico n.º 1 (37% del consumo de energía final).

³ Este balance, obtenido a partir de datos oficiales, no corresponde exactamente a los criterios habituales utilizados en el inventario nacional de GEI del Ministerio de Medio Ambiente.

Gráfico n.º 3.

Emisiones de CO₂ en el sector energético. 2005



(*) Para mayor claridad del esquema, se ignora la flecha que va desde "OTRAS TRANSFORMACIONES ENERGÉTICAS Y REFINERÍAS" hasta "PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD".

Fuente: Elaboración propia con la colaboración del IDAE.

lidad de la senda actual de desarrollo energético y en la urgencia en la toma de medidas. Debería incluir los elementos siguientes.

3.1. Desde el punto de vista de la oferta de energía

- Un destacado papel de las energías renovables en la futura cobertura de la demanda de energía, muy por encima del papel todavía menor que han desempeñado hasta la fecha, ver IIT (2007).
- La utilización de los mercados eléctrico y del gas para obtener señales adecuadas del precio de la energía, como punto de partida para la internalización de los costes totales de la producción y consumo energéticos en el precio de la energía.
- Una intervención positiva de las instituciones reguladoras para garantizar permanentemente un margen mínimo de cobertura de la demanda de electricidad.
- El apoyo a la I+D en tecnologías energéticas avanzadas que conduzcan a procesos más limpios y eficientes, especialmente aquéllas de mayor impacto en España.
- La prudencia en la transición hacia un modelo más sostenible, pues las decisiones administrativas y regulatorias condicionan el futuro de las tecnologías existentes.
- El cumplimiento de los compromisos internacionales, muy en particular los relacionados con el cambio climático.
- Promover la incorporación de las poblaciones que todavía carecen de acceso a formas modernas de energía a esta estrategia energética global.

- El traslado de los anteriores objetivos a las correspondientes medidas económicas, sociales y regulatorias.

3.2. Desde el punto de vista de la demanda de energía

- Una verdadera cultura de ahorro y de mejora de la eficiencia energética, con medidas mucho más enérgicas que las adoptadas hasta ahora.
- Un esfuerzo especial para conseguir educar y concienciar a la población española en estos temas, comenzando por proporcionar información adecuada.

3.3. Efectos combinados entre diferentes opciones estratégicas

No deben despreciarse las interacciones que se producen entre unas y otras medidas, que limitan el potencial conjunto de las mismas. Así, por ejemplo, medidas de ahorro y eficiencia energética en las demandas de energía final podrían producir disminuciones en el consumo, que provocasen que la utilización de determinadas plantas de producción de electricidad más contaminantes se redujera, entrando esta medida en conflicto con otra posible —desde el punto de vista de la oferta—, consistente en el reemplazo de este tipo de centrales más contaminantes por otras que lo sean en menor medida. Este tipo de efectos combinados entre medidas ha de tenerse en cuenta a la hora de plantear una PEI.

4. EL PAPEL DE LA PLANIFICACIÓN ENERGÉTICA INDICATIVA

Es esencial disponer de una visión de un futuro modelo energético sostenible para utilizarlo como referencia para evaluar la situa-

ción presente, estudiar las tendencias previsibles y determinar las directrices de acción más recomendables. La estrategia de suministro energético en España requiere un análisis a largo plazo, integrado en el contexto más amplio, así como en el ámbito europeo y mundial. La Ley del Sector Eléctrico (LSE) y la Ley de Hidrocarburos proporcionan al Estado, con la participación de las comunidades autónomas, un instrumento, la PEI, para establecer una estrategia energética. Esta PEI debe llegar más lejos de lo que contempla la Planificación de las infraestructuras de la red de transporte para el período 2002-2011 en los sectores de electricidad y del gas natural, aprobada por el gobierno en septiembre de 2002, y sus sucesivas actualizaciones, que es estrictamente un Plan de Infraestructuras de Redes que recibe datos externos de las estimaciones de crecimiento de la demanda y de las previsiones de incorporación de nuevas instalaciones de producción y transformación.

4.1. Una visión integral de la PEI

La LSE española de 1997 y la Ley de Hidrocarburos de 1998 son anteriores a la promulgación de la mayor parte de las medidas europeas y mundiales en pro del desarrollo sostenible, de forma que plantean actuaciones dentro de un marco más tradicional de «protección medioambiental» y sin introducir aún explícitamente el concepto de sostenibilidad o una visión integral de la planificación energética. El articulado de estas leyes no insiste en una visión conjunta de los aspectos integrantes de un modelo energético sostenible, y plantea por separado aspectos tales como el fomento de las energías renovables o la gestión de la demanda. Los desarrollos regulatorios y las actividades que se han derivado de los an-

teriores mandatos legales para el sector energético español son muy abundantes, aunque no han estado necesariamente bien coordinados ni han sido planteados algunos de ellos con la necesaria intensidad.

Es en la actividad de planificación eléctrica donde la LSE proporciona a la Administración General del Estado la oportunidad de plantear de forma más integral los aspectos de la sostenibilidad del modelo energético. De acuerdo con el artículo 4 de la LSE, la planificación eléctrica será realizada por el Estado, con la participación de las comunidades autónomas, será sometida al Congreso de los Diputados y tendrá carácter indicativo, salvo en lo que se refiere a las instalaciones de transporte. Según la LSE, entre los aspectos a los que esta planificación debe referirse, además de las citadas instalaciones de transporte, se encuentran los siguientes: la previsión de la demanda de electricidad, la estimación de la potencia instalada mínima necesaria para cubrir la demanda prevista bajo criterios de seguridad del suministro, la diversificación energética, la mejora de la eficiencia y la protección del medio ambiente, la evolución de las condiciones de mercado para la consecución de las garantías de suministro, las actuaciones sobre la demanda que fomenten la eficiencia y el ahorro energéticos, y los criterios de protección medioambiental que deben condicionar las actividades de suministro de energía eléctrica. Análogamente, el artículo 4 de la Ley 34/1998 de Hidrocarburos establece que la planificación en materia de hidrocarburos tendrá carácter indicativo, salvo en lo que se refiere a los gasoductos de la red básica, a las instalaciones de almacenamiento de reservas estratégicas de hidrocarburos y a la determinación de criterios generales para el establecimiento de instalaciones de suministro de productos petrolíferos al por menor.

4.2. Situación actual de la PEI en España

En general, se considera que se ha comenzado a dar cumplimiento al artículo 4 de la LSE y la Ley de Hidrocarburos con la aprobación por el gobierno en septiembre de 2002, casi cinco años después de aprobada la LSE, de la «Planificación de las infraestructuras de red de transporte para el período 2002-2011 en los sectores de electricidad y del gas natural» y después con sus actualizaciones posteriores. Sin embargo, este plan solamente consiste en un proceso de planificación de infraestructuras de redes, que elabora los escenarios a los que ha de enfrentarse mediante un proceso de integración de datos provenientes de distintas fuentes, como el crecimiento de la demanda, etc., sin plantearse una visión de conjunto del panorama energético a medio y largo plazo, con los retos y oportunidades anteriormente comentados. Hasta muy recientemente también ha faltado esta visión integradora en las diversas actuaciones sobre las distintas facetas que comprende la sostenibilidad energética, como el ahorro y la eficiencia energética, la estrategia respecto al cambio climático, etc.

El Plan al que se refieren las leyes del Sector Eléctrico y de Hidrocarburos difiere claramente de la planificación energética tradicional, que daba lugar a un programa de obligado cumplimiento en donde se definían todas las inversiones, de producción y transporte, que habían de acometerse en un plazo determinado, estableciéndose asimismo la retribución económica del inversor según algún procedimiento basado en el coste de proporcionar el servicio. En el nuevo marco regulatorio, este modelo ha dado paso a una planificación que se define como indicativa, ya que deja de vincular a los agentes en las actividades liberalizadas, producción y co-

mercialización, respetándose el principio de libre iniciativa empresarial. Las decisiones de planificación obligatoria se refieren explícitamente solo a las grandes infraestructuras de transporte de electricidad o gasoductos de la red básica que permiten vertebrar el sistema energético nacional. Lo cual no excluye que, de la denominada PEI, no puedan derivarse líneas de intervención regulatoria en determinados aspectos que no deban dejarse, parcialmente o por completo, a la libre iniciativa empresarial. Falta un desarrollo normativo y una ejecución práctica de los citados artículos 4 de las Leyes indicadas.

4.3. Papel que debería representar la PEI en el futuro

La PEI que contemplan las leyes del Sector Eléctrico y de Hidrocarburos ha de proporcionar la visión integral que se necesita para dar respuesta conjunta a las directrices que se han enunciado en el apartado 4.1. Esta PEI de ninguna forma sustituye o interfiere con la libertad de instalación de las empresas de producción de electricidad y de gas, que realizarán libremente sus inversiones para participar en los mercados energéticos. Pero de esta PEI han de surgir criterios, limitaciones e incentivos que en buena parte van a delimitar el ámbito de actuación de los mercados.

La PEI debe proporcionar las condiciones de contorno, hacerse públicas para que sean conocidos por todos aquellos agentes económicos a quienes les pueden afectar, y establecer objetivos y recursos concretos para todo aquello que es regulado:

- la penetración, en su caso, de las distintas tecnologías del régimen especial y los correspondientes mecanismos de ayudas;

- la capacidad real de integración en el sistema eléctrico de fuentes intermitentes de generación, para un nivel prefijado de seguridad de suministro, también por especificar, posiblemente en forma dinámica, según se vayan encontrando mecanismos más flexibles de respuesta de la generación y de la demanda;
- los objetivos de ahorro y eficiencia energética en el consumo de energía y los instrumentos y recursos para su consecución, incluyendo prioritariamente un plan de formación y concienciación de los ciudadanos;
- el margen de cobertura de la demanda que ha de garantizarse a través del mecanismo de garantía de potencia u otros;
- el desarrollo previsto de la capacidad de interconexión eléctrica con los países vecinos, y análogamente con respecto a las infraestructuras necesarias para el aprovisionamiento y el almacenamiento de gas natural;
- el plan de la minería del carbón nacional y los instrumentos regulatorios para cumplir con el mismo;
- la decisión política, en su caso, sobre el futuro de la tecnología de generación nuclear, sobre el mecanismo retributivo más adecuado y sobre el tratamiento técnico y económico de los residuos radioactivos;
- los criterios de asignación de los permisos de emisión de CO₂ a la generación de electricidad;
- la estrategia para cumplir con los objetivos ya comprometidos, como la reducción de GEI o el nivel de penetración de fuentes de energía renovables;
- los esfuerzos a realizar en I+D en el sector energético;
- el volumen económico y el planteamiento tecnológico de la cooperación internacional española en el campo de la energía;
- la coordinación de todos estos instrumentos para que se consigan realmente los objetivos previstos y al menor coste posible;
- y, finalmente, la estimación del coste adicional que todo ello supondrá en el precio de la energía, así como las implicaciones sobre el comportamiento de la demanda y la competitividad empresarial.

Este plan indicativo, por tanto, debe proporcionar las líneas de actuación que permitan cubrir de forma coordinada los objetivos planteados, y plantear la justificación global de las decisiones adoptadas para cada aspecto de los que se acaban de enunciar.

Es preciso definir una política energética coherente, que sirva de marco de referencia para los distintos procesos de toma de decisiones sectoriales y que contenga qué tipo de modelo energético se quiere para España y cómo conseguirlo. Los mercados energéticos pueden ser un instrumento adecuado para una asignación eficiente de recursos, y hay que conseguir que funcionen correctamente, pero los mercados por sí mismos no van a conducir a un modelo energético sostenible y con unos atributos deseables. No se puede confiar en que los mercados vayan a resolver los problemas de dependencia energética, ni que vayan a promover la suficiente innovación como para desarrollar tecnologías energéticas limpias, ni a indicar cuánto carbón nacional se va a utilizar, ni cuál será la penetración de cada una de las

tecnologías renovables, ni que vayan a forzar el cumplimiento con los compromisos de Kioto, ni a indicar el papel que va a desempeñar a futuro la energía nuclear. Sin intervención externa es posible que los mercados tampoco proporcionen una seguridad de suministro energético adecuada, ni que consigan que los consumidores modifiquen significativamente sus patrones de consumo, o lo que sería necesario para cumplir con los objetivos prefijados.

5. MODELOS PARA UNA PLANIFICACIÓN ENERGÉTICA INDICATIVA EN ESPAÑA

Para comenzar el proceso de PEI en España, es preciso hacer unas cuentas claras. En primer lugar hay que examinar a fondo la contribución potencial de cada tecnología a la seguridad de suministro y combinar los puntos de vista a corto y a largo plazo, e integrar lo anterior en un análisis cuantitativo que permita exponer con claridad las opciones disponibles para conseguir un modelo sostenible, para poder presentarlas a la opinión pública y a las instituciones a las que corresponda decidir.

Para realizar este análisis hay que plantearse una perspectiva a largo plazo, a 2030 o incluso a 2050, con el fin de explorar cómo podría ser este futuro y de qué opciones se dispone. Más que estimar lo que «podría ocurrir», hay que diseñar lo que «debería ocurrir». Es necesario saber para tomar una decisión fundamentada qué nivel de esfuerzo se estima que hay que realizar para invertir en renovables, en ahorro y eficiencia energética y en I+D en energía, así como si es necesario o posible: posponer, reducir, evitar o incrementar la energía nuclear, o hasta dónde es posible llegar con el gas natural y el carbón, mientras se cumplen los compromisos espa-

ñoles de mitigar el cambio climático. El objetivo no es tanto un análisis de prospectiva, «qué va a pasar», sino un análisis normativo, «qué hay que hacer para que pase algo que se quiere que ocurra». Este artículo sostiene que la PEI debe de apoyarse en un modelo que permita estimar las implicaciones que la adopción de unas u otras opciones estratégicas tiene en relación con magnitudes energéticas clave como el consumo, las emisiones de GEI o la dependencia. Un primer enfoque de modelado lo constituyen los modelos clásicos que, por diversos motivos, en una fase preliminar no parecen ser los más adecuados para este tipo de planteamiento.

5.1. Enfoque clásico del modelado de la PEI: clasificación y limitaciones

Los modelos energéticos clásicos, en función del sector o sectores, de la aproximación y definición de los datos utilizados, etc., se clasifican en:

- Modelos energéticos y económico-energéticos: se modela el sistema energético en exclusiva en los primeros, y también el sistema económico en los segundos.
- Modelos *bottom-up* y *top-down*: en los modelos *bottom-up* (abajo-arriba) se parte de datos detallados a nivel local y de los distintos consumos finales para llegar a conclusiones globales. Por el contrario, los modelos *top-down* (arriba-abajo) parten de parámetros globales y macroeconómicos, hasta llegar al detalle a nivel local o regional y de las diferentes actividades que consumen energía.
- Modelos de equilibrio parcial y demanda fija: equilibrio parcial implica que sólo se incluye en el modelo el sector energético, con sus curvas de

oferta y demanda, ésta última elástica al precio. Sin embargo en los modelos de demanda fija, ésta es un dato externo no modificable mediante el parámetro elasticidad.

- Modelos de simulación y de optimización: los primeros se utilizan para pronosticar el comportamiento futuro de los sistemas bajo unas condiciones fijadas. Se pueden plantear diferentes escenarios en la simulación, variando los parámetros de entrada al modelo. En cambio, en los modelos de optimización existe una función objetivo a maximizar o minimizar, a la vez que se cumplen unas restricciones.
- Modelos estáticos, dinámicos y cuasi-dinámicos: los modelos estáticos dan una solución para un solo instante en el tiempo sin tener en cuenta las variaciones temporales. Los modelos dinámicos y cuasi-dinámicos estudian el sistema durante un cierto periodo. En los modelos cuasi-dinámicos el sistema optimiza para un periodo de tiempo y la solución de este periodo es la base para la optimización del siguiente. En los modelos dinámicos la función objetivo cubre todos los periodos a la vez y todo el horizonte temporal se optimiza simultáneamente.
- Modelos paramétricos y econométricos: En los modelos paramétricos, la estructura y los parámetros del sistema pueden cambiar a medio y largo plazo. Los datos provienen de distintas fuentes. En los modelos econométricos, los datos se basan en análisis de series históricas suponiendo que en el pasado el sistema se mantenía sin cambios, por lo que es más adecuado para el modelado de sistemas a corto plazo.

Algunos de los modelos clásicos más relevantes se presentan brevemente a continuación: EFOM-*Energy Flow Optimisation Model*, modelo de optimización *bottom-up*, multi-periodo, desarrollado por la Comisión Europea; POLES, herramienta *bottom-up* para el estudio a largo plazo de cuestiones relacionadas con la energía, la tecnología y el cambio climático, desarrollada por el IEPE (*Institute of Energy Policy and Economics*) y el IPTS (*Institute for Prospective Technological Studies*), utilizado para la elaboración del informe *World Energy Technology Outlook 2030* de la Comisión Europea; PRIMES, modelo *bottom-up*, desarrollado por la Universidad Nacional Técnica de Atenas, que simula una solución de equilibrio de mercado para el suministro y demanda de energía en los países miembros de la Unión Europea. Otros modelos clásicos son: MARKAL, TIMES, LEAP, EPPA, GEM-E3, MERGE, RICE, etc.

Este artículo sostiene que, al menos en una primera fase de un proceso de PEI con criterios explícitos de sostenibilidad a largo plazo, este tipo de modelos no son los más apropiados por los motivos siguientes:

- Se trata de modelos complejos y voluminosos cuyo ajuste es muy difícil al manejar gran cantidad de ecuaciones y de variables.
- Al mismo tiempo, necesitan una gran cantidad de datos, con gran nivel de detalle, lo que dificulta la alimentación del modelo.
- Lo anterior provoca que sean difíciles de manejar por el usuario final al emplear gran variedad de información de parámetros y de relaciones entre ellos.
- Los resultados que proporciona este tipo de modelos son difíciles de entender, precisamente por la gran cantidad de factores que influyen en los

mismos y que dan lugar a un alto nivel de opacidad en las salidas.

- Todo esto hace que el control del modelo por el usuario sea complicado y que, además, los resultados sean difíciles de interpretar. Así, la toma de decisiones apoyándose en modelos de este tipo acarrea frecuentemente un alto nivel de desconocimiento de los procesos internos que el modelo está empleando para la optimización, con la consiguiente dificultad para su comprensión y para realizar análisis de sensibilidad sobre los resultados.

5.2. Enfoque complementario y simplificado del modelado de la PEI

Este artículo defiende que el empleo de modelos de simulación simples y robustos es un adecuado complemento a los modelos clásicos de optimización a la hora de llevar a cabo una PEI. Además, estos modelos suponen un buen punto de partida para la PEI al establecer a grandes rasgos los condicionantes y resultados de la misma. Este tipo de modelos resultan claros y concretos, su dificultad no es excesiva y permiten introducir hipótesis en la toma de decisiones de forma que ésta pueda ser cómoda y rápida, pudiendo barajar fácilmente diferentes alternativas de política energética. Es necesario saber que al emplear este tipo de modelos se está perdiendo parte de la información que proporcionan otras formas de modelado más complejas, y además se prescinde de los procedimientos de optimización, pero eso se compensa con una mayor claridad y comodidad en la aplicación práctica del modelo. Además, dada la urgencia de la toma de decisiones en un sector como el energético en el que las inercias son notables y

la vida útil de las instalaciones se acerca al medio siglo, es importante contar con un enfoque que permita establecer líneas maestras de actuación con relativa simplicidad, aun a costa de perder en las etapas iniciales parte de la información.

Para el planteamiento de este enfoque complementario y simplificado del modelado, se acepta que el núcleo del funcionamiento del modelo energético sea un mercado competitivo en las actividades de producción y comercialización de gas y electricidad, en el que los agentes en general han de ser capaces de optar libremente por unas tecnologías u otras al realizar sus inversiones. Ésta es la primera decisión de la política energética y condiciona el sistema regulatorio del modelo energético.

Puede afirmarse que cualquier ejercicio de planificación energética consiste en encontrar un conjunto de escenarios futuros de desarrollo del sistema energético que sean aceptables, esto es, que cumplan unos requisitos mínimos fijados por el planificador y que reúnan un conjunto de características que los hagan preferibles al resto de los posibles escenarios, aunque no sea en principio evidente elegir el mejor entre ellos, lo que puede ser el resultado de un algoritmo de optimización o quedar al criterio final del planificador.

Para poder definir con precisión qué es un escenario y cuantificar las preferencias del planificador es necesario contar con una formulación precisa. A continuación se explicará cómo se define un escenario a partir de sus atributos, de los factores externos al planificador y del conjunto de los valores de las variables de decisión que éste puede elegir⁴.

⁴ Se ha adoptado la estructura y la terminología clásica de un problema de optimización, lo que es útil en todo caso, aunque el método de planificación que luego se utilice no haga uso de las técnicas específicas de optimización matemática.

Los *atributos* o «figuras de mérito» de un escenario. Son un conjunto de indicadores que permiten evaluarlo cuantitativa o cualitativamente bajo los diversos criterios que se han ido exponiendo anteriormente y, en particular, desde el punto de vista de la sostenibilidad, con sus tres componentes: económica, social y medioambiental. Estos indicadores han de permitir determinar si un escenario futuro es aceptable o no y si es mejor o peor que otro escenario. Un indicador típico es el coste de la energía para el consumidor. Las consideraciones de calidad del suministro y de impacto medioambiental pueden expresarse bien como restricciones, mínimos a cumplir, o bien, una vez se cumplen los mínimos, como atributos. Las consideraciones de sostenibilidad incorporan otros aspectos, algunos de los cuales se mencionan a continuación, para los que hay que definir atributos adecuados que permitan su cuantificación precisa: provisión duradera, fiable y a precio razonable de los recursos energéticos; capacidad adecuada de las infraestructuras y seguridad en el suministro; impacto medioambiental sostenible, esto es, que no exceda la capacidad de carga del medio dando lugar a consecuencias que interfieran negativamente con el desarrollo humano y la supervivencia de otras especies; compatibilidad con un adecuado desarrollo económico (que no tiene por qué ser ilimitado); y acceso universal y equitativo a formas modernas de energía.

En un contexto tan complejo como el de la PEI, es clave no reducir las múltiples dimensiones de los distintos atributos a un supuesto denominador común monetario, con la consiguiente pérdida de información. Se trata de resaltar la existencia y la relevancia de estas dimensiones a la hora de tomar decisiones, de manera que sea la sociedad, a través de sus valores, la que vaya estable-

ciendo una jerarquía que permita evaluar la importancia de las múltiples dimensiones, (véase Aguilera, 2001). En este caso, habría que plantear el problema en términos de optimización multiobjetivo, para que se tuvieran en cuenta diferentes atributos a la hora de optimizar el sistema energético desde el punto de vista de la sostenibilidad.

Los *factores externos*. Son otro componente en la definición de un escenario, pero están fuera del control del planificador español, como por ejemplo el aumento de la población y de su capacidad adquisitiva como factores coadyuvantes del crecimiento «de referencia» de la demanda de los distintos servicios que necesitan suministro de energía, esto es, antes de la adopción de medidas adicionales de ahorro y eficiencia energética, o el precio de los combustibles fósiles o del uranio, o la disponibilidad y coste de nuevas tecnologías, como la captura y almacenamiento del CO₂ o la producción de biocombustibles a partir de celulosa, o la evolución a futuro del coste de producción de electricidad con tecnología solar fotovoltaica o eólica.

Las *condiciones de contorno*. Para completar la especificación del escenario hay que explicitar las condiciones que el planificador impone al núcleo de mercado en el que los agentes actúan siguiendo sus propios intereses, con el fin de orientar el futuro modelo energético hacia una dirección determinada. Algunas de estas condiciones de contorno pueden venir en parte impuestas externamente, como un compromiso internacional de reducción de emisiones de GEI, aunque el planificador podría tratar de conseguir una reducción aún mayor o, por el contrario, compensar una reducción insuficiente con la compra de derechos de emisión o con mecanismos de desarrollo limpio en otros países. Aquí se han clasifi-

cado las condiciones de contorno (de nuevo tomando más o menos prestada la terminología clásica de la optimización) en *restricciones, incentivos y eliminación de barreras y medidas transversales*:

Las *restricciones*. Se exige como mínimo el cumplimiento de determinados objetivos, que pueden ser libremente fijados por el regulador o bien venir impuestos externamente desde otras instancias: niveles máximos aceptables de impacto ambiental, ya sea de carácter global (los GEI) o local (emisiones de NOx); cumplimiento de compromisos internacionales en materia de protección del medio ambiente, como las limitaciones en las emisiones de GEI; nivel mínimo de penetración de energías renovables; nivel mínimo de mejoras de indicadores de eficiencia; valores mínimos aceptables en los indicadores de adecuación de la generación para la seguridad de suministro, reservas mínimas de combustibles, umbrales mínimos de diversificación (por ejemplo, limitar el porcentaje de producción total de electricidad con una determinada tecnología, combustible o con el origen del mismo) y de dependencia energética; un progreso mínimo en relación a la provisión universal de fuentes avanzadas de energía, en cumplimiento de lo establecido en los Objetivos de Desarrollo del Milenio; o posibles niveles de utilización mínima de ciertos recursos energéticos autóctonos.

Los *incentivos y la eliminación de barreras*. Orientan el desarrollo del sistema eléctrico en una determinada dirección que se considera deseable, pero evitando la imposición de restricciones y minimizando la interferencia con el mercado competitivo:⁵ Traslado al consumidor final de las señales

económicas correctas (precios de los mercados energéticos o tarifas reguladas); mecanismos para facilitar la respuesta de la demanda a los precios del mercado; otros mecanismos de mercado; impuestos energéticos; mecanismos de apoyo financiero para promover las energías renovables; eliminación de barreras para la penetración de tecnologías con necesidades específicas (altos niveles de penetración de fuentes de energía intermitentes en redes eléctricas, alto riesgo regulatorio de la energía nuclear); o procedimientos y garantías regulatorias que hagan posible la inversión en las infraestructuras de redes necesarias.

Las *medidas transversales*. Facilitan la consecución de los objetivos planteados:⁶ I+D en energía; educación de los consumidores con el objeto de modificar sus patrones de consumo; mejor conocimiento de la demanda y sus posibilidades de respuesta en distintas escalas de tiempo; mejoras y armonización en la UE de la regulación energética y el diseño de los mercados; cooperación internacional con los países en desarrollo de forma que su progreso energético sea compatible con estrategias globales, como la lucha contra el cambio climático; u otras formas de «diplomacia energética y medioambiental» para conseguir actuaciones de carácter verdaderamente global.

Para llevar a cabo una PEI es necesario enumerar el conjunto de medidas de política energética disponible para conseguir los objetivos a largo plazo fijados y determinar el potencial de cada una de ellas con independencia de las demás⁷. Para ello, el concepto

⁵ Si el proceso de planificación se formulase como una optimización, algunos de estos incentivos tomarían la forma de factores de peso en la función objetivo.

⁶ Pueden verse como modificaciones en los datos y parámetros en una formulación del citado problema de optimización centralizada.

⁷ En una primera aproximación se debe determinar de forma aislada el potencial de cada una de las medidas disponibles, pero en fases más avanzadas de la

de las *wedges* o cuñas, desarrolladas por el equipo de Socolow en la Universidad de Princeton, permite visualizar en forma sencilla el concepto de combinar distintas medidas para conseguir un objetivo o un conjunto de ellos, aunque su implantación concreta haya sido excesivamente simplificada (véase Pacala, 2004).

El método de las *wedges* o cuñas consiste en valorar cuantitativamente y por separado el impacto de cada una de las principales medidas consideradas sobre cada uno de los principales objetivos (restricciones) a cumplir, por ejemplo, una reducción determinada en las emisiones de GEI para una fecha concreta, y buscar combinaciones de medidas que permitan satisfacer por completo estos objetivos; para visualizar más fácilmente el esfuerzo a realizar el objetivo principal a cumplir se puede dividir en N partes iguales, diez por ejemplo, y se puede entonces calcular cuánto de cada medida se necesita aplicar para conseguir ese 10% del objetivo. Por ejemplo, supongamos que la introducción de 5.000 MW de generación eólica de electricidad permite cubrir un 10%, otro 10% la sustitución de 4.000 MW de centrales de carbón por ciclos combinados de gas, otro 10% más si se reducen las emisiones de todos los vehículos en un 15%, etc. Una vez conocido el impacto de las principales medidas sobre todos los objetivos a cumplir, se trataría de buscar la combinación de aquellas que permiten cumplir con todos los objetivos, a la vez que se consiguen valores convenientes de los atributos. El análisis simplificado de Socolow solamente incluye el estudio de la

intensidad o volumen que habría que utilizar de cada una de las medidas, consideradas aisladamente, para alcanzar un determinado porcentaje de un objetivo prefijado de reducción de emisiones de GEI.

Una vez definida la naturaleza de los escenarios, hay que formalizar el procedimiento para generarlos y para aprender a buscar escenarios que mejoren los encontrados hasta el momento. Un posible enfoque consistiría en recurrir a las técnicas de optimización, que guían la búsqueda de nuevos escenarios a partir de la información generada al examinar los escenarios previos y de forma sistemática conducen a encontrar el escenario óptimo; otro método, el más simple, consiste en generar los escenarios manualmente, con la ayuda de expertos que detallan para cada escenario un paquete específico de factores externos y de condiciones de contorno y su desarrollo en el tiempo; y un último enfoque podría consistir en la generación aleatoria de una enorme cantidad de escenarios y el uso de técnicas avanzadas de análisis, que permitan gestionar un número tan elevado de escenarios y extraer de los mismos la información relevante para iluminar el proceso de toma de decisiones, véase (Lempert, 2003).

Sin entrar en el detalle del planteamiento de un modelo concreto, puede afirmarse que, junto a los modelos de optimización clásicos, este tipo de modelos simplificados son un buen complemento y no se debiera prescindir de ellos para un análisis de PEI con criterios explícitos de sostenibilidad a largo plazo, por los motivos siguientes:

- En una primera aproximación no se requiere mucha precisión debido a: a) las grandes decisiones son muy importantes (¿podría prescindirse de la energía nuclear y cuándo?, ¿si hay que recurrir a ella, cuántas centrales nuevas se ne-

planificación deben de concretarse las interacciones entre unas y otras medidas, pues éstas pueden ser notables y condicionar el potencial del conjunto de actuaciones necesarias para la consecución de los objetivos de política energética.

cesitarían?, ¿cuáles serían las alternativas?, ¿hasta qué volumen es razonablemente posible llegar en la utilización de energías renovables y a qué coste?, ¿cuánta mejora es posible alcanzar con medidas de ahorro y eficiencia?); b) hay gran incertidumbre en los costes de las nuevas tecnologías o de las poco maduras, también sobre cuándo estarán disponibles, sobre el crecimiento de la población, el precio del petróleo, la aceptación pública, el marco regulatorio, etc.

- Se requiere mucha flexibilidad en el modelo para poder introducir las distintas hipótesis y medidas que se le vayan ocurriendo al planificador.
- Un modelo así puede estar disponible en plazos cortos y se puede conocer en profundidad y modificar con facilidad.

En definitiva, en el contexto de una PEI donde han de tomarse decisiones de forma urgente y con implicaciones en el muy largo plazo, es necesario plantear un enfoque complementario de cálculo que simplifique la operación en las etapas iniciales de la planificación y que permita realizar cálculos básicos con rapidez, comodidad y completo control por el usuario. La riqueza de información y modelado que los modelos clásicos pueden proporcionar es necesaria en fases más avanzadas de planificación, para refinar las líneas maestras de política energética definidas por los modelos simplificados.

5.3. Una primera aproximación al modelo simplificado a desarrollar

Los dos gráficos presentados (gráficos n.º 1 y n.º 2, cadena de consumo de energía y

de emisiones de GEI asociadas a ese consumo) constituyen el punto de partida para la elaboración de un modelo simplificado del sistema energético español y de las interconexiones entre los consumos primarios de energía y los usos finales de la misma, en paralelo con las emisiones de GEI asociadas a cada proceso. Partiendo del esquema general de ambos gráficos, se ha desarrollado una primera versión simplificada del modelo, (ver Ezquerro, 2008). El objetivo del mismo es el análisis de un conjunto de medidas que conduzcan hacia la sostenibilidad energética en España en el horizonte 2030, la especificación de sus características básicas y la evaluación de su potencial. Las medidas analizadas en esta primera versión del modelo son: el potencial de las energías renovables (eólica, solar y biomasa), la mejora de la eficiencia de los edificios y medios de transporte, la estrategia de retirada, mantenimiento o nuevas inversiones a seguir con las centrales nucleares en el futuro mix de generación de electricidad y la consideración de centrales de carbón con captura y almacenamiento de CO₂ (CAC) como otra alternativa.

Las medidas anteriores se han analizado —por separado y en conjunto— para conseguir cuáles serían las que habría que aplicar en el sector energético español. El modelo desarrollado es de carácter determinista, considera la hipótesis de nudo único —no modela la red de transporte ni la situación geográfica de los centros de producción y consumo— y el estudio de la incertidumbre se lleva a cabo mediante la ejecución de diferentes escenarios y por medio de un análisis de sensibilidad. Se define un escenario tendencial, de referencia o *Business as usual* (BAU) y dos escenarios alternativos, cada uno de ellos a su vez con variantes.

Entradas al modelo

Se clasifican en datos e inputs. Los datos son valores de entrada que definen las características técnicas de cada tecnología, sus costes, la estructura del consumo de cada sector final, las emisiones de CO₂ asociadas a cada fuente de energía final, etc. Por su parte, los inputs son todas aquellas variables que definen el escenario en el año 2030, es decir: medidas en el sector del transporte, como la introducción de vehículos híbridos enchufables o la posibilidad de aplicar las medidas recomendadas en la Estrategia de Ahorro y Eficiencia Energética en España 2004-2012; medidas de ahorro y eficiencia en el sector de la edificación y en el de servicios; *District Heating and Cooling* (DHC) que aproveche la energía térmica residual del proceso de generación eléctrica para cubrir parte de la demanda térmica de los edificios; cogeneración; precios del gas natural, del carbón y del CO₂; mejora de eficiencia en las centrales de carbón y de ciclo combinado; potencia instalada de las diferentes tecnologías en 2030; y centrales de carbón con CAC. Muchas de las hipótesis del modelo, en particular aquellas referentes a la parte eléctrica del mismo, se han tomado de UNESA, 2007.

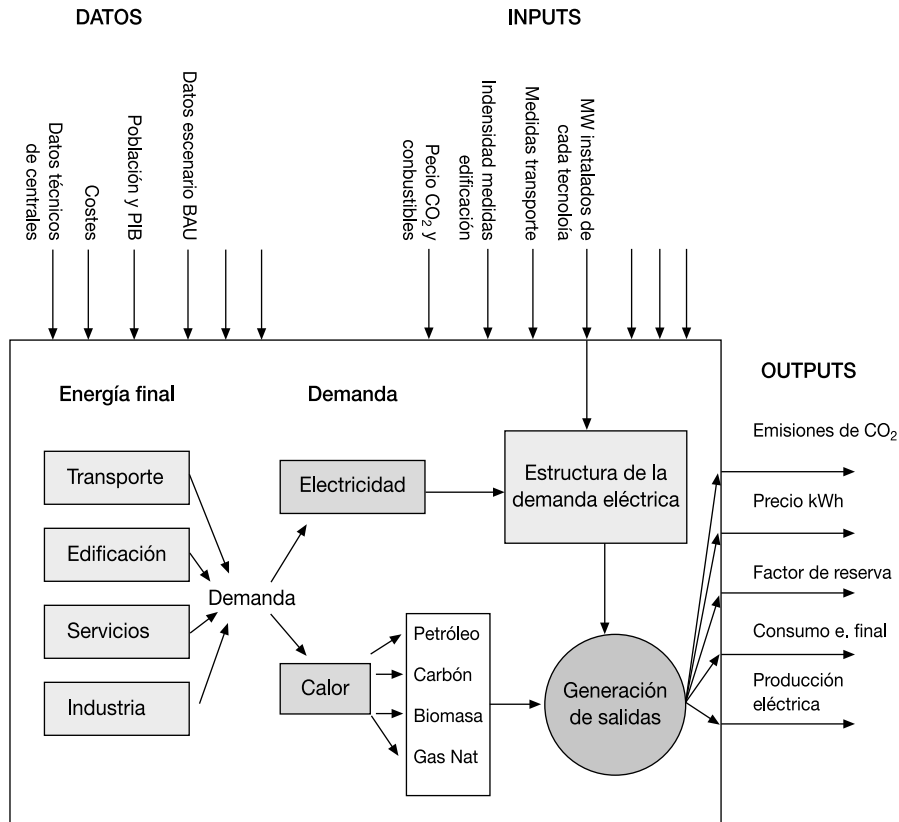
Escenario de referencia (BAU) para el año 2030

El escenario se apoya sobre las hipótesis de una evolución socioeconómica tendencial, una continuación de la política actual multisectorial de eficiencia energética, una política de introducción de energías renovables intensa, unos precios de CO₂ bajos y un alargamiento de la vida útil de las centrales nucleares actualmente en operación, de manera que para el año 2030 continúen to-

das en funcionamiento. Las políticas que se consideran para la elaboración del escenario tendencial son: alargamiento de la vida útil de las centrales nucleares, penetración del 12% de renovables para el año 2010, precios del CO₂ en el entorno de 20 €/t, tasa de crecimiento del PIB del 2,5% anual; y que no se toman medidas adicionales a las de los últimos años en relación con el ahorro y la eficiencia energética en los sectores de la edificación y el transporte.

Se consideran también las siguientes hipótesis de partida: crecimiento anual de la población del 0,7%, —43 millones de habitantes en 2005 y 51 millones en 2030—; crecimiento anual del parque de viviendas del 1,4% —14.400 miles de viviendas en 2005 y 20.500 en 2030—; y crecimiento anual del parque de automóviles del 1,3% —21,3 millones de turismos en 2005 y 29,1 millones de turismos en 2030—. En concordancia con las hipótesis anteriores se supone un crecimiento anual del consumo de energía primaria del 1,5%, —143,5 Mtep en 2005 y 208 Mtep en 2030—. El crecimiento anual en el consumo de energía final se sitúa en el 1,2% —145 Mtep en 2030—. El reparto del consumo de energía final por sectores en 2030 se ha supuesto semejante al actual, es decir: 33% Industria, 13% Residencial, 9% Servicios, 5% Agricultura y 40% Transporte, y se ha considerado que existe un desplazamiento del consumo de energía final hacia la electricidad y el gas natural. A partir del consumo de electricidad estimado para 2030, se obtiene que la producción eléctrica necesaria sería de 501 TWh. Según la evolución de los últimos años, para esa producción eléctrica la potencia instalada necesaria sería de unos 117 GW en 2030. Según el informe UNESA, 2007 en su escenario base para 2030, se mantendría la potencia nuclear actual y se

Gráfico n.º 4

Esquema del modelo desarrollado

Fuente: Ezquerro, 2008.

instalarían nuevas centrales de ciclo combinado hasta llegar a los 29.187 MW. Se considera que se mantiene la potencia hidráulica ordinaria, se incrementa la potencia eólica instalada y pierden importancia las centrales de carbón. Se ha desarrollado un sencillo modelo del sistema eléctrico español para determinar la cobertura de la demanda de energía con las distintas tecnologías de generación eléctrica en el horizonte hasta 2030.

5.4. Análisis de escenarios de prospectiva y objetivos de referencia

El escenario tendencial (BAU), sustentado en las políticas decididas antes de finales de 2005, no conduce a un futuro energético sostenible, ni desde el punto de vista de la lucha contra el cambio climático, ni de reducción de la dependencia de las importaciones de energía primaria, principalmente

petróleo y gas natural. Las emisiones de CO₂ de este escenario ascenderían hasta casi los 600 millones de toneladas en el año 2030. Este valor prácticamente dobla las emisiones a las que se comprometió España con el protocolo de Kioto para el año 2012, 334 MtCO₂. Recientemente, la Comisión Europea presentó un plan para el año 2020 de reducir las emisiones de CO₂ europeas en un 20% respecto a las de 1990, y alcanzar un 20% de energías renovables en el consumo de energía primaria en el mismo año. En este contexto, a España se le exigiría emitir en 2020 un total de 377 MtCO₂, un 30% más que en 1990, objetivo que también se incumple en el escenario BAU.

Para el planteamiento de escenarios alternativos, es necesario realizar estimaciones sobre los precios del combustible a largo plazo. Siguiendo UNESA, 2007, se han definido dos escenarios de utilización del equipo de combustibles fósiles. En uno de ellos —Gas Prioritario—, se parte de la premisa de que el coste variable del equipo de gas —coste del combustible más coste del CO₂— es inferior al coste del equipo de carbón. En el otro caso —Carbón Prioritario— se admite que sucede al revés y, por tanto, se despachan preferentemente con criterios de mercado las centrales de carbón. Se considera que el precio del carbón se mantiene constante en 70 \$/t. Sin embargo, el precio del CO₂ y el precio del gas natural variarán para cada uno de los dos casos: en el caso en el que el gas natural sea prioritario, se toma 50 €/t como precio de las emisiones de CO₂, y 20 €/MWh como precio del gas natural. En el caso en el que el carbón fuese prioritario, se toma como precio del gas natural 30 €/MWh y 30 €/t como precio del CO₂.

El análisis se centra en dos escenarios principales: un escenario E1 en el que se aplican medidas intensivas adicionales de

ahorro y eficiencia en el sector del transporte y de la edificación, se considera un ahorro en el sector de servicios del 30% de la energía final con respecto al escenario BAU y se estima una mejora del 10% en el rendimiento de las centrales de carbón y ciclos combinados; y un escenario E2 en el que se irán tomando progresivamente más medidas de ahorro adicionales a las del escenario E1, como son los coches híbridos eléctricos, la cogeneración y el DHC.

Tanto en el escenario E1 como en el E2, las variantes consideradas para cubrir la demanda eléctrica son las siguientes: a) se construyen 7 centrales nucleares de 1.500 MW y no se cuenta con la tecnología de CAC, pasando la energía eólica de 15.000 MW a 34.000 MW instalados en 2030, tanto terrestre como marina; b) no se construyen nucleares ni se cuenta con CAC, pero la energía eólica alcanza 51.000 MW instalados en 2030; y c) no se construyen nucleares y se cuenta con la tecnología de CAC a partir de 2020, instalándose centrales de carbón hasta llegar a 15.500 MW en 2030, de forma que el 60% de ellas cuenten con CAC en ese año. Se ha comprobado que para cada uno de estos casos de cobertura de la demanda eléctrica planteados en cada escenario, los resultados que se obtienen son muy similares, y son los que se describen a continuación.

En el escenario E1 se consigue ahorrar 25 Mtep de energía final con respecto al escenario base. El mayor ahorro se produce en el sector edificación (11,6 Mtep), seguido del sector del transporte (10,4 Mtep) y del sector de servicios (3,9 Mtep). Por tipos de energía final, el mayor ahorro se produce en los productos petrolíferos, ya que son prácticamente hegemónicos en el sector del transporte. Se produce un considerable descenso de la demanda eléctrica, de 501 TWh hasta 420 TWh en 2030.

En el escenario E2 se examina el efecto de aplicar algunas medidas adicionales, como la penetración en el transporte de los vehículos híbridos enchufables, suponiendo que en el año 2030 el 30% de los turismos y camiones son híbridos enchufables, el 10% son híbridos no enchufables y el 10% son puramente eléctricos. El efecto de la penetración de estas alternativas a los vehículos de gasolina y a los vehículos diesel es el ahorro de 5,5 Mtep de energía final. Debido a este tipo de vehículos se produce un aumento de la demanda de electricidad con respecto al escenario E1, quedando ésta en 487 TWh en 2030. La demanda de electricidad es prácticamente igual a la del escenario base porque, a pesar del gran ahorro conseguido en el sector de la edificación (89,3 TWh), es necesaria prácticamente la misma cantidad de electricidad para satisfacer la demanda de los coches y camiones híbridos enchufables (75,3 TWh).

A continuación, se aplican dos medidas adicionales de ahorro, como son que el 20% de las viviendas en el año 2030 dispongan de DHC, y que un 15% adicional del calor necesario en la industria en el año 2030 proceda de la cogeneración en centrales de ciclo combinado de gas. Estas medidas reducen el consumo de energía final hasta situarse por debajo del consumo del año 2007, ligeramente por encima de 100 Mtep. El efecto que tiene el DHC en el ahorro de energía sería mayor si las medidas de ahorro en el sector de la edificación no fuesen tan intensas.

Resultados de los escenarios y objetivos de referencia

La Comisión Europea presentó el 28 de enero de 2008 un ambicioso plan para reducir las emisiones de CO₂ en un 20% en 2020

respecto a las de 1990, y estableciendo para el mismo año que el 20% de la energía primaria consumida sea renovable. A España se le exigiría en este marco emitir en 2020 un total de 377 MtCO₂, un 30% más que en 1990.

Los casos del escenario E1 presentan unas emisiones de CO₂ en el año 2030 de 440 MtCO₂, muy lejos del objetivo para 2020. Sin embargo, los tres casos del escenario E2 cumplen con los objetivos marcados para 2020 en el supuesto del gas natural prioritario sobre el carbón. Un hecho a destacar es el papel que pueden tener en un futuro los coches híbridos eléctricos, pues la gran diferencia entre el escenario E1 y el escenario E2 es principalmente la penetración de este tipo de vehículos.

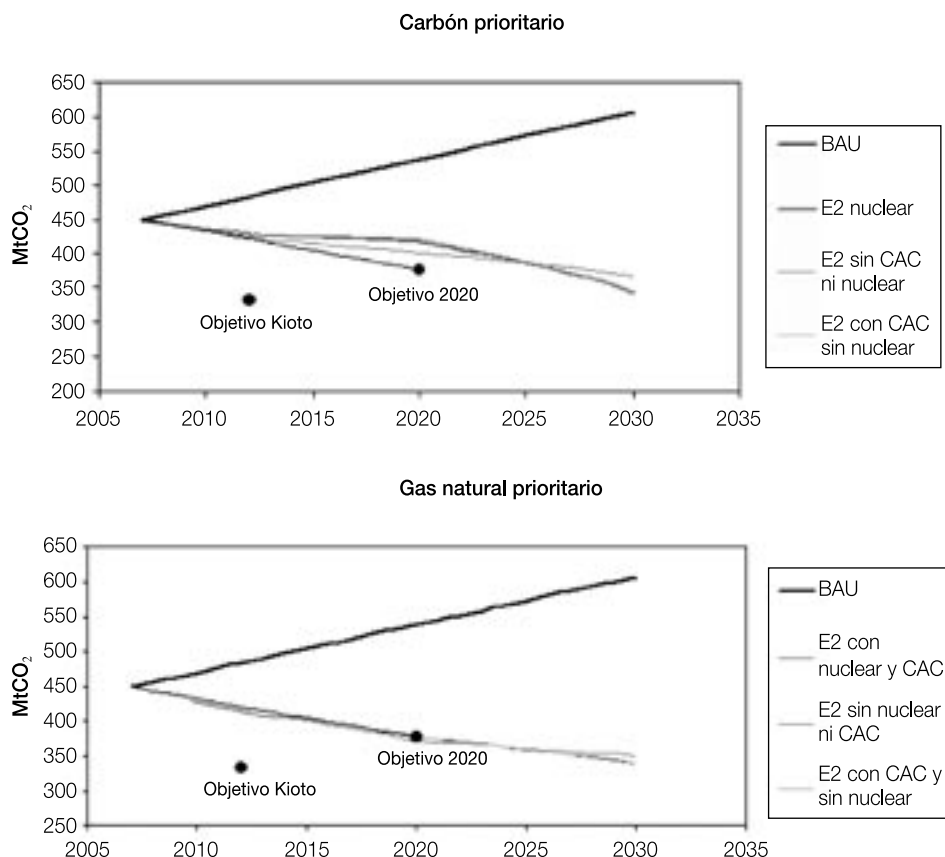
Por consiguiente, este análisis preliminar parece mostrar que es posible en los escenarios analizados cumplir con los objetivos fijados por la UE para España sin recurrir a nuevas inversiones en energía nuclear y apostando fuertemente por las energías renovables. Aun en el caso de no contar con la tecnología de CAC para el año 2020, una apuesta decidida por las renovables permitiría cumplir con estos objetivos.

6. CONCLUSIONES

La estrategia de suministro energético en España requiere un análisis a largo plazo, integrado en el contexto multisectorial que implica la sostenibilidad nacional; en los ámbitos social, ambiental y económico; y en el marco europeo y mundial. La PEI que contemplan las leyes del Sector Eléctrico y de Hidrocarburos es el instrumento que debe proporcionar la visión integral que se necesita para atender adecuadamente a las anteriores consideraciones. La PEI, como instrumento de apoyo para dis-

Gráfico n.º 5

Objetivos y resultados del escenario E2



Fuente: Ezquerro, 2008.

poner de una estrategia energética propia, debe proporcionar las líneas de actuación que permitan cubrir, coordinadamente y de la mejor forma posible, el conjunto de objetivos planteados, el marco regulatorio y el ámbito de actuación en el que han de desenvolverse los mercados y la justificación de las decisiones adoptadas al respecto. En el contexto de una PEI, donde han de tomarse decisiones de forma ur-

gente y con implicaciones a muy largo plazo, los modelos matemáticos de cálculo son imprescindibles. Un enfoque de cálculo complementario a los modelos clásicos de optimización que simplifique la comprensión del modelo y la recogida de datos y que permita realizar cálculos básicos con rapidez, comodidad y control sobre los resultados, puede ser de gran ayuda en este proceso. A este fin, se ha desarro-

lado una primera versión de un modelo simplificado que ha permitido analizar una serie de escenarios y las tendencias a las que conducirían en el horizonte del año 2030. Las medidas analizadas son las siguientes: ahorro y eficiencia en el sector de la edificación y del transporte, penetración de coches híbridos enchufables, mejora de la eficiencia de las centrales de carbón y ciclo combinado, aumento de la cogeneración y el DHC, mayor penetración de energías renovables en la producción

de electricidad, una estrategia sobre la energía nuclear y desarrollo de la CAC.

Con estas medidas, los resultados del escenario analizado como alternativa al escenario BAU, y para el caso en el que el gas natural es prioritario al carbón, muestran que se pueden cumplir los objetivos que inicialmente se marcan para España en el nuevo plan de la UE, en el que se persigue que las emisiones en el año 2020 no superen las 377 MtCO₂, es decir, un 30% más que en 1990.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUILERA KLINK, F.(2001): «Una introducción a la economía ecológica», capítulo en el libro *Ecológica, una perspectiva actual*, Real Sociedad Económica de Amigos del País de Gran Canaria.
- DE MIGUEL C., LINARES P., MENÉNDEZ E, PARDO M. PÉREZ ARRIAGA J.I. Y SÁNCHEZ DE TEMBLEQUE L.J. (2005): Capítulo «El desarrollo energético insostenible» en *La situación de España en 2005. Fundación Encuentro*.
- DE MIGUEL C., LINARES P., MENÉNDEZ E, PARDO M. PÉREZ ARRIAGA J.I. Y SÁNCHEZ DE TEMBLEQUE L.J.(2005): Capítulo «El desarrollo energético insostenible» en *La situación de España en 2005. Fundación Encuentro*.
- EZQUERRA, C.(2008): «Análisis de medidas para la sostenibilidad del modelo energético nacional en el horizonte 2030», *Proyecto fin de carrera*, Escuela Técnica Superior de Ingeniería (ICAI), Universidad Pontificia Comillas, .
- IEA (2006): *Energy Balances of OECD countries*.
- (2007): *World Energy Outlook 2007*. Agencia Internacional de la Energía.
- IIT(2007): *Renovables 100%: Un sistema eléctrico renovable para la España peninsular y su viabilidad económica*. Preparado para Greenpeace, abril.
- IPCC (2007): «Intergovernmental Panel on Climate Change», *Fourth Assessment Report*, <http://www.ipcc.ch/>.
- LEMPERT, R.J., POPPER, S.W.Y BANKES, S.C.(2003): *Shaping the next one hundred years*, Rand.
- MITYC (2007): *La energía en España, 2006*. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio.
- MMA (2007): *España ante el cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente.
- MMA (2008): *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España. Años 1996-2006. Comunicación a la Comisión Europea*. Ministerio de Medio Ambiente.
- PACALA, S., Y SOCOLOW, R.(2004): *Stabilization Wedges: Solving the Climate Problem for the Next 50 Years with Current Technologies*. *Science* 13, August, vol. 305. no. 5686, pp. 968 – 972.
- PÉREZ ARRIAGA, J.I. (2005): *Libro Blanco sobre la reforma del marco regulatorio de la generación eléctrica en España*. Para el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, Julio. Ver <http://www.mityc.es/NR/rdonlyres/5FB9B792-1D76-4FB3-B11E-B4B3E49A63C7/0/LibroBlanco.pdf>
- (2007): «Cambio climático y energía». *Revista de Economía Industrial*, no. 364, número especial dedicado a la Economía de la energía, 2007.
- PNUD (2000): «World Energy Assessment: Overview» - *2004 Update*, informe del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNDESA) y el Consejo Mundial de la Energía (World Energy Council, WEC).
- UNESA, (2007): *Prospectiva de generación eléctrica*. Asociación Española de la Industria Eléctrica.

El papel como ciudadanos en la lucha contra el cambio climático

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) han crecido muy por encima de los objetivos asumidos por España en el Protocolo de Kioto. Detrás de este fuerte incremento está el crecimiento de las emisiones de GEI de los sectores difusos, sobre todo del transporte en vehículo particular. Los hogares producen a su vez cantidades crecientes de emisiones si se consideran las que se derivan de su consumo de electricidad y calor. En este artículo se exploran los factores que han impulsado estas tendencias en los hogares y en la movilidad de los españoles y se plantean unas recomendaciones para mejorar la eficiencia energética y reducir el impacto ambiental de las familias españolas. Estas recomendaciones se centran en medidas a corto plazo destinadas a gestionar la demanda energética, como son las señales de precios, los estándares más estrictos y una planificación espacial y de movilidad integrada. Otro paquete de medidas se debe destinar a promover cambios en el comportamiento de los españoles.

Negutegi efektua sortzen duten gasen (NEG) isurketak Espainiak Kiotoko Protokoloan bere egin-dako kopurua baino askoz gehiago hazi dira. Gorakada nabarmen hori eragin dutenak asko zabal-durik dauden sektoreak dira, horien isurketek egin baitute gora, batez ere norberaren ibilgailuan egiten diren joan-etorriek. Era berean, etxeen kontsumoagatik ere gero eta gehiago isurtzen da, hain zuzen ere kontsumitutako argindarra eta berotasuna sortzeko erabilitako energia kontuan har-tuz gero. Artikulu honetan, Espainiako etxeetako eta garraioko joera horiek zerk eragin dituen azter-tzen da, eta zenbait gomendio egiten dira, eraginkortasun energetikoa hobetzeko eta Espainiako fa-miliek ingurumenean duten eragina murrizten saiatzeko. Neurriok epe laburrean abiarazteko moduko gomendio batzuk egiten dituzte, eta helburua energiaren demanda kudeatzea da; propo-satzen diren neurrien artean hauek daude: prezioen seinaleak, estandar zorrotzagoak erabiltzea, eta espazioaren eta mugikortasunaren planifikazio integratua. Beste neurri multzo batek espainiarren ohituretan aldaketak bultzatzea izan beharko luke xede.

Greenhouse gas emissions (GHG) have grown above the objectives assumed by Spain in the Kyoto Protocol. One of the drivers behind the strong GHG increase is the behavior of the diffuse sectors, mainly the transport in private vehicle. Households produce increasing amounts of GHG emissions when considering the emissions induced by their electricity and heat consumption. In this article we explore on the factors that drive these trends in households and mobility and we give a set of recommendations to improve the energy efficiency and reduce the environmental impact of the Spanish families. These recommendations concentrate in short term measures to manage energy demand such as price signals, standards and integrated space planning and mobility. Another package of measures should focus on promoting behavioral changes.

ÍNDICE

1. Todos somos responsables
 2. El consumo ineficiente de los hogares
 3. Medidas para reducir el impacto ambiental en los hogares
 4. El transporte y la contaminación
 5. Hacia una movilidad sostenible
 6. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: eficiencia energética, emisiones de gases de efecto invernadero, edificación, movilidad.

Keywords: energy efficiency, greenhouse gas emissions, buildings, mobility.

N.º de clasificación JEL: Q42, Q49.

1. TODOS SOMOS RESPONSABLES

El cuarto informe del IPCC¹ sostiene que para poder mantener la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) por debajo de 450 partes por millón (ppm) se deberían reducir las emisiones mundiales un 50% en 2050 respecto a 2005 y un 70% respecto a 1990. La pregunta que nos gustaría responder en este artículo es ¿cuánto pueden hacer las familias españolas para reducir sus emisiones? ¿Cuáles son las medidas que se deben emprender para descarbonizar nuestra forma de vivir?

¹ El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) fue creado en 1988 por la Organización Meteorológica Mundial y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente a fin de proporcionar un informe internacional escrito por expertos en la materia sobre la comprensión científica del cambio climático.

La Unión Europea presentó en febrero de 2008 el tercer paquete sobre energía y cambio climático, en el que por primera vez se establecen objetivos para reducir las emisiones «difusas»² en 2020. Una de las características de este colectivo es su dispersión. En España hay en torno a 15 millones de hogares y 15 millones de vehículos repartidos en todo el territorio, de ahí su calificativo de difusos y la dificultad de su contabilización y control. Dentro de las emisiones difusas se incluyen las producidas por las familias en el sector residencial, en sus desplazamientos y en los residuos que generan. El objetivo para España es una reducción del 10% de estas

² Las emisiones difusas son aquellas que no están incluidas en la Directiva de comercio de emisiones debido a la dificultad de su contabilización. Entre ellas se incluyen el transporte, los hogares y algunas industrias.

emisiones en 2020 con respecto a las del año 2005. Este objetivo es muy ambicioso, si se tiene en cuenta que las emisiones de estos sectores han crecido un 50% entre 1990 y 2006, entre las que destacan las del sector de transporte (mercancías y viajeros), que tras un aumento del 89% en ese período representan una cuarta parte de las emisiones totales y un 44% de las emisiones difusas.

Para el período 2008-2012 este sector no está incluido en el sistema de comercio de emisiones europeo y no tiene objetivos específicos como los que tienen otros sectores energéticos e industriales. Esta falta de control ha motivado que los sectores difusos aumenten sus emisiones considerablemente. Las previsiones más optimistas indican que en 2012 las emisiones superarán en un 65% las de 1990, por lo que el Gobierno de-

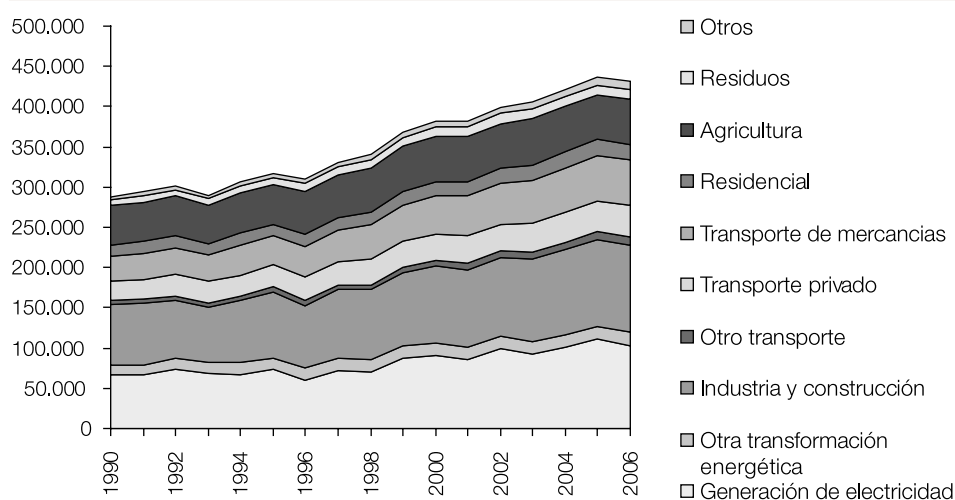
berá comprar derechos de emisión para poder cumplir con los compromisos asumidos en el Protocolo de Kioto (MMA, 2007). Para alcanzar ese objetivo el Gobierno ha puesto en marcha varios paquetes de medidas (Plan de Acción de la Estrategia de Eficiencia Energética y Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia). El examen de las tendencias reales indica la dificultad de alcanzar los objetivos y la magnitud del reto al que nos enfrentamos.

Las familias españolas han contribuido significativamente al crecimiento del consumo energético y de las emisiones de CO₂ derivadas del mismo. Entre 1990 y 2006 las emisiones de CO₂ del transporte en vehículo particular y de los hogares crecieron un 71% y un 37% respectivamente, como se muestra en el gráfico n.º 1.

Gráfico n.º 1

Evolución de las emisiones de GEI en España

(miles de toneladas de CO₂ equivalentes)



Fuente: Elaboración propia a partir del Inventario Nacional de Emisiones (MMA, 2008).

En este artículo se realiza un diagnóstico de las emisiones GEI de las familias españolas, tanto en sus viviendas como en su transporte, a partir del cual se proponen unas recomendaciones para reducir su impacto en ambas áreas, antes de finalizar con unas conclusiones.

2. EL CONSUMO INEFICIENTE DE LOS HOGARES

El consumo energético en los hogares puede llegar a suponer un porcentaje muy alto del consumo energético de los países, de ahí la importancia de introducir medidas que incentiven un consumo eficiente. A escala mundial la edificación representa la cuarta parte de las emisiones de GEI totales, con 5 Giga toneladas de dióxido de carbono equivalente (GtCO_2e) en 2004, de los que $3\text{GtCO}_2\text{e}$ son emisiones de CO_2 derivadas de la combustión energética (excluyendo las emisiones del uso de electricidad y calor)³. Si se añaden las emisiones indirectas que se producen por el consumo de electricidad y calor en los edificios, las emisiones ascienden a más de $8\text{GtCO}_2\text{e}$ (IPCC, 2007).

El sector de la edificación puede contribuir sustancialmente al cumplimiento de los objetivos en materia energética y medioambiental, tanto por su elevada participación en el consumo de energía a corto plazo, como por condicionar el consumo energético a largo plazo, puesto que la vida útil de un edificio varía entre los 50 y 100 años. En este sector existe un enorme potencial de ahorro energético que podría suponer en 2020 una disminución del 29% de las emi-

siones si se aplicasen medidas coste-efectivas (IPCC, 2007).

En la actualidad, el consumo energético final de una vivienda tipo en España es de $1,090\text{ktep/año}^4$. Dos terceras partes corresponden a las instalaciones térmicas (calefacción 40%) y agua caliente sanitaria (27%). El tercio restante se utiliza para la iluminación, los electrodomésticos y los equipos electrónicos del hogar.

El consumo energético de los españoles es significativamente menor que el observado en otros países de la OCDE, debido básicamente a las mejores condiciones climáticas y a una menor renta per cápita. Así, en 2005 cada español fue responsable de 477kg de CO_2 per capita frente a los 883kg en la OCDE, como se aprecia en la tabla n.º 1⁵.

Las opciones para reducir las emisiones en los hogares son un descenso del consumo y la utilización de combustibles más eficientes y de menor contenido de carbono o renovables. Por ejemplo, el carbón en España produce $3,9$ toneladas de CO_2 por cada tonelada equivalente de petróleo (tCO_2/tep), el gasóleo $3\text{tCO}_2/\text{tep}$, el butano $2,6\text{tCO}_2/\text{tep}$, el gas $2,4\text{tCO}_2/\text{tep}$ y la electricidad y las renovables no producen emisiones en consumo. Todo ello conduce a que las emisiones medias de CO_2 por cada tep consumido en España asciendan a $1,4\text{tCO}_2$.

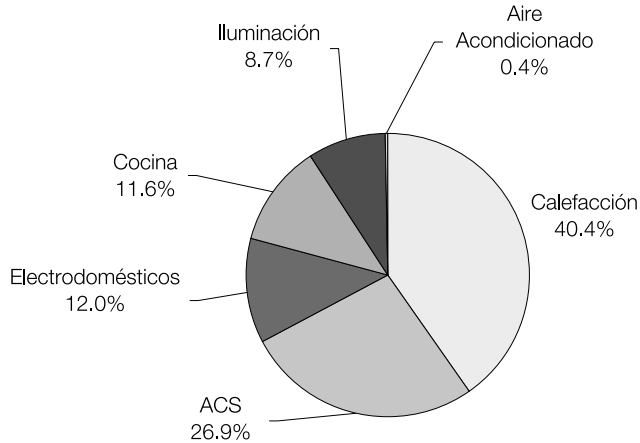
⁴ Cabe señalar que en estadísticas energéticas no resulta fácil delimitar los consumos atribuibles a las familias de los realizados por pequeñas empresas en el sector terciario que por su dimensión están acogidas a las tarifas domésticas de gas y electricidad.

⁵ Del total de las emisiones de CO_2 en España sólo un 6% corresponden al sector residencial puesto que la mayor parte se produce en la producción de electricidad (34%), en el transporte (32%) y en la industria (19%).

³ Los otros gases tienen una aportación más reducida: $0,4\text{GtCO}_2\text{e}$ de CH_4 , $0,1\text{GtCO}_2\text{e}$ de N_2O y $1,5\text{GtCO}_2\text{e}$ de CFCs y HCFCs.

Gráfico n.º 2

Consumo energético en los hogares españoles



Fuente: Estrategia Española de Eficiencia Energética (Ministerio de Economía, 2003).

Cuadro n.º 1

Desglose del consumo energético y de las emisiones de CO₂ de los hogares en España y en la UE 15

	Consumo Energía (%)		Emisiones de Energía (%)	
	España	OCDE	España	OCDE
Carbón	1	2	3	4
Gas	21	38	36	62
GLP	11	5	22	8
Gasóleo	17	9	38	19
Otros Prod. Petrolíferos	0	3	1	6
Electricidad y calor	36	35	–	–
Biomasa	13	8	–	–
TOTAL *	15.153	722.798	21	1.035
Consumo y emisiones pc	349 tep	617 tep	477 kg CO₂	883kg CO₂

* Nota: Consumo en Ktep y emisiones en Mton CO₂.

Fuente: IEA, 2007a y IEA, 2007b.

Como se muestra en la cuadro n.º 1, España compensa la menor utilización del gas, con gasóleo y gases licuados del petróleo (butano) debido a la tardía introducción de este combustible en España. El principal consumo energético de los hogares es la electricidad. Las emisiones generadas para suministrar esa electricidad no se imputan a los hogares sino a las centrales de generación. Si sumamos las emisiones per cápita del consumo de los hogares (477 kg de CO₂) a las que proporcionalmente se emiten en las centrales, cada español emite 1.109 kg de CO₂ per cápita frente a los 2.241 kg de CO₂ de un ciudadano de la OCDE. Por ello es fundamental controlar el consumo eléctrico de las familias españolas para reducir su impacto ambiental.

Para poder reducir la demanda energética en las viviendas es necesario conocer los factores que la impulsan, como son: el clima, la renta per cápita, la evolución demográfica, la eficiencia energética de la edificación, la tasa de equipamiento y los aspectos culturales.

2.1. Clima

El clima influye en el nivel de partida del consumo de los hogares y su variación afecta a la evolución anual del consumo en los países. Especialmente en los países nórdicos el clima condiciona las necesidades de calefacción y puede llegar a suponer un porcentaje muy alto del consumo energético de los hogares, que varía entre el 70% del consumo de los hogares en Alemania y el 30% en Portugal. También afecta al uso de aire acondicionado en los países mediterráneos. Si todos los países estuviesen sometidos a las mismas condiciones climáticas, como se proyecta en el

gráfico n.º 3, las distancias entre el consumo energético por hogar entre países se reducirían y la diferencia reflejaría el mayor consumo energético que se produce por los mayores niveles de renta, las diferencias en el nivel de eficiencia energética de los equipamientos, el nivel de ocupación de los hogares, etc. En el caso español se consume menos que la media, ya ajustada por el clima, de los países europeos, porque en los países más cálidos los edificios están a veces insuficientemente calentados o simplemente no calentados y por el menor nivel de equipamiento doméstico.

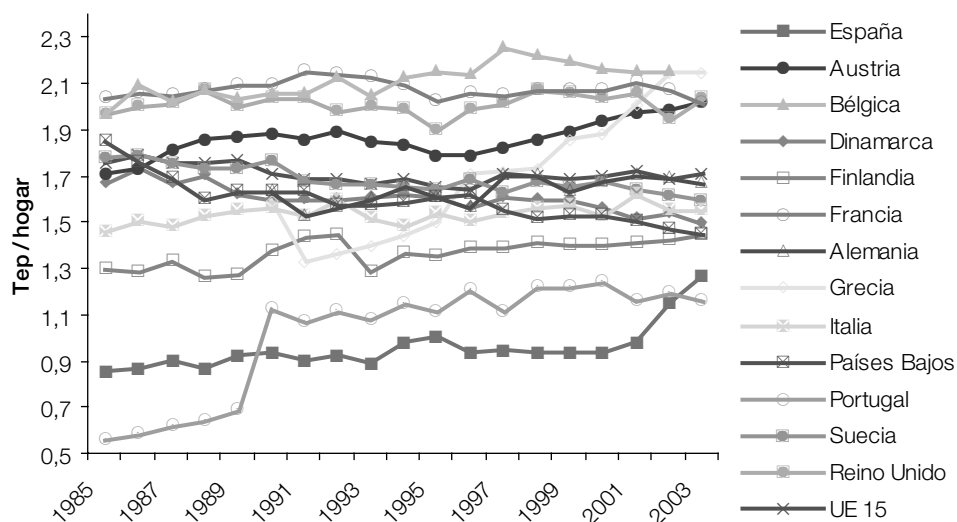
2.2. Aumento de la renta per cápita y población

Desde el año 2000 la población española ha crecido a tasas de un 2,1% anual, los hogares lo han hecho al 2,9% y el consumo corregido por las variaciones climáticas lo ha hecho en un 3%. Esto significa que el crecimiento del consumo energético se ha producido principalmente por el aumento de la población. El aumento superior del número de hogares respecto a la población se explica porque el aumento del empleo ha permitido la emancipación de los jóvenes y la adquisición o alquiler de una vivienda.

El consumo energético del sector residencial depende del número de viviendas habitadas y de su nivel de ocupación. La demanda de viviendas se ha incrementado debido al aumento de la renta per cápita (un 20% entre 1996 y 2004) y de la población española (un 8% en ese mismo período). Además, los españoles han podido adquirir viviendas más grandes y han mejorado sus niveles de confort (por ejemplo, con electrodomésticos con más funciones o una mayor temperatura en los

Gráfico n.º 3

Consumo energético de los hogares ajustado al clima europeo medio



Fuente: IDAE 2006a.

hogares) gracias al aumento de la renta disponible.

Por otro lado, durante los últimos años se ha producido un importante crecimiento del número de segundas residencias (hay aproximadamente 8 millones). En los últimos años esta demanda supera con creces la de las viviendas principales y se produce por el aumento de la renta de los españoles, el envejecimiento de la población europea que prefiere mantener el mismo destino vacacional⁶ y la estabilidad de la economía española. Estos dos últimos factores han propiciado un mayor interés de los agentes extranjeros en las viviendas en nuestro país.

⁶ En la actualidad se estima que existen 2 millones de familias que residen temporalmente en una vivienda secundaria en España (BBVA, 2006).

2.3. Edificación

Los datos del crecimiento del consumo energético de los hogares muestran que no se ha conseguido el desacoplamiento de la renta y el consumo energético y que las mejoras de eficiencia en las viviendas, si las ha habido, no han compensado el crecimiento de la demanda. En la eficiencia energética de las edificaciones los factores que influyen son la ingeniería y diseño del edificio, los materiales utilizados, el funcionamiento del edificio y los sistemas energéticos utilizados.

En la fase de diseño de los edificios los factores que condicionarán las necesidades energéticas para calefacción y climatización son la forma, el volumen y la orientación, así como la envolvente del edificio, esto es,

Cuadro n.º 2

**Evolución de estadísticas sobre las viviendas principales
y secundarias en España**

	Vivienda Principal			N.º Viviendas Principales	N.º Viviendas Secundarias
	m²	m² por persona	Persona vivienda		
2001	90,84	34,68	2,62	883.856	75.528
2000	92,88	33,82	2,75	752.651	67.046
1999	92,59	34,00	2,72	831.360	61.733
1998	93,20	33,36	2,79	709.152	52.325
1997	93,66	32,49	2,88	568.749	45.216
1996	94,69	32,24	2,94	509.339	46.304
1991-1995	97,06	31,23	3,11	1.710.175	208.498
1981-1990	96,37	30,00	3,21	2.971.278	611.297
1971-1980	90,86	31,09	2,92	2.682.604	866.031
1961-1970	86,41	34,92	2,47	1.380.936	457.103
1941-1960	94,10	41,28	2,28	839.959	394.498
Antes 1941	100,95	43,75	2,31	343.967	475.052
TOTAL	93,34	32,62	2,86	14.184.026	3.360.631

Fuente: Censos de Población y Vivienda 2001 (INE, 2002).

el aislamiento térmico y los cerramientos en fachadas, ventanas, cubiertas y suelo.

Entre los materiales utilizados en la construcción, el cemento o ladrillo tienen un alto contenido energético, que se traduce en emisiones de CO₂ generadas en su proceso de fabricación y que quedan «enterradas en el edificio». Por ejemplo, el contenido de carbono de 50 m² de pared de ladrillo es de 5 tCO₂ mientras que en el caso de la madera es de 1,55 tCO₂, cifra que sería más reducida si se tuviese en cuenta que los bosques actúan como sumideros, esto es que absorben CO₂ durante el crecimiento del árbol y que el producto no genera CO₂ por su uso, sino que tiene el carbono

«enterrado» (WBCSD, 2007). El funcionamiento del edificio permite mejorar los consumos energéticos del mismo, adaptando la calefacción e iluminación a las condiciones ambientales exteriores y requerimientos de los usuarios (horario de funcionamiento, número de ocupantes, condiciones climáticas, hábitos de higiene y condiciones de confort interior, etc.).

Finalmente los sistemas energéticos influyen de tres maneras en el consumo energético de los edificios. Por un lado, la energía necesaria para calentar 1 m² depende de la eficiencia del equipamiento, esto es la eficiencia en la conversión de energía final en calor y la eficiencia de los combustibles

utilizados⁷. Por otro, la demanda de calor por superficie está condicionada por el diseño del edificio. Finalmente la demanda energética crece con el aumento del número de viviendas y de su superficie media⁸, así como por el descenso del nivel de ocupación.

La utilización del sistema de calefacción está influida por la zona climática donde se ubica la vivienda. Por ejemplo, en el norte de Europa se instalan sistemas de distribución de calor (*district heating*) o sistemas de calefacción centralizados (calefacción central e individual con caldera) en un 80% de los casos. Estos sistemas son un 50% más eficientes que los calefactores, lo que ha llevado a importantes ahorros energéticos por este concepto en los países del norte de Europa (ADEME, 2005: 78).

En su conjunto, las viviendas principales españolas utilizan mayoritariamente los sistemas de calefacción individual (39% del total) frente a los colectivos (9%), mientras que una parte muy importante de los hogares utilizan sistemas ineficientes (38% emplea calefactores) y un 15% no dispone de calefacción. La baja popularidad de los sistemas colectivos en España se debe al clima más benigno y a la ausencia de contadores individuales por vivienda. Todo ello provoca cierto derroche de energía, puesto que a veces se calientan superficies desocupadas y los usuarios no pueden gestio-

nar individual y eficientemente su demanda de calor.

En España las viviendas ubicadas en zonas climatológicas frías utilizan sistemas de calefacción más eficientes, como es el caso de Navarra, con un 28% de los sistemas de calefacción colectivos. En el extremo contrario, abundan las viviendas ubicadas en lugares costeros o insulares que no tienen sistemas de calefacción, como sucede en Canarias, donde un 90% de las viviendas no dispone de calefacción (cuadro n.º 3).

El tamaño de la vivienda influye en la elección del equipamiento y del combustible. Las viviendas pequeñas (de menos de 30 m²) recurren a calefactores (70% de las viviendas) y a la electricidad (56% de los casos). Por su parte, las viviendas medianas (entre 30 y 75 m²) utilizan calefacción individual y preferiblemente gas. Por último, las viviendas grandes (de más de 75 m²) eligen el gasóleo, probablemente por su coste más reducido y porque no se dispone de gas en su municipio.

2.4. Electrodomésticos

El consumo energético de los electrodomésticos no es proporcionalmente el más significativo, como se ha mostrado en el gráfico n.º 2, pero es el que mantiene un ritmo de crecimiento mayor, puesto que otros consumos como la calefacción pueden alcanzar un nivel de saturación, mientras que la aparición de nuevos electrodomésticos genera nuevas demandas. Por ello es importante asegurar la mejora de eficiencia de estos nuevos aparatos. Las tendencias indican que en Europa los consumos de electricidad de los aparatos eléctricos (lavadoras, lavaplatos, frigoríficos, secadoras, etc.) se han reducido por el in-

⁷ En los sistemas convencionales de calefacción, el gas es el más eficiente en términos energéticos: calderas de condensación (100%), convencionales colectivas (88%) y convencionales individuales (82%). La electricidad muestra una eficiencia del 100% pero si se tiene en cuenta las pérdidas que se producen en la transformación energética, transporte y distribución, ésta se reduce al 40% aproximadamente.

⁸ En teoría debería valorarse el volumen pero ante la indisponibilidad de datos de este tipo se utilizan los de superficie.

Cuadro n.º 3
Viviendas principales con sistemas colectivos de calefacción y sin calefacción
 (% sobre el total de las viviendas)

	C. Colectiva	C. Individual	Calefactores	Sin calefacción	TOTAL	Superficie m ²
Andalucía	2	12	63	22	2.415.143	93
Aragón	25	51	20	4	443.205	91
Asturias	13	54	23	10	389.310	82
Baleares	2	25	60	13	305.431	106
Canarias	0	2	8	90	552.351	94
Cantabria	6	52	33	9	182.645	91
Castilla y León	20	58	15	8	889.197	94
Castilla-La Mancha	11	54	24	11	610.227	104
Cataluña	4	53	35	8	2.315.774	90
C. Valenciana	2	22	65	11	1.492.744	100
Extremadura	3	18	58	21	366.893	97
Galicia	11	40	28	22	900.376	98
Madrid	24	59	15	2	1.873.671	88
Murcia	2	19	62	17	378.211	99
Navarra	28	59	9	3	188.730	99
País Vasco	14	51	31	3	741.399	85
Rioja	24	59	13	4	101.439	93
Ceuta	1	3	35	61	19.397	75
Melilla	0	7	27	65	17.883	83
TOTAL	9	39	38	15	14.184.026	93

Fuente: Censos de Población y Vivienda 2001 (INE, 2002).

cremento de la eficiencia, pero esta reducción ha sido compensada por la compra de electrodomésticos antes considerados de lujo y ahora asequibles para la mayoría de los europeos, como el aire acondicionado y las secadoras (ADEME, 2005: 83). Todavía queda bastante potencial de actuación en este sector, tal y como pone de manifiesto la Agencia Internacional de la Energía, que ha calculado que entre el 3 y el 13% de la electricidad consumida en los hogares tiene

su origen en los electrodomésticos en el modo de encendido⁹ (IEA, 2001).

El consumo medio por hogar de los aparatos eléctricos en España está creciendo por encima de la media europea, en primer lugar, por factores económicos —el incremento de los ingresos familiares, los bajos precios de

⁹ Por ejemplo un video consume de media 19 veces más electricidad en el modo de encendido que en su uso de grabación o de proyección, cuando se tiene en cuenta el tiempo total transcurrido en cada modo.

Cuadro n.º 4
Equipamiento en electrodomésticos
(% hogares equipados)

	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Frigorífico	91,1	94,4	97,9	98,7	98,9	99,0	99,2	99,3	99,5	99,5	99,6
Lavadora	79,7	86,2	93,3	95,6	96,1	96,6	97,0	97,4	97,7	98,7	98,0
Televisor	98,2	99,0	99,8	99,8	99,8	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
Lavavajillas	6,3	7,6	9,2	15,4	17,0	18,9	20,9	22,3	24,6	25,9	29,0
Aire acondicionado	2,8	4,1	5,2	8,7	9,7	10,9	12,3	13,5	14,8	16,3	20,7

Fuente: IDAE, 2005: 96.

los aparatos, el reducido porcentaje del coste energético en los presupuestos familiares— y porque se converge hacia niveles de penetración europeos (cuadro n.º 4). En segundo lugar, los avances tecnológicos han generado una variada oferta de equipos electrónicos. Finalmente, las preferencias, gustos y las necesidades de los consumidores han cambiado considerablemente en España en los últimos años con la incorporación de la mujer al mundo laboral y el menor tiempo disponible para la realización de tareas domésticas. La consecuencia de estos cambios sociales es que se da prioridad a equipos rápidos de altas prestaciones¹⁰ y a compras más cuantiosas y menos frecuentes en centros comerciales, por lo que se necesita una mayor capacidad en frigoríficos y congeladores.

2.5. Aspectos socioculturales

Los aspectos socioculturales influyen en el consumo energético, pero su impacto es

difícilmente medible. Por un lado, la educación condiciona vía renta la opción energética en el hogar. Por ejemplo, en los hogares donde el cabeza de familia no tiene estudios el peso del consumo en electricidad y gas es más bajo. Por otro lado, la concienciación respecto al ahorro energético está influida por la evolución de los países desde valores materialistas (lo importante es la cantidad) a los postmaterialistas (priman más la calidad que la cantidad). En algunos países el concepto de ahorro energético está asociado a pobreza, mientras que en otros se asocia a progreso. Además, este concepto se percibe de forma diferente entre generaciones, por ejemplo en aquellas que han vivido situaciones de extrema carestía. Igualmente, es distinta la percepción que se tiene del consumo de la energía en el trabajo, ocio, industria u hogar (Pérez Arriaga *et al.*, 2005).

En los últimos 50 años se ha producido un cambio radical en los patrones de consumo de los hogares españoles, debido a cambios sociales, culturales, políticos y económicos como son la globalización y la consiguiente apertura de mercados, la individualización y los hogares monoparentales,

¹⁰ Por ejemplo las lavadoras son de mayor capacidad y a veces incluyen la utilidad de la secadora, actividad que antes se hacía de forma natural a coste energético nulo.

las nuevas tecnologías, el marketing y la publicidad objetivo, las viviendas más pequeñas, el envejecimiento de la población, etc. Estos nuevos patrones de consumo tienen un efecto directo e indirecto en las emisiones de las familias, que a menudo no se tiene en cuenta.

3. MEDIDAS PARA REDUCIR EL IMPACTO AMBIENTAL EN LOS HOGARES

Tras este diagnóstico se deduce que las medidas para reducir el consumo energético de las familias se deben enfocar principalmente en cuatro áreas: la mejora en la climatización, la mejora de la eficiencia de las edificaciones, la gestión de la demanda de electricidad (para iluminación y electrodomésticos) y los cambios de comportamiento.

3.1. Mejora de climatización

En la actualidad muchas tecnologías permiten la reducción del consumo energético de edificios para climatización, como son las mejores cubiertas térmicas, el perfeccionamiento de los métodos de diseño y de operación en edificios, y los equipos más eficaces.

En el caso español, la mejora del aislamiento y la distribución de calor no tienen tanto potencial como en otros países en latitudes más frías. Además, la amplia variabilidad climática regional no permite generalizaciones ni soluciones únicas puesto que las técnicas de diseño pasivo se ajustan al clima. Sin embargo, nos encontramos en un momento óptimo para el perfeccionamiento de los sistemas de climatización mediante técnicas de refrigeración natural pasiva, que evitan ganancias de calor del exterior y potencian la disipación de calor del edificio, así

como mejoras en los equipos de aire acondicionado, que todavía tienen una baja penetración en los hogares españoles (tabla n.º 4). El mecanismo más adecuado para incentivar un consumo racional de la climatización es el mercado, esto es, que las familias perciban la variación de los precios de la energía. En el período analizado las familias no han percibido estas señales puesto que conocían y tenían en cuenta una tarifa fijada de antemano por el Gobierno.

Otra medida para reducir la demanda futura de refrigeración es la planificación urbana, que incluye el aumento de zonas verdes que reduzca el efecto «isla de calor» de las ciudades españolas.

3.2. Eficiencia energética en las edificaciones

Los códigos técnicos de edificación son un instrumento de «regulación y mando» eficaz para incluir criterios de eficiencia energética en el diseño de las edificaciones, puesto que en general ni arquitectos ni promotores tienen en cuenta estos aspectos, porque pueden encarecer los costes de la construcción de viviendas. Por ejemplo, en los nuevos edificios individuales es posible alcanzar un 75% de ahorro de energía si se compara con las prácticas actuales, y además con costes adicionales bajos o nulos (IPCC, 2007). Para ello se necesita un proceso de diseño integrado que incluya arquitectos, ingenieros, contratistas y clientes, considerando la totalidad de las posibilidades para reducir las demandas energéticas en los edificios.

La Unión Europea aprobó varias Directivas¹¹ para obligar a los Estados miembros a

¹¹ Directiva 93/76/CEE y posteriormente la Directiva 2002/91/CE

fijar unos requisitos mínimos de eficiencia energética para los edificios nuevos y para grandes edificios existentes que se reformen. Esta Directiva se ha trasladado a la legislación española con la aprobación del Código Técnico de la Edificación (CTE) en marzo de 2006 (RD 314/2006) y el Reglamento de Instalaciones Térmicas en los Edificios (RITE) en julio de 2007 (RD 1027/2007). En el CTE se exige que los nuevos edificios, así como aquellos que sufran una reforma importante, introduzcan medidas de eficiencia energética para ahorrar energía, tanto en el proyecto constructivo como en el uso de las instalaciones. Se pretende un uso racional de la energía y que una parte del consumo proceda de fuentes de energía renovable con cuatro exigencias energéticas básicas: limitación de la demanda energética a través del aislamiento, estableciendo valores límite para los cerramientos de los edificios (fachadas, vidrios, cubiertas, etc.); eficiencia energética de las instalaciones de iluminación (con sistemas de control y regulación que optimicen el aprovechamiento de la luz natural); establecimiento de una contribución térmica solar para el agua caliente sanitaria entre un 30% y un 70% del volumen diario previsto de demanda; y la contribución de energía eléctrica a través de paneles fotovoltaicos en los nuevos edificios del sector terciario. Estas medidas reducirán los consumos de calefacción en un 37% en las viviendas unifamiliares y un 21% en los bloques de viviendas, con un incremento del coste de la vivienda de 21,44 €/m² en las primeras y de 14,72 €/m² en las segundas (MVIV, 2006).

El retraso en la aprobación del nuevo CTE y su entrada en vigor en el año 2007, justamente cuando el mercado constructor comenzaba a presentar síntomas de ralentización, tendrá importantes repercusiones

energéticas, puesto que la mayor parte de las viviendas no han incluido los requisitos de eficiencia y, por tanto, este retraso afectará al consumo energético de las familias españolas durante toda la vida en el edificio.

El RITE introduce la obligatoriedad de instalar contadores de energía térmica que permitan conocer el consumo de cada hogar y repartir proporcionalmente los costes. Esto contribuirá a que las nuevas viviendas que se construyan o se rehabiliten instalen sistemas de calefacción más eficientes. Además, el RITE establece una fecha límite para la instalación de calderas de bajo consumo, prohíbe la utilización de carbón e insta a la utilización de sistemas eficientes energéticamente que permitan la recuperación de energía, así como la utilización de energías renovables y energías residuales.

Hasta el momento, el impacto general del CTE y el RITE ha sido muy limitado debido a su proceso de implementación lento. En el futuro es necesaria una actualización periódica de los códigos de construcción para que los requerimientos se vinculen con las prácticas más avanzadas en cada momento. Como el boom de la construcción ha llegado a su fin en España, se deberían introducir medidas específicas para que se rehabiliten viviendas con criterios de eficiencia, como por ejemplo a través de incentivos fiscales u otras políticas innovadoras.

Otro aspecto significativo en España es la escasa capacitación de la mayoría de los profesionales de la construcción. Por ello se deberían proveer y exigir el seguimiento de cursos de edificación sostenible. De hecho, para alcanzar la reducción de emisiones de GEI necesaria en los hogares españoles se necesitan cambios culturales hacia una sociedad más concienciada con el desarrollo sostenible, que presione socialmen-

te al gremio de la construcción para que los edificios construidos o renovados minimicen su huella ecológica.

A largo plazo, para alcanzar las reducciones necesarias y conseguir edificios de emisiones cero se deberían crear sistemas integrados de provisión de servicios energéticos y obligaciones de utilizar sistemas eficientes y centralizados de distribución de frío y calor.

3.3. La gestión de la demanda de la electricidad

La electricidad supone un porcentaje alto y creciente (del 36%) del consumo energético de los hogares. La principal barrera para alcanzar un uso racional de la electricidad es la ausencia de señales de precios para las familias. Para que los ciudadanos utilicen la energía de forma eficiente y los fabricantes de electrodomésticos y constructores pongan en el mercado productos de bajo consumo energético es necesario y urgente que el coste de las distintas fuentes energéticas incluya la variación de precios de los combustibles e internalice los costes ambientales, lo que significa un fuerte incremento de los precios de la electricidad y la eliminación de tarifas especiales.

De forma complementaria se debe establecer una normativa que ponga límites mínimos de eficiencia para los electrodomésticos, y también estándares más estrictos en iluminación como, por ejemplo, la obligación de utilización de bombillas de bajo consumo¹². Además, se deben favorecer

¹² Se debe planificar esta medida para que los fabricantes tengan suficiente tiempo para adecuar sus plantas de producción de manera que se alcancen economías de escala que redundarán en una reducción del coste de las bombillas eficientes.

programas voluntarios de los fabricantes para mejorar la eficiencia energética de los equipos electrónicos (ordenadores, electrodomésticos, televisores, etc), ya que la difusión de la tecnología de gestión del consumo eléctrico podría reducir en un 75% el consumo de energía de algunos electrodomésticos en el «modo de encendido» (IEA, 2001). Estas medidas son las que arrojan un ratio de coste-efectividad más favorable para las familias.

3.4. Cambios de comportamiento

El comportamiento de las familias, su cultura y sus elecciones respecto a las tecnologías utilizadas influyen en gran medida en los consumos energéticos en los hogares. Sus decisiones diarias sobre qué productos y servicios compran, cómo los usan, dónde y cómo trabajan y en qué utilizan el tiempo libre están ocasionando un impacto ambiental. Estas decisiones se toman en un contexto que tiene una serie de límites creados por los desarrollos históricos y las políticas del pasado, como puede ser la planificación urbanística, la infraestructura de transporte y la disponibilidad de viviendas. Las consecuencias de estas decisiones van más allá de las fronteras nacionales puesto que la globalización de los mercados hace que los procesos de producción se dispersen por todo el mundo.¹³ Sin embargo, el potencial de reducción de emisiones mediante opciones no tecnológicas se evalúa con poca frecuencia y no se comprende bien su potencial (IPCC, 2007). Para convertir ese potencial en realidad la Administración General del Estado, las Comuni-

¹³ Por ejemplo, el 65% de las emisiones del consumo de los noruegos se producen en otros países (AEMA, 2005: 13).

dades Autónomas y las Autoridades Locales deberían diseñar políticas integradas para la aplicación de medidas que promuevan la eficiencia energética de las familias.

En el caso español, la rentabilidad exigida por las familias para las inversiones en eficiencia energética o energías renovables en sus hogares es mucho más alta que la razonable, con periodos de amortización de la inversión mucho más cortos, debido al alto coste de inversión percibido en relación a la renta disponible. Por ello, las medidas se deben dirigir a superar esta barrera. Para ello, en algunos países se crean empresas de servicios energéticos o se conceden créditos blandos. Para la primera opción se debe articular la normativa para que se creen empresas proveedoras de servicios energéticos, por ejemplo obligando a reducir en un porcentaje el consumo energético del mercado abastecido, o mediante incentivos fiscales o de otro tipo.

Las familias se enfrentan a varias barreras cuando realizan inversiones destinadas a mejorar la eficiencia energética en sus viviendas que se pueden minimizar:

- Eliminando o reduciendo los factores que limitan la rentabilidad de este tipo de inversiones como son el coste de financiación, los subsidios energéticos que dificultan la competencia con los recursos energéticos tradicionales y la ausencia de internalización de costes medioambientales y sociales en los precios de las energías fósiles.
- Considerando los riesgos no incorporados en los flujos financieros, como son los costes de transacción, las incompatibilidades tecnológicas y la percepción de una peor calidad del suministro.

- Superando los fallos de mercado, como son los incentivos no alineados entre propietario y arrendatario¹⁴, las barreras administrativas, regulatorias y la información imperfecta.

4. EL TRANSPORTE Y LA CONTAMINACIÓN

Los ciudadanos se hallan ante una contradicción permanente cuando buscan satisfacer sus demandas de movilidad a la vez que crece cada día su preocupación por el deterioro ambiental generado por esta movilidad.

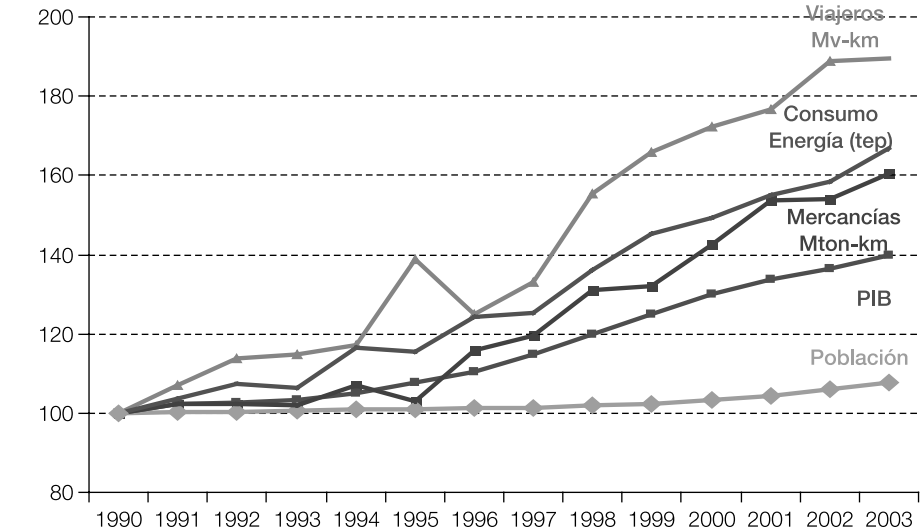
Las emisiones de GEI han aumentado a ritmos superiores al crecimiento de la renta, como se aprecia en el gráfico n.º 4. Entre 1990 y 2003 la renta creció un 41% y la población un 8%, sin embargo la movilidad de los españoles, medida por millones de viajeros kilómetro (Mv-km) lo hizo en un 89%. Dado que esta movilidad se cubre principalmente con combustibles fósiles derivados del petróleo, las emisiones asociadas de GEI han crecido de forma similar. Los factores que impulsan el crecimiento de las emisiones son la movilidad (o distancia recorrida), el número de vehículos, los modos de transporte utilizados y su eficiencia.

La movilidad de viajeros ha crecido tanto en desplazamientos diarios locales como en los no cotidianos (viajes a media y larga distancia sobre todo a segundas residencias) y esta movilidad se cubre mayoritariamente con el vehículo privado (68%) pero también con el avión (11%) y el autobús (10%). La utilización del transporte en automóvil es mayor en la movilidad no cotidiana

¹⁴ El agente que realiza la inversión es diferente del que se beneficia de los ahorros energéticos.

Gráfico n.º 4

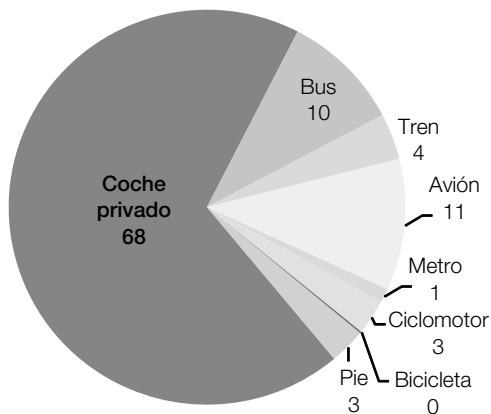
Evolución del transporte en España (1990=100)



Fuente: Elaboración propia a partir de MMA (2005).

Gráfico n.º 5

Distribución de la demanda de transporte por modo en España (en %)



Fuente: Elaboración propia a partir de AEMA (2007).

(85% de los trayectos) que en la cotidiana (48% de los trayectos).

A pesar de los crecimientos de la movilidad, ésta se sitúa todavía en término medio por debajo de la mayoría de los países de la UE15 (gráfico 6). Las diferencias se deben a la menor renta per capita y a la mayor dispersión de las ciudades Europeas. En el ámbito europeo más del 30% de los viajes en vehículo privado recorren menos de 3 km y menos de 5 km en el 5% de los casos (IPCC, 2007).

Detrás del incremento de la movilidad se encuentran la planificación urbanística, los factores demográficos, la evolución de la economía y la política fiscal sobre el transporte.

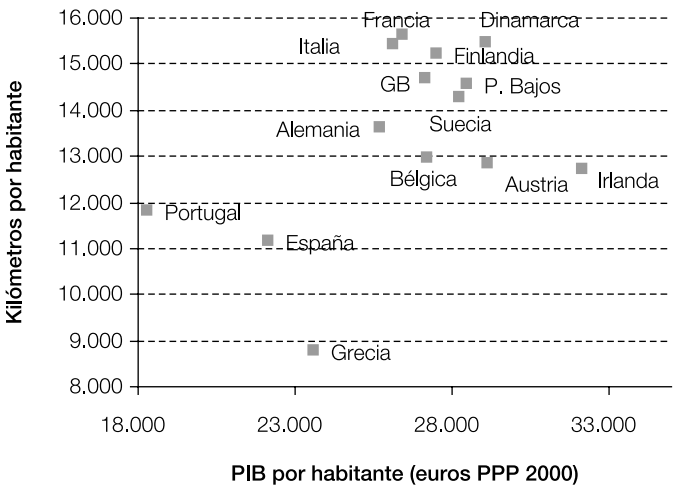
En primer lugar, las necesidades de transporte están condicionadas por la densidad y estructura espacial del entorno de construc-

ción, así como la ubicación, extensión y naturaleza de la infraestructura del transporte. Las tendencias recientes de urbanización en España hacia modelos europeos implican la construcción de viviendas en la periferia de las ciudades sin tener en cuenta la provisión de servicios de movilidad, lo que dificulta el control de las emisiones de este sector. En 2006, un 52% de la población española vivía en 129 municipios de más de 50.000 habitantes y la evolución en el tiempo muestra un aumento superior de la población en estos municipios (INE, 2008).

En segundo lugar, el crecimiento demográfico, estancado a principios de la década de los 90, se revitalizó con la llegada de inmigrantes, que ya suponen un 10% de la población española y han impulsado la movilidad cotidiana.

Gráfico n.º 6

Comparación de los kilómetros recorridos y la renta por habitante en la UE15



Fuente: Elaboración propia a partir de AEMA (2007).

En tercer lugar, la sociedad española se ha enriquecido gradualmente, lo cual, unido al incremento de la población ha impulsado la compra de vehículos: en 2005 había 15 millones de vehículos en circulación¹⁵, lo que significa que hay cerca de 340 coches por cada mil habitantes, todavía inferior a la media europea (491 vehículos por mil habitantes). Los datos muestran que existe una fuerte correlación positiva entre el incremento de renta y la matriculación de vehículos, como se aprecia en el gráfico n.º 6. La disponibilidad de vehículos reduce las tasas medias de ocupación y revierte en un aumento de las emisiones por kilómetro.

Con una mayor renta las consideraciones económicas se vuelven menos importantes en las decisiones de movilidad. De hecho varios estudios han demostrado que las personas (al margen de su país y ciudad de residencia) consumen un porcentaje muy estable de su tiempo y presupuesto para el transporte (Schäfer, 2000), que en España es de 53 minutos y entre el 12 y el 15% del presupuesto familiar (MMA, 2005). Un aumento de la renta implica un aumento de recursos para mayor movilidad cotidiana, pero sobre todo de aquella asociada al ocio, lo que se traduce a su vez en un aumento del transporte por carretera y aéreo. La mejora de las infraestructuras, por su parte, permite reducir el tiempo de desplazamiento y aumentar la distancia recorrida.

Finalmente, la política fiscal española ha favorecido los motores diesel bajo el pretexto de una mayor eficiencia. Como consecuencia, los vehículos diesel represen-

tan ya el 40% de los vehículos en circulación¹⁶, tras un crecimiento anual acumulativo del 13% entre 1990 y 2004. Estos vehículos se utilizan de forma más intensiva, con un promedio de 16.600 km anuales frente a los 11.000 km de los vehículos de gasolina.¹⁷ Los motivos que explican esta mayor distancia recorrida son los menores precios, unas expectativas de mayor utilización, un incentivo a comprar vehículos de mayor potencia y más grandes y el denominado efecto rebote¹⁸, entre otros factores (véase Mendiuce, 2008).

Las mejoras de eficiencia de los vehículos, a pesar de ser significativas, han sido ampliamente superadas por el aumento de la distancia recorrida. En general, el nivel medio de eficiencia de los vehículos, tanto diesel como gasolina, ha mejorado, reduciéndose sus consumos en cerca del 5% entre 1990 y 2004, hasta una media de 6,75 litros por cada 100 kilómetros en los primeros y 8,11 litros en los últimos. No obstante, el consumo energético del autobús o ferrocarril es de 3 a 5 veces menor que el del vehículo o el avión por pasajero kilómetro a plena carga, siendo el metro y el tren ligero los modos más eficientes en términos ambientales. Apenas se utilizan otras fuentes energéticas distintas a los productos petrolíferos.

Por lo que se refiere al transporte aéreo, el crecimiento de sus emisiones ha sido imparable en nuestro país, como se aprecia en el gráfico n.º 8. En la evolución influ-

¹⁶ El 70% de los vehículos matriculados en 2005 era diesel.

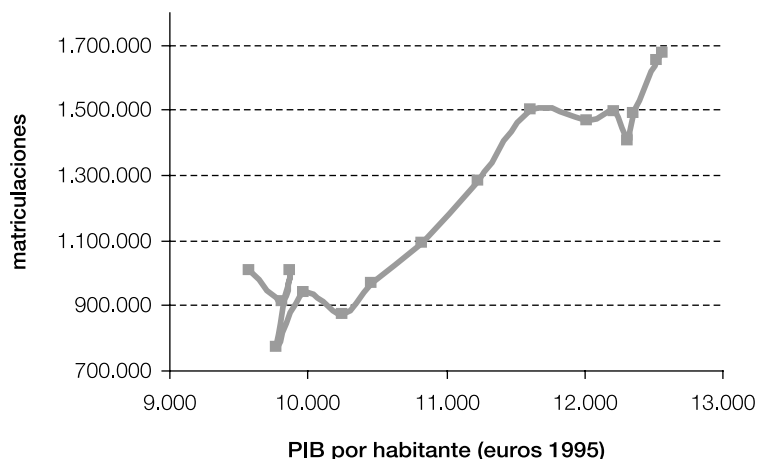
¹⁷ Esta diferencia podría reducirse puesto que el precio del diesel está superando al de la gasolina.

¹⁸ El efecto rebote consiste en que mejoras de eficiencia generan un ahorro económico que puede ser posteriormente utilizado para el consumo del mismo producto o parecido.

¹⁵ Cifra estimada por el IDAE una vez descontadas las bajas no notificadas del parque oficial que proporciona la Dirección General de Tráfico (IDAE, 2006b).

Gráfico n.º 7

Evolución de las matriculaciones de vehículos y la renta per cápita en España



Fuente: Elaboración propia.

ye en gran medida el incremento de turistas que acuden a nuestro país con este medio de transporte, que se ha intensificado con la reducción de los precios provocada por la aparición de las compañías de bajo coste¹⁹.

El impacto climático general de la aviación va más allá de las emisiones de CO₂. Las aeronaves también emiten óxidos de nitrógeno que son muy nocivos para la formación del ozono cuando se emiten a altitudes de crucero. Además, desencadenan la formación de estelas de condensación o

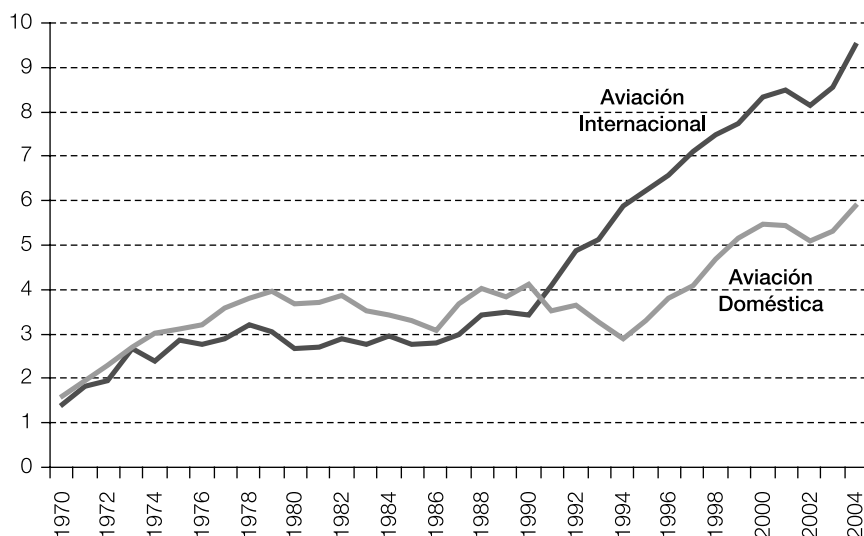
estelas de vapor, que intensifican la formación de nubes cirros y aumentan el efecto general de calentamiento mundial. Estos efectos se consideran entre dos y cuatro veces mayores que los del CO₂ de la aviación solamente, aun sin considerar el impacto potencial de la intensificación de las nubes cirros. La eficacia medioambiental de las políticas futuras de mitigación para el sector aéreo dependerá de la medida en la que se aborden también estos efectos no relacionados con el CO₂.

5. HACIA UNA MOBILIDAD SOSTENIBLE

Para alcanzar un futuro bajo en carbono es clave desvincular el concepto de desarrollo y mejora de la calidad de vida de un

¹⁹ Las emisiones provocadas por el transporte aéreo internacional no están incluidas en los inventarios nacionales de emisiones. Pero dado el importante incremento del volumen de este tipo de tráfico, la Comisión Europea ha propuesto su inclusión en los acuerdos internacionales sobre cambio climático para el periodo post-Kioto.

Gráfico n.º 8

Emisiones de CO₂ del transporte aéreo en España

Fuente: IEA, 2006.

cuestionable crecimiento económico indefinido y, más concreta y próximamente, se ha de desvincular lo más posible el deseable crecimiento del bienestar y de la accesibilidad²⁰ del aumento en las emisiones del transporte. El mantenimiento de las tendencias actuales de crecimiento del transporte es incompatible con los principios de desarrollo sostenible. Los países europeos persiguen el denominado «transporte sostenible» con el objetivo de permitir un crecimiento económico y un bienestar individual sin causar perjuicios desproporcionados al medio ambiente y un consumo insostenible de recursos no renovables. Una reducción del consumo

energético del transporte, debido a un descenso de la movilidad o un incremento de la eficiencia, no sólo reduce las emisiones de GEI sino también otros costes externos como son los contaminantes locales, la accidentalidad y la congestión. Limitar las emisiones de GEI del transporte es uno de los retos más difíciles a los que se enfrentan las economías desarrolladas puesto que la movilidad de las personas continuará en aumento a medida que las economías crezcan, según predicen numerosos estudios y demuestran los datos analizados.

No existe una solución única para el problema del transporte y las acciones deben adoptarse desde un enfoque integrado en el que empresas, Administraciones

²⁰ Como un perfeccionamiento del concepto de movilidad, ver Fundación Encuentro, 2008.

y ciudadanos tienen un papel que desempeñar. La mayor parte de las actuaciones de los Gobiernos se deben centrar en optimizar el sistema de transporte, incentivar la mejora de la eficiencia de todos los modos de transporte y fomentar cambios de comportamiento. No obstante, dados los fuertes incrementos de movilidad y de emisiones mostrados y los objetivos de reducción asumidos y necesarios a largo plazo, los Gobiernos deben emprender medidas más radicales a las que se han venido realizando.

Una planificación espacial mejor integrada constituye un elemento fundamental en la política de transporte. La gestión de la demanda de transporte puede fomentar el cambio hacia modos menos contaminantes si se realiza con rigor, utilizando políticas fiscales y suministrando información y formación adecuada a los ciudadanos.

Para optimizar el transporte de viajeros se deberían desarrollar planes de movilidad sostenible en áreas urbanas y metropolitanas, incluyendo la puesta en marcha de planes personalizados para grandes empresas y otros centros de actividad. Además, es necesario el apoyo al transporte colectivo urbano y metropolitano a través de la mejora de las cercanías ferroviarias, la construcción de plataformas reservadas para el transporte colectivo en los accesos a las principales ciudades y centros de interés colectivo (hospitales, universidades, áreas industriales y empresariales, y centros comerciales y de ocio). Del mismo modo, se debe potenciar la movilidad no motorizada en las ciudades —peatones y bicicletas— e integrarla dentro del conjunto del sistema de transporte de cada ciudad. Todo ello debe ir unido a un esfuerzo colectivo hacia un uso racional del vehículo privado, apoyado en campa-

ñas de sensibilización y concienciación (EEDS, 2007).

Para mejorar la eficiencia en el transporte particular se deben fomentar mayores índices de ocupación y mejorar la eficiencia de los vehículos. Para lo primero las medidas se deben centrar en crear carriles para vehículos de alta ocupación, el impulso del uso compartido del coche y el desarrollo de políticas de gestión de la demanda.

Para mejorar la eficiencia de los vehículos la Unión Europea está liderando una batalla para reducir las emisiones por kilómetro de los nuevos vehículos, con la imposición de estándares más estrictos. El objetivo planteado por la Comisión Europea en enero de 2007 es que las emisiones medias de los vehículos matriculados en 2012 no excedan de 120 gramos de CO₂ por kilómetro (gr/km) y un objetivo tentativo para 2020 de 95 gr/km. Estos objetivos son bastante ambiciosos si recordamos que en 1995 las emisiones en España eran de 175 gr/km y en la actualidad son de 153 gr/km. Para alcanzar el objetivo de 2012, los fabricantes deberán vender vehículos que en media no superen los 130 gr/km. Además se deberá reducir otros 10 gr/km con avances en la eficiencia de los componentes de los vehículos, con mejoras en la calidad de los carburantes, así como en un mayor uso de los biocarburantes. La cuestión que suscita mayor controversia es cómo se repartirá ese objetivo entre los fabricantes. La propuesta utiliza el peso de los vehículos como factor para el reparto de responsabilidades. El establecimiento de objetivos a medio y largo plazo otorga a la industria un marco predecible y tiempo para el desarrollo de nuevas tecnologías. No obstante, esta medida será insuficiente para compensar el aumento del número

de vehículos y de la movilidad. Una verdadera apuesta de reducción de emisiones, que aliviaría también la seguridad energética de nuestro país, sería la sustitución de los carburantes de locomoción por electricidad descarbonizada con coches híbridos que se enchufen a la red y coches eléctricos.

Respecto a la utilización de biocarburantes, España ha planteado unos objetivos muy ambiciosos: alcanzar una cuota de mercado del 1,9% en 2008, del 5,8% en 2010 y del 10% en 2020 (EEDS, 2007). Estos objetivos han sido incluidos en la nueva Ley de Hidrocarburos²¹ obligando a los operadores petrolíferos a poner a disposición de los consumidores porcentajes crecientes de biocarburantes. Para alcanzar esos objetivos las miradas están puestas en los biocombustibles de segunda generación, por ser cultivos no alimentarios, más eficientes desde el punto de vista ambiental. Conseguirlo depende de la eficacia de la producción, del desarrollo de técnicas avanzadas como la conversión de celulosa mediante procesos enzimáticos por gasificación y síntesis, de los costes y de la competencia con otros usos del territorio.

Los instrumentos regulatorios más utilizados para combatir los impactos ambientales del transporte han sido las normas de «control y mando». Los estándares imponen unos límites relativos a la contaminación, como la mencionada norma de que los vehículos no produzcan más de 130 gramos de CO₂ por kilómetro recorrido. Los estándares deben revisarse periódicamente y hacerse progresivamente más exigentes.

Para cambiar el comportamiento de las familias son necesarios otro tipo de instrumentos, como la fiscalidad. Los impuestos energéticos en España afectan indirectamente al consumo energético y a la propiedad de los vehículos, pero no incorporan criterios ambientales y no han tenido mucho éxito a la hora de promover un transporte eficiente. No obstante, el potencial internalizador de estos instrumentos permite obtener beneficios ambientales a un coste reducido (véase Mendiluce, 2008 para una revisión de la fiscalidad en el transporte). La reforma de la fiscalidad del transporte en España con criterios medioambientales puede ser un medio muy eficaz para incentivar cambios de comportamiento de los agentes económicos que se traduzcan en menores externalidades ambientales.

Una de las medidas que ha resultado más efectiva para fomentar un comportamiento racional y reducir la contaminación de las ciudades ha sido la introducción de peajes de acceso al centro de las ciudades. Por ello, dado que la mayor parte de las familias españolas viven en grandes ciudades, donde se registran las mayores tasas de contaminación, se deberían introducir peajes de acceso al centro de las ciudades de más de 500.000 habitantes, donde vive un 17% de la población. Esta medida debe acompañarse del aumento de la oferta y calidad del transporte público, la construcción de aparcamientos disuasorios y los planes de movilidad antes mencionados, utilizando para su financiación los ingresos obtenidos en los peajes citados.

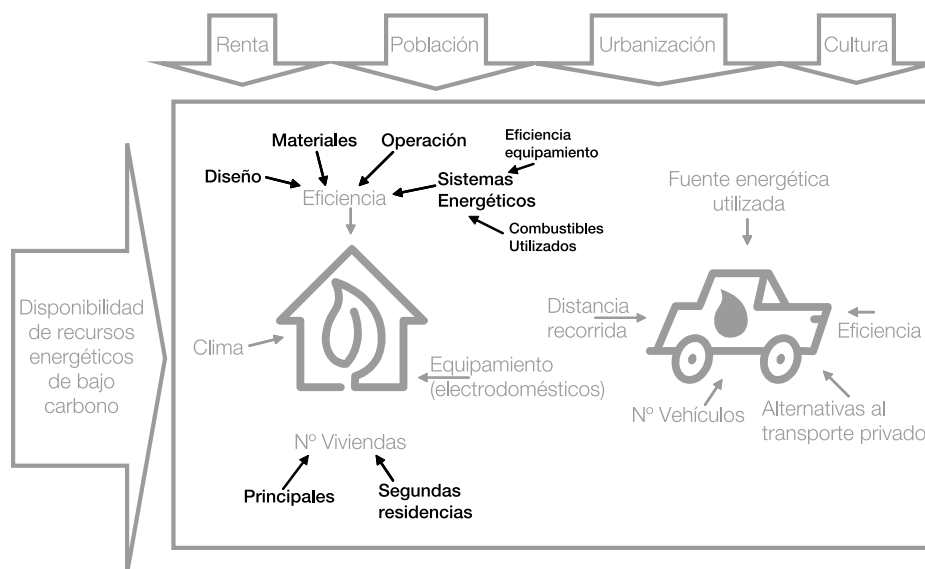
6. CONCLUSIONES

Cada español genera en su hogar y en su transporte particular 2.000 kg de CO₂ al

²¹ Ley de Hidrocarburos 12/2007 del 2 de Julio que modifica la Ley 34/1998.

Gráfico n.º 9

Factores explicativos del crecimiento de las emisiones de las familias



Fuente: Elaboración propia.

año. Esta cifra no incluye las emisiones de GEI derivadas de los residuos generados en los hogares, ni las emisiones que se producen en procesos no energéticos. Su crecimiento entre 1990 y 2006 ha sido del 58% y en total las familias españolas son responsables del 20% de las emisiones de GEI en España, porcentaje que se podría acercar al 25% si se consideran otro tipo de emisiones no analizadas en este artículo.

Los factores que se encuentran detrás del aumento de las emisiones de las familias españolas y que se ilustran en el gráfico n.º 9 son los cambios en la organización territorial y urbanización, el incremento de la población, el empleo, la renta per cápita y los aspectos culturales. Todos ellos han impulsado un proceso de convergencia hacia

comportamientos y niveles de equipamiento europeos.

El sector de la edificación es clave para el cumplimiento de los objetivos medioambientales puesto que su influencia en el consumo energético perdura durante toda la vida útil del edificio. Los factores que influyen en la eficiencia de las edificaciones son la ingeniería y el diseño del edificio, los materiales utilizados, la operación del edificio y los sistemas energéticos utilizados. El retraso en la aprobación del nuevo CTE y su entrada en vigor en el año en el que el mercado de la construcción comenzó a presentar síntomas de ralentización, significa que la mayor parte del parque español de viviendas será ineficiente durante su vida útil a no ser que se rehabilite. Para remediar esto se recomienda

una actualización periódica del CTE para incluir las tecnologías más avanzadas y establecer incentivos para la rehabilitación de viviendas siguiendo esos criterios. Además, se deben exigir cursos de capacitación de edificación sostenible para todos los profesionales de la construcción. Finalmente, son los ciudadanos conscientes del desarrollo sostenible, quienes deben presionar socialmente para que los edificios en los que viven minimicen su huella ecológica.

Por lo que se refiere a la demanda de energía de los hogares, el reto está en alcanzar un nivel de confort adecuado adaptado a los cambios sociales ocurridos en nuestro país (familias reducidas, incorporación de la mujer al mundo laboral, nuevas necesidades, etc.) y reducir su impacto ambiental, lo que significa consumir de forma racional. Las recomendaciones se centran en dos áreas: la gestión de la demanda y los cambios de comportamiento. Para la primera, es urgente y necesario dar señales correctas de precios para que los consumidores puedan gestionar su demanda, establecer estándares estrictos de eficiencia energética en electrodomésticos y aparatos eléctricos y la prohibición de ciertos productos de bajo consumo. A largo plazo se deben desarrollar sistemas centralizados de distribución de frío y calor.

Las principales barreras para la introducción de criterios de eficiencia en los edificios son la limitada rentabilidad de algunas inversiones, la ausencia de internalización de costes medioambientales y sociales en los precios de las energías, los riesgos de transacción y tecnológicos, los incentivos no alineados y las barreras administrativas, regulatorias y financieras.

Por su parte, limitar las emisiones de GEI del transporte es uno de los retos más difi-

ciles a los que se enfrentan las familias y el Gobierno español. El crecimiento del transporte privado se debe a un aumento de la población y de la renta disponible, a la preferencia actual por modelos de urbanización dispersa, a la mejora de las infraestructuras y al tratamiento fiscal favorable para los vehículos diesel. La «dieselización» del parque automovilístico español confirma que las políticas fiscales pueden modificar el comportamiento de los conductores, aunque en el caso español han sido perjudiciales en términos ambientales. Por su parte las mejoras de eficiencia de los vehículos, a pesar de ser significativas, han sido ampliamente superadas por el aumento de la distancia recorrida.

A corto plazo, no existe una solución única para el problema del transporte y las actuaciones integradas (Administración y empresas), deben centrarse en optimizar el sistema de transporte, incentivar la mejora de la eficiencia de todos los modos de transporte y fomentar cambios de comportamiento. Para optimizar el sistema de transporte, las iniciativas incluyen la planificación espacial integrada, la gestión de la demanda de transporte, la orientación hacia modos de transporte y combustibles menos contaminantes, los planes de movilidad sostenible en áreas urbanas y metropolitanas, la mejora de las cercanías ferroviarias, la movilidad no motorizada en las ciudades y las campañas de sensibilización y concienciación.

Por otro lado, para mejorar la eficiencia del transporte se debe mejorar la eficiencia ambiental de los vehículos, lo que incluye reducir las emisiones por kilómetro de los nuevos vehículos. Las medidas adicionales que se recomiendan en este artículo se centran en reforzar los estándares o límites relativos a la contaminación, con una revi-

sión periódica y exigente, reformar la fiscalidad del transporte con criterios medioambientales e introducir peajes de acceso al centro de las ciudades. Estas medidas deben acompañarse del aumento de alternativas eficientes que podrían financiarse con los ingresos de los peajes e impuestos.

Pero para alcanzar realmente los objetivos a largo plazo que ya han sido asumidos se deben emprender medidas más ambiciosas como sería, por ejemplo, la electrificación del parque automovilístico español vinculándolo con la generación de electricidad con bajo contenido de carbono.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADEME (2005): *Energy-Efficiency: Monitoring in the EU-15*. ADEME Editions, Paris.
- AEMA (2005): *Household Consumption and the environment*. European Environment Agency, Copenhagen.
- (2007): *Transport and environment: on a way to a new common transport policy*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- BBVA (2006): *Situación Inmobiliaria*. Febrero, Servicio de Estudios, <http://serviciodeestudios.bbva.com/>.
- EEDS (2007): *Estrategia Española de Desarrollo Sostenible*. Oficina Económica de Presidencia de Gobierno, Madrid.
- FUNDACIÓN ENCUESTRO (2008): «Una movilidad insostenible». *Informe España*, Fundación Encuentro, Junio, Madrid.
- IDAE (2005): *Boletín IDAE eficiencia energética y energías renovables n.º 7*. Septiembre, IDAE, Madrid.
- (2006a): *Estadísticas de consumo energético*. Enero, IDAE, Madrid.
- (2006b): *Boletín IDAE eficiencia energética y energías renovables n.º 8*. Octubre, IDAE, Madrid.
- IEA (2001): *Things that go blip in the night – standby power and how to limit it*. International Energy Agency Paris.
- (2007a): *Energy Balances of IEA countries*. International Energy Agency, Paris.
- (2007b): *CO₂ emissions from fuel combustion*. International Energy Agency, Paris.
- INE (2002): *Censos de Población y Vivienda de 2001*. <http://www.ine.es>.
- (2008): *Cifras de población: padrón municipal a 1 de enero de 2007*. www.ine.es.
- IPCC (2007): «Cambio Climático 2007 – Mitigación del Cambio Climático», *Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del IPCC*, www.ipcc.ch.
- MINISTERIO DE ECONOMÍA (2003): *Estrategia de Ahorro y Eficiencia Energética en España (E4)*, Ministerio de Economía, Noviembre, Madrid.
- MENDILUCE, M. (2008): «La fiscalidad en el transporte rodado como instrumento para desvincular el transporte del crecimiento económico». *Tratado de Tributación Medioambiental*, BECKER, F.; CAZORLA, L.M. y MARTÍNEZ-SIMANCAS, J., Editorial Aranzadi, Navarra.
- MMA (2005): *TRAMA 2005: informe sobre transporte y medio ambiente*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- (2007): *Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- (2008): *Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero*, www.mma.es.
- MVIV (2006): *Nota de Prensa*, 17 marzo. <http://www.vivienda.es/>
- PÉREZ-ARRIAGA, I.; PARDO, M. Y SANCHEZ DE TREMBLEQUE, L.J. (2005): La gestión de la demanda de electricidad. Laboratorio Fundación Alternativas.
- SCHÄFER, A. (2000): *Regularities in travel demand: an international perspective*. Journal of Transportation and Statistics, 3(3).
- WBCSD (2007): *Policy Directions to 2050: A business contribution to the dialogues on cooperative action*. World Business Council for Sustainable Development, Geneva.

Análisis de los procedimientos de reducción de emisiones de CO₂ en el sector del transporte de pasajeros por carretera

El sector del transporte ha recibido una atención considerable en el contexto del cumplimiento de los objetivos de reducciones de las emisiones de gases de efecto invernadero establecidos en el Protocolo de Kioto. Existe un intenso debate sobre cuales son las medidas más eficaces y eficientes a aplicar en este sector para reducir esas emisiones. En este trabajo se analiza la idoneidad de una amplia gama de procedimientos de reducción de las emisiones de CO₂ en el sector del transporte, en función de varios criterios y se presta especial atención al transporte de pasajeros por carretera. Se identifican las ventajas y desventajas de cada instrumento con respecto a otros, sus interacciones y las mejores combinaciones de los mismos.

Negutegi-efektua sortzen duten gasak murrizteko Kiotoko Protokoloan zehaztutako helburura iristeko, arreta handia jarri da garraioaren sektorean. Asko eztabaidatzen ari da gas-isuri horiek murrizteko sektore horretarako neurri eraginkor eta efizienteenak zeintzuk diren jakiteko. Lan honetan CO₂ isurketak murrizteko dauden hainbat prozedura aztertu eta zenbateraino diren egokiak ikusi da, berriz garraioaren arloan, hainbat irizpide kontuan izanda eta errepide bidez garraiatutako bidaiarientan oinarrituta. Aukera bakoitzak besteekin alderatuta dituen alde onak eta txarrak identifikatu dira, zer nolako elkarreragina duten, eta zeintzuk diren konbinaziorik onenak.

The transport sector has recently received a considerable attention in the context of compliance with greenhouse gas emissions reduction targets, as those set in the Kyoto Protocol. There is currently an intense debate on which measures are more effective and efficient to curb CO₂ emissions in this sector. This article analyses the suitability of different CO₂ emissions reductions instruments as applied in the transport sector, taking into account different criteria and focusing on passenger transport by road. The comparative advantages and drawbacks of different instruments are identified and their mutual interactions and best policy combinations analysed.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Factores determinantes de las emisiones de CO₂ en el sector transporte y alternativas de mitigación
 3. Instrumentos de reducción de emisiones de CO₂ en el sector transporte
 4. Criterios para la comparación entre instrumentos
 5. Las ventajas y desventajas de los instrumentos
 6. Interacciones y combinaciones de instrumentos
 7. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: emisiones de CO₂ en el transporte, instrumentos de mitigación.

Keywords: transport CO₂ emissions, mitigation instruments.

N.º de clasificación JEL: L91, Q54, Q58, R48.

1. INTRODUCCIÓN

El sector del transporte está recibiendo una atención considerable en el contexto del cumplimiento de los objetivos de reducciones de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) establecidos en el Protocolo de Kioto. Esto se debe en parte al peso de este sector en las emisiones totales de GEI, tanto a escala mundial como europea y nacional, así como a la elevada tasa de crecimiento de estas emisiones.

A escala mundial, las emisiones de CO₂ en el sector del transporte ascendían a 6,3 Gt de CO₂ en 2004, lo que representaba el 23% de las emisiones energéticas de CO₂, siendo su tasa de crecimiento la mayor de entre los sectores de uso final de la energía.

El subsector del transporte por carretera supone el 74% de las emisiones totales de CO₂ del transporte. Las previsiones son que los mayores crecimientos de estas emisiones tendrán lugar en los países menos desarrollados (IPCC, 2007).

En Europa, las emisiones del sector transporte representan el 28% de las emisiones totales de GEI y su tasa de crecimiento fue del 24% en el periodo 1990-2005, aunque con grandes diferencias entre Estados miembros (las de España crecieron un 81%) (*European Environmental Agency (EEA), 2008*). Si las emisiones del transporte hubieran seguido la misma tendencia de reducción que la observada para todos los sectores, la reducción de las emisiones de todos los sectores en la UE hubiera sido de

un 14% en lugar del 7,9%. Según la EEA, para que la UE alcance los ambiciosos objetivos del Plan de Bali, el crecimiento del transporte debería limitarse al rango de entre el 4% y el -2% en el periodo 2010-2020, en lugar del esperado crecimiento del 15% en el escenario de referencia (*business as usual*, BAU)(EEA, 2008). A su vez, el peso del transporte de viajeros por carretera en las emisiones europeas de CO₂ es significativo, pues suponían el 12% de las emisiones totales en 2004. Abundando en este argumento, la carretera supone en Europa el 84% de los viajes de pasajeros. El crecimiento de la utilización del vehículo privado se ha producido en detrimento del tren y del autobús (la propiedad de los automóviles creció en un 25% entre 1995 y 2005).

En España, el transporte es responsable del 24% de las emisiones de GEI. En 2005, las emisiones del transporte se habían incrementado más de un 80% con respecto a los niveles de 1990, el transporte por carretera suponía el 90% de las correspondientes a este sector, y las previsiones de emisiones de este sector son de un incremento de un 109% en 2008-2012 con respecto a los niveles de 1990 (Gonzalo Aizpiri, 2007). A diferencia de Europa (datos UE-15), donde el transporte de mercancías por carretera crece más que el de viajeros por carretera, el transporte de pasajeros en España crece más que el de mercancías. Además de un incremento de la motorización (número de vehículos), se ha producido un aumento en las distancias recorridas (Monzón, 2007). Es decir, la movilidad por habitante crece, con viajes cada vez más frecuentes y más largos. El incremento del uso del vehículo privado, así como la reducción en el número de pasajeros por automóvil, supera claramente las mejoras en la eficiencia de los vehículos (EEA, 2008).

La envergadura del problema de mitigar los GEI en su triple escala: mundial, europea y española, y las particularidades del sector transporte exigen analizar la compleja combinación de factores que afectan a las emisiones y que incluyen elementos económicos, políticos, sociales, espaciales y tecnológicos (Rajan, 2007). La política que se diseñe precisará cambios combinados, tanto en tecnología e infraestructuras como de comportamiento de los agentes.

Las emisiones en este sector no se han controlado apropiadamente debido no sólo a la complejidad combinatoria de los factores vinculados con ellas, sino probablemente también a razones de economía política. Mitigar sus emisiones exigiría difíciles decisiones desde el punto de vista del regulador público, con la aplicación de instrumentos socialmente impopulares, como los impuestos, aunque aceptados como buena práctica disuasoria para el sector por los economistas.

Por lo dicho hasta ahora es por tanto improbable que con una única medida podamos abordar el problema. Esta dificultad ha dado lugar a un intenso debate sobre cuales son las medidas más eficaces y eficientes y las combinaciones más convenientes de las mismas. En este trabajo se analiza la idoneidad de una amplia gama de procedimientos de reducción de las emisiones de CO₂ en el sector del transporte terrestre de pasajeros por carretera, en función de varios criterios. Se comparan las ventajas y desventajas de cada instrumento con respecto a otros, se identifican las interacciones entre los mismos y las mejores combinaciones.

El análisis de los instrumentos en función de varios criterios está basado en una amplia revisión de la literatura teórica y empírica sobre los instrumentos de mitigación en el sec-

tor mencionado. Se trata de un estudio cualitativo, que aporta pautas teóricas y un marco conceptual para el análisis empírico de la aplicación de instrumentos de mitigación en el sector del transporte. La elección de los distintos instrumentos dependerá de las características y circunstancias socioeconómicas, institucionales y geográficas de los países, regiones y municipios correspondientes.

Es importante mencionar que, si se adopta una perspectiva global de coste-eficiencia en la mitigación, las reducciones en este sector son relativamente caras con respecto a la de otros sectores¹. La pregunta inmediata es: ¿Por qué entonces debe aplicarse una política de cambio climático específicamente en el sector transporte?

En primer lugar, aunque en términos generales las medidas de mitigación en este sector son más caras, existen medidas de coste bajo (por ejemplo, las relacionadas con hábitos de conducción más eficientes energéticamente). En segundo lugar, la reducción de las emisiones necesarias para que el planeta se mantenga en el rango de concentraciones de emisiones de 450-550 ppm, compatible con aumentos en las temperaturas no superiores a los 2°, son tan ambiciosas que es necesario que el transporte también asuma compromisos exigen-

tes de mitigación². Además, si no se toman medidas en este sector desde ahora, existe un riesgo de bloqueo en tecnologías e infraestructuras intensivas en carbono durante décadas, que serían posteriormente muy caras de sustituir si, a la luz de nuevos descubrimientos científicos, se requieren reducciones más ambiciosas en las emisiones³. Aplicar políticas de mitigación en este sector permite a los actores sociales, y en particular a las empresas, irse adaptando en caso de que eso ocurra.

Otra razón para proponer medidas de reducción específicas en el sector transporte es que países concretos pueden querer atajar sus emisiones para cumplir con los compromisos del Protocolo de Kioto teniendo en cuenta que los mayores problemas han tenido lugar precisamente en este sector (como es el caso de España).

Finalmente, la mitigación de emisiones de CO₂ en el transporte tiene beneficios secundarios derivados de una reducción en la congestión urbana, menor número de accidentes de tráfico, menores impactos ambientales locales y una menor dependencia del petróleo.

Este artículo está estructurado de la siguiente forma. La siguiente sección identifica los factores que influyen en las emisiones de GEI en este sector, así como las opciones de mitigación. La sección tercera describe y clasifica los principales instrumentos de reducción de emisiones de CO₂

¹ Por ejemplo, los datos del IPCC muestran que las reducciones en este sector no son baratas. El transporte sólo representa el 10% del total de medidas identificadas a un coste inferior a los 20\$ (2007). Estudios realizados para la Comisión Europea (Blok *et al.*, 2001) sugieren que el papel del transporte en el cumplimiento de los objetivos de Kioto para la UE será limitado, pues las reducciones en otros sectores son más baratas. Así, si se sigue una estrategia global de menores costes en la mitigación, las emisiones del transporte aumentarían, contribuyendo solo a un 4% de las reducciones en 2010 con respecto a un escenario de referencia. Stern (2006) también observa que los costes de las tecnologías de mitigación en este sector tienden a ser comparativamente caras.

² El transporte juega un papel particularmente importante en las reducciones de emisiones más allá de 2050. Por ejemplo, si las emisiones totales de GEI tuvieran que ser en 2100 un 20% de los niveles actuales (Stern, 2006) resulta imposible imaginar cómo puede alcanzarse ese nivel sin reducciones significativas en el transporte.

³ No obstante, la vida útil de las tecnologías e infraestructuras en este sector suele ser menor que en otros sectores, como el de la generación eléctrica.

en el sector. Los criterios para evaluar estos instrumentos se establecen en la cuarta sección. La quinta sección está dedicada al análisis comparativo de las ventajas y desventajas de los distintos instrumentos. Las interacciones entre los instrumentos así como las combinaciones de los mismos que pueden ser especialmente valiosas son analizadas en la sexta sección. El artículo se cierra con un apartado de conclusiones.

2. FACTORES DETERMINANTES DE LAS EMISIONES DE CO₂ EN EL SECTOR TRANSPORTE Y ALTERNATIVAS DE MITIGACIÓN

Proponer la aplicación de instrumentos adecuados para reducir las emisiones en este sector exige identificar los determinantes de esas emisiones. Existen varios estudios que descomponen las emisiones de este sector entre sus factores causantes (véase IEA, 2000a; Halnaes *et al.*, 1999; Schmutzler 2005; Holden y Hoyer, 2005; Tarancón y del Río, 2007). Los factores que determinan las emisiones de CO₂ del sector transporte son:

- Escala. La escala (o uso en términos absolutos de los servicios del transporte) depende del número de viajeros por kilómetro. Este parámetro depende a su vez de tres variables: el número de viajes realizado, la distancia recorrida y la ocupación de los vehículos. Todas ellas definen el grado de utilización del vehículo, una variable crucial que depende a su vez de la renta disponible de los individuos⁴. Complementariamente, los factores

geográficos y estructurales juegan un papel muy importante en la necesidad de servicios de transporte y, por tanto, en su grado o escala. Por ejemplo, a mayor densidad de las ciudades, es decir a menor dispersión urbanística, menor es la necesidad de transporte (menor el número de viajes y menor la distancia recorrida). Por ello, la planificación urbana de ciudades más compactas puede implicar una menor demanda de transporte. El problema más enojoso es que el consumo energético producido por el crecimiento de la demanda de transporte supera el ahorro derivado de las mejoras tecnológicas.

- Modalidad. Distintos modos de transporte de pasajeros suelen tener asociados consumos de energía distintos y, por tanto, distintas emisiones de CO₂ por kilómetro recorrido. En general, suele considerarse que el transporte por carretera en vehículo privado es más emisor que la mayoría del resto de medios, incluido el ferrocarril y los no motorizados (bicicleta y caminar).
- Cambio tecnológico I: consumos energéticos⁵. Dentro del mismo modo del

tren al automóvil, de los pequeños a los grandes automóviles, etc.) (Stern 2006).

⁵ Otro tipo de cambios tecnológicos son los relativos a las tecnologías de la información y las comunicaciones (TIC), las telecomunicaciones, que pueden reducir significativamente la demanda de transporte. Por ejemplo, Bristow *et al.* (2004) plantean un escenario en el que, para 2050, las telecomunicaciones sustituyen un 40% de todos los viajes de negocios, el 16% de los desplazamientos al trabajo y el 40% de los desplazamientos para comprar. El IPCC (2007), sin embargo, observa que los resultados empíricos sobre el impacto de las telecomunicaciones son más bien limitados y cita un par de estudios en los EE.UU. en los que se muestran que las TIC (*telecommuting*) reducirían, como mucho, un 2% de los viajes totales para los trabajadores.

⁴ Conforme se gana en riqueza, se tiende a viajar más (utilizar más el transporte y recorrer más distancias). Además, el incremento en la renta provoca un desplazamiento hacia modos de transporte más intensivos en carbono (se cambia del autobús al tren, del

transporte de pasajeros en vehículo privado, distintos vehículos pueden tener diferentes consumos específicos, es decir, distintos consumos de combustible por kilómetro recorrido y, por tanto, distintas emisiones por kilómetro. En este caso es importante distinguir entre vehículos en circulación y nuevos vehículos. Sus consumos específicos dependen tanto de aspectos relativos a la eficiencia energética del motor como al peso del vehículo o su tamaño, que a su vez afectan a la potencia del motor. Aunque las mejoras en los motores han dado lugar a ahorros energéticos considerables (por ejemplo, es el caso de los motores TDI), esto se ha visto compensado con aumentos en la potencia de los vehículos y una mayor instalación de elementos adicionales como el aire acondicionado⁶. En todo caso, en el consumo específico del vehículo privado entran en juego las preferencias de uso, además de factores tecnológicos. La decisión individual resulta un factor decisivo en última instancia, y la opción de adquirir vehículos más eficientes dependerá probablemente del coste del combustible.

- Cambio tecnológico II: intensidad de carbono de los combustibles. El sector del transporte de pasajeros por carretera tiene una alta dependencia del petróleo. La alternativa es recurrir a combustibles menos emisores de

CO₂, como los biocombustibles⁷, o a los vehículos híbridos y los eléctricos.

- Comportamiento de los conductores. La forma de conducir y otras decisiones de los conductores influyen en el consumo energético del vehículo y en sus emisiones de CO₂. Una conducción menos agresiva (en la línea de la denominada conducción eficiente, véase sección 3) a velocidades moderadas y un mantenimiento adecuado del vehículo, con revisiones periódicas, suelen estar asociados también con menores consumos energéticos⁸.

Además de cambios tecnológicos y de comportamiento de los conductores, son necesarios cambios en infraestructuras. Las siguientes secciones están dedicadas a las medidas de política pública que pueden utilizarse para reducir las emisiones de CO₂ del transporte.

3. INSTRUMENTOS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES DE CO₂ EN EL SECTOR TRANSPORTE

La sección anterior sugiere que son necesarios cambios tecnológicos, de comportamiento y en infraestructuras para reducir las emisiones del transporte de pasajeros por carretera. Esto requiere una combinación de cambios con efectos en horizontes temporales diferentes: a corto, medio y largo plazo. En esta sección des-

⁶ De hecho, según el IPCC (2007) el crecimiento gradual en el tamaño, peso y potencia de los vehículos de pasajeros, especialmente en el mundo industrializado, ha acelerado el uso de energía en el transporte y las emisiones de CO₂.

⁷ En el caso de utilizar biocombustibles hay que realizar balances de emisiones de GEI completos, donde hay que incluir, además del CO₂, los gases NO_x y CH₄. La utilización de biocombustible nitrogenados puede resultar menos beneficiosa de lo esperado en el ahorro de emisiones.

⁸ Mantener una correcta presión de los neumáticos, evitar aceleraciones excesivas y no superar los límites de velocidad podrían mejorar entre el 5% y el 20% la eficiencia del combustible (Gallagher *et al.*, 2007).

cribimos brevemente los instrumentos que pueden precipitar esos cambios tecnológicos y de comportamiento, muchos de los cuales se han aplicado ya en algún país.

Aunque son diversos los criterios utilizados en la literatura para clasificar los instrumentos⁹, podemos agruparlos en cuatro categorías: instrumentos de regulación, económicos, de información/educación y otros (cuadro n.º 1). Es importante advertir que, en muchas ocasiones, se produce *de facto* una mezcla de elementos de diferentes tipos de instrumentos que hace difícil identificar un instrumento como perteneciente a una categoría concreta¹⁰.

3.1. Instrumentos de regulación

- *Restricciones de uso*. Implican limitar el acceso del vehículo privado a centros urbanos, ya sea de forma directa (por ejemplo, permitiendo el acceso según el día de la semana y el número de matrícula) ya sea de forma indirecta (a través de restricciones al aparcamiento o mediante la peatonalización de calles).
- *Límites de velocidad*. La limitación de la velocidad en vías rápidas (autovías y autopistas) es considerada como una medida de mitigación eficaz. Estudios realizados en varios países muestran mejoras sustanciales del consumo energético por kilómetro recorrido cuando se mantienen velocidades en torno a los 100 km/hora respecto a velocidades superiores¹¹.

- *Requisitos de mantenimiento del vehículo*. La exigencia de supervisión técnica y periódica del vehículo puede facilitar el mantenimiento de niveles de consumo energético (y por tanto de emisiones) óptimo. Puede integrarse en las inspecciones técnicas de vehículos, actualmente llevadas a cabo en nuestro país, por ejemplo, sin suponer un coste administrativo adicional significativo.
- *Requerimientos de alta ocupación*. En varias ciudades del mundo se suele aislar un carril de circulación de entrada, temporal o permanentemente, para vehículos ocupados por más de una persona. Esta norma permite un acceso más rápido al centro de la ciudad para aquellos vehículos de alta ocupación, y reduce al mismo tiempo el número de vehículos en la carretera y, por tanto, sus emisiones.
- *Estándares*. Los estándares establecen unos objetivos que deben cumplirse, ya sea un límite de emisiones de CO₂ (estándar de CO₂) o de consumo de combustible por km recorrido (estándar de combustible), en los nuevos vehículos vendidos en un determinado año¹².
- *Obligación de biocombustibles (cuota)*. Por ejemplo, se puede establecer una cuota de biocombustibles como porcentaje del combustible consumido en el sector transporte, como es el caso de la UE (10% en 2020) o requerimientos en volumen para los biocombustibles como es el caso en los EE.UU.¹³.

⁹ Véase, por ejemplo, Bristow *et al.* (2004), Gallagher *et al.* (2007), IPCC (2007).

¹⁰ Por ejemplo, esto ocurre con la introducción de elementos de flexibilidad como el comercio de obligaciones en instrumentos de regulación.

¹¹ Esta medida forma parte de una categoría general de instrumentos denominada «calmado del tráfico» (Acutt y Dogdson 1997).

¹² El más famoso y estudiado de estos sistemas es el estándar americano CAFE (*Corporate Average Fuel Economy*) implantado en 1975.

¹³ La Ley de Política Energética del año 2005 en este país exige que se adquieran 4,5 billones de galones de biocombustibles en 2007, y 7,5 billones en 2012 (Gallagher *et al.* 2007).

Cuadro n.º 1

Clasificación de los instrumentos de mitigación en el sector transporte

INSTRUMENTOS DE REGULACIÓN

- Restricciones de uso
- Límites de velocidad
- Requisitos de mantenimiento del vehículo
- Requerimientos de alta ocupación
- Estándares
- Obligación de biocombustibles (cuota)

INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

- Comercio de emisiones
- Subvenciones
- De precios (impositivos): impuestos sobre el contenido de carbono de los combustibles, sobre la adquisición de vehículos, sobre la circulación y otras actuaciones aplicadas al uso de las infraestructuras (peajes y pagos por aparcamiento)

INSTRUMENTOS INFORMATIVOS

- Campañas de información/concienciación
- Campañas de conducción eficiente
- Educación

OTROS INSTRUMENTOS

- Acuerdos voluntarios
- Planificación territorial y del transporte
- Provisión pública
- Inversión pública en I+D+i
- Promoción del transporte público

Fuente: Elaboración propia.

En los dos últimos casos (estándares y biocombustibles), pueden introducirse elementos de flexibilidad que permitan alcanzar los objetivos a un menor coste, por ejemplo, mediante el intercambio de divisas (o unidades) energético-ambientales.

3.2. Instrumentos económicos

- *De precios (impositivos)*. Consideramos en esta categoría cuatro posibilidades básicas: impuestos sobre el

contenido de carbono de los combustibles (penalizando a los más contaminantes mediante mayores gravámenes sobre los mismos), impuestos sobre la adquisición de vehículos (con un mayor gravamen en el impuesto de matriculación a los vehículos más emisores de CO₂), impuesto sobre la circulación (penalizando a los más contaminantes) y otras actuaciones sobre los precios de uso de las infraestructuras (tales como peajes y pagos por aparcamiento).

— *Comercio de emisiones.* En teoría podríamos considerar tres opciones en este sentido, en función de a quien se asignen los permisos de emisión (Stern, 2006):

- Conductores. Los conductores tendrían que entregar los permisos asignados en las estaciones de combustibles, en el momento de su abastecimiento. Sin embargo, es probable que esta opción diera lugar a altos costes de transacción¹⁴.
- Refinerías. Estas tendrían que adquirir permisos para cubrir las emisiones generadas por el combustible producido por ellas, pero utilizado por los vehículos.
- Productores de vehículos. Estos serían los responsables de cumplir con un objetivo de eficiencia en el uso del combustible de los vehículos vendidos (media). Si excedieran ese objetivo, es decir, si los vehículos producidos consumieran por encima del objetivo, tendrían que adquirir permisos en el mercado para cubrir la diferencia.

Una situación realista es que un sistema de comercio de emisiones en este sector fuese el resultado de introducir elementos de flexibilidad en un estándar sobre los productores de automóviles. Por tanto, esta es la opción que consideramos.

— *Subvenciones.* Este instrumento puede tener varias posibilidades, en fun-

ción de cual sea el objetivo de subvención. Puede incluir subvenciones a la realización de actividades de investigación y desarrollo tecnológico o bien para la adquisición de vehículos menos contaminantes, como los híbridos o los vehículos eléctricos. El término «subvención» se reserva en este trabajo para este segundo caso, dejándose para el apartado de «otros instrumentos» las inversiones en I+D¹⁵.

3.3. Instrumentos de información.

- *Campañas de información/concienciación.* Las campañas de información pueden ser de tipo general (concienciando a la gente sobre el problema del cambio climático y la contribución del transporte al problema) o más específico (mediante la demostración de pautas de movilidad más sostenibles). Se pueden concretar en la elaboración de guías¹⁶, folletos, anuncios, etc.
- *Campañas de conducción eficiente.* Estas campañas tienen como objetivo entrenar a los conductores en prácticas más eficientes en el uso de la energía del vehículo y, por tanto, reductoras de las emisiones. Incluyen informaciones como la realización de aceleraciones/desaceleraciones más suaves, mantener las revoluciones del

¹⁴ Sería necesario controlar y verificar todas las emisiones de cada vehículo, en función de la distancia recorrida y de la intensidad de emisiones de cada GEI, según el tipo de combustible (Gallagher *et al.* 2007, Stern 2006).

¹⁵ Las subvenciones incluyen ayudas directas, créditos blandos, exenciones, desgravaciones y bonificaciones.

¹⁶ Por ejemplo, impulsando la demanda de biocarburantes mediante campañas de sensibilización e información, fomentando el uso del transporte público o incorporando a la información sobre características técnicas de un vehículo (especificaciones sobre la cantidad de emisiones de GEI que origina su fabricación y uso o la adecuación para el uso de biocarburantes).

motor a un nivel bajo, apagarlo cuando el coche está en punto muerto en condiciones de tráfico congestionado, reducir las velocidades máximas o mantener una adecuada presión de los neumáticos (IEA, 2001)¹⁷.

- *Educación*. La mencionada información podría incluirse en los currículum escolares convencionales preuniversitarios, por ejemplo como una asignatura sobre respeto al medio ambiente. Se trata de un instrumento integrado en la educación básica de los ciudadanos cuyos efectos se dejan sentir fundamentalmente a largo plazo.

3.4. Otros instrumentos

En este apartado incluimos instrumentos que no pueden integrarse dentro de las categorías anteriores.

- *Acuerdos voluntarios*. Consisten en un acuerdo entre el regulador y los regulados en virtud del cual estos últimos se comprometen a lograr un objetivo de emisiones previamente negociado. En el caso del transporte por carretera, este tipo de instrumentos se ha utilizado en muchos países, por su atractivo político, y se ha dirigido a los fabricantes de automóviles. Admite dos modalidades: con restricciones directas sobre la emisión de CO₂ por kilómetro recorrido; o con limitaciones del consumo de combustible para cada vehículo. El caso ejemplar del primer tipo es el Acuerdo entre la Comisión Euro-

pea y los fabricantes europeos, coreanos y japoneses¹⁸.

- *Planificación territorial y del transporte*. La movilidad urbana debe planificarse de manera integral. Concretamente, para lograr una reducción del uso del transporte y una mayor utilización de formas de movilidad más sostenibles es necesario integrar la planificación territorial (urbana y regional) con la planificación del transporte. La planificación puede facilitar el uso de los medios no motorizados de movilidad y del transporte público y, en consecuencia, reducir los impactos negativos del uso del vehículo privado. Entre las medidas que pueden incluirse dentro de esta categoría podemos citar una mayor densidad de las ciudades (es decir, diseñar ciudades más compactas, menos dispersas)¹⁹.
- *Provisión pública*. Este instrumento consiste fundamentalmente en la introducción de criterios ambientales en la adquisición de vehículos de transporte para las administraciones públicas. Esto permite crear espacios de desarrollo protegidos para tecnologías emergentes en estado de inmadurez (nichos), que permitan reducir sus costes por economías de escala y efectos de aprendizaje y generen una mejora en su calidad, aparte de tener un efecto de demostración/enseñanza²⁰. La

¹⁷ La conducción eficiente puede divulgarse de distintas maneras, mediante folletos, información en páginas web o autoescuelas. Por ejemplo, en Holanda, la conducción eficiente forma parte de la enseñanza en las autoescuelas.

¹⁸ Acuerdo entre la Comisión Europea y los fabricantes de automóviles europeos (ACEA), coreanos (KAMA) y japoneses (JAMA) para no superar los 140 g CO₂/km en 2008 en los vehículos.

¹⁹ Para una más completa enumeración de las estrategias dirigidas a la planificación territorial para mejorar los patrones de uso del transporte, véase EEA (2008).

²⁰ Algunos autores han desarrollado este enfoque de manera más general con el nombre de «gestión estratégica de nichos» (véase Rip y Kemp 1998). La

utilización de vehículos limpios en las flotas de transporte público urbano respondería a este enfoque.

— *Inversión pública en I+D+i*. En general, la existencia de fallos de mercado en la provisión del cambio tecnológico provoca niveles de inversión en tecnologías que están por debajo del óptimo social. Por ello, es necesaria la intervención pública que apoye dicha inversión²¹. En el caso que nos ocupa este es un instrumento fundamental para asegurar una amplia disponibilidad en el futuro de tecnologías de mitigación en el transporte a un coste moderado. Un ejemplo sería el apoyo a las inversiones en I+D+i en biocombustibles y las pilas de combustible alimentadas con hidrógeno mediante la financiación de proyectos de demostración a gran escala²².

— *Promoción del transporte público*. Finalmente, una medida adicional a incluir en este apartado consiste en la promoción directa del transporte público, mejorando su calidad y disponibilidad. De hecho, uno de los obstáculos para que se produzca un cambio modal del transporte privado al transporte público es la poca calidad o baja disponibilidad de este último²³.

creación de nichos puede ser importante, por ejemplo, en el hidrógeno y las pilas de combustible. Según el IPCC (2007), los costes de los vehículos y de los combustibles se irán reduciendo en el tiempo con producciones de mayor escala y efectos de aprendizaje, aunque los costes a largo plazo son muy inciertos.

²¹ Obsérvese que las tecnologías menos contaminantes están sujetas a una doble externalidad: la ambiental y la tecnológica.

²² Por ejemplo, el IPCC (2007) considera prioritario la financiación de inversiones en I+D en los biocombustibles de segunda generación, en hidrógeno/células de combustible y coches eléctricos.

²³ El grado al cual el cambio del transporte privado al público puede reducir emisiones depende de las ta-

Los anteriores instrumentos son los principales para mitigar las emisiones de GEI en el sector del transporte, aunque es posible que exista algún otro de cierta relevancia que no haya sido considerado. Por otro lado, las alternativas presentadas de cada instrumento son limitadas respecto al total de alternativas existentes. Además, aparte de los instrumentos, la eficacia de las políticas públicas para lograr reducciones de emisiones en el transporte de forma eficaz y eficiente depende de los elementos de diseño concreto de cada instrumento y no sólo de la elección de un instrumento u otro.

4. CRITERIOS PARA LA COMPARACIÓN ENTRE INSTRUMENTOS

Los anteriores instrumentos pueden evaluarse de acuerdo a distintos criterios. La literatura sobre el análisis de instrumentos de mitigación suele mencionar, entre otros, la eficacia en la mitigación, la eficiencia en costes en el logro de objetivos de reducción, la eficiencia dinámica (o incentivo continuo al cambio tecnológico), la viabilidad política y su impacto distributivo (equidad) (véanse Hacker y Pelchen, 1999; IPCC, 2007 y Konidari y Mavrakis, 2007)²⁴. Para la aplicación de criterios al sector transporte, véanse Plaut (1998), May y Roberts (1995) y Acutt y Dogson (1997).

sas de ocupación. La tasa de ocupación de distintos modos puede ser un factor más significativo en las emisiones de GEI que la eficiencia de los modos. Por tanto, además de las mejoras tecnológicas, las políticas que promueven una mayor utilización de la capacidad de cada modo puede dar lugar a sustanciales reducciones de las emisiones de CO₂ (EEA, 2008).

²⁴ Además, estos criterios son comunes en las declaraciones de intenciones sobre los instrumentos de cambio climático y energía en Europa. Un ejemplo es el reciente Paquete Europeo de Cambio Climático y Energía.

- *Eficacia en la reducción.* El objetivo final de cualquier instrumento en el contexto que nos ocupa es provocar una reducción de las emisiones de CO₂ en el transporte. Esto puede lograrse induciendo cambios tecnológicos, en comportamiento o en infraestructuras.
- *Eficiencia en costes.* Como la sociedad tiene otros objetivos aparte del de la mitigación de emisiones, vivimos en un mundo de recursos limitados y los que se dediquen a controlar las emisiones no se podrán utilizar para cubrir otros objetivos, interesa que un determinado nivel de reducción de emisiones se logre al menor coste posible. Teniendo en cuenta que distintas opciones de mitigación tienen distintos costes, interesaría desde esta perspectiva adoptar aquellas con el coste más bajo. La eficiencia en costes se logra cuando se satisface el principio equimarginal, es decir, cuando el coste marginal de la última unidad reducida con distintas alternativas sea el mismo. Esto implicaría que redujesen más aquellos que pueden hacerlo (tienen costes de reducción más bajos) y reduzcan menos aquellos a los que les cuesta más, a la vez que éstos últimos compensen monetariamente a los primeros por su menor reducción.
- *Costes de transacción y administrativos.* Una de las razones por las que un instrumento puede ser «caro» tiene que ver con los costes de transacción y, en particular, con los costes administrativos de su implantación y funcionamiento. Si estos costes son muy elevados, podrían llegar a compensar las ganancias de eficiencia económica

derivadas del cumplimiento del principio equimarginal. Aunque en realidad forma parte del criterio de eficiencia en costes, la importancia de estos costes administrativos nos lleva a considerarlos como una categoría aparte.

- *Eficiencia dinámica.* Este criterio se refiere a la capacidad de un instrumento para generar un incentivo continuo a la mejora tecnológica y a las reducciones de costes de las tecnologías a medio y largo plazo. Frente al criterio de eficiencia en costes, más ceñido al corto plazo, la eficiencia dinámica es clave en un problema con horizontes a largo plazo como es el del cambio climático. La eficiencia dinámica justifica que se invierta hoy en tecnologías de mitigación que resultan relativamente caras. Las inversiones en I+D y otras que favorecen la comercialización de tecnologías más caras en pequeños nichos pueden dar lugar a mejoras de calidad y reducciones de costes que permitan en el futuro disponer de tecnologías de mitigación con costes razonables para cumplir con objetivos más ambiciosos. Si las tecnologías de mitigación que hoy son caras tienen un elevado potencial de reducción de costes si se permite su difusión (como demuestran varios estudios para las tecnologías energéticas, véase por ejemplo IEA, 2000b), entonces apoyarlas hoy tiene beneficios en términos de bienestar desde una perspectiva de mitigación intertemporal (corto, medio y largo plazo). Por tanto, la política pública puede contribuir a romper el círculo vicioso a que esas tecnologías pueden verse sometidas: son caras

porque no se han comercializado y no se han comercializado porque son caras y por tanto poco atractivas para potenciales adoptantes²⁵.

— *Equidad*. Incluso si un instrumento genera un beneficio para toda la sociedad, es probable que haya ganadores y perdedores. Los impactos distributivos de los instrumentos en diferentes consumidores, ciudadanos, empresas, sectores o países deben tenerse en cuenta cuando se diseña una política de cambio climático a cualquier escala (global, europea, nacional o regional). De hecho, la aceptación social de una determinada medida depende de cómo se aborden esos impactos distributivos. Debe prestarse atención especial a los efectos negativos sobre los sectores de la población con menos recursos.

— *Viabilidad política*. Aunque en cierta forma está relacionado con el anterior criterio, su importancia merece una consideración aparte. La historia de la política ambiental en general y la orientada al transporte en particular está llena de ejemplos de instrumentos que puntúan alto en los criterios anteriores y que, sin embargo, por no ser atractivos para el regulador (ya sea porque impliquen altos costes administrativos de implantación o porque generen el rechazo social general o de actores con un significativo poder) no llegan a implantarse nunca. Por tanto, es necesario tener en cuenta la falta de información de la

opinión pública de los resultados a largo plazo de políticas poco atractivas a corto plazo a la hora de plantear instrumentos que lleguen a aplicarse en la práctica²⁶.

Por supuesto, pueden existir conflictos entre los criterios anteriores en algunas situaciones. Por otro lado, pueden existir otros criterios importantes (por ejemplo, impactos en competitividad o beneficios locales) pero hemos tratado aquí los que consideramos más relevantes.

5. LAS VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS INSTRUMENTOS

En esta sección analizamos las ventajas e inconvenientes de los instrumentos en función de los distintos criterios considerados en la sección anterior, fundamentando el análisis en la literatura teórica y empírica. No obstante, en la mayoría de los casos son necesarios estudios empíricos más extendidos y profundos de los que existen en la literatura y, por tanto, el análisis cualitativo que llevamos a cabo aquí aporta sólo ciertos resultados puntuales, algunos de ellos cargados de incertidumbres, que puede ser útil contrastar en estudios empíricos posteriores.

Instrumentos de regulación

— *Restricciones de uso al vehículo privado*. Se trata de un instrumento en

²⁵ Algunos autores han subrayado las implicaciones para la política de cambio climático de este carácter «dependiente» de la senda del cambio tecnológico (véase, por ejemplo, Rip y Kemp, 1998; Unruh, 2000 y Marechal, 2007).

²⁶ La política de instalar parquímetros en el centro de las ciudades es un buen ejemplo de aplicación de instrumentos social y ambientalmente beneficiosos a largo plazo, a pesar del rechazo que puede producir esta medida a corto plazo. Un despliegue previo, informativo y educativo, es necesario en casos como éste y otros similares.

principio eficaz pero poco viable políticamente, pues genera unas elevadas dosis de rechazo social y relativamente altos costes administrativos de implantación. Además, es ineficiente, pues afecta de igual manera a diferentes usuarios del transporte, con diferentes valoraciones (Acutt y Dodgson, 1997). Su eficacia puede verse limitada si existen incentivos a adquirir otro vehículo para evitar la restricción y este vehículo es viejo e ineficiente energéticamente. El incentivo al cambio tecnológico que genera es más bien modesto, aunque si puede haber cierto estímulo si se restringe el acceso a vehículos menos contaminantes (por ejemplo, con peajes o restricción de aparcamiento para estos, y gratuito para vehículos limpios) y muchas grandes ciudades del mundo implantan el sistema. Para incrementar su eficacia y aceptabilidad social y política, es conveniente combinarlo con otros instrumentos que aporten alternativas al vehículo privado, tales como la promoción del transporte público. Los efectos sobre la equidad no son concluyentes.

- *Límites de velocidad.* Se trata de una medida potencialmente eficaz y eficiente en costes (teniendo en cuenta que el ahorro de combustible al reducir la velocidad es significativo). Sin embargo, su viabilidad política y, sobre todo, su capacidad de ejecución pueden ser limitadas. Cabe esperar que en algunos países los costes administrativos asociados al control y sanción por superar el límite de velocidad fueran significativos, especialmente si existe un incumplimiento generalizado por su rechazo social. Por

otro lado, el incentivo al cambio tecnológico es bajo. No es posible observar efectos concluyentes sobre la equidad.

- *Requisitos de mantenimiento del vehículo.* Atendiendo a los estudios empíricos realizados, su grado de eficacia es modesto y su eficiencia es incierta²⁷. Sus costes administrativos pueden ser bajos si se aprovecha la infraestructura existente de inspección obligatoria, en aquellos países que la tienen. Este aprovechamiento incrementaría la aceptación social y política del instrumento. Finalmente, este instrumento incentiva el cambio tecnológico y las mejoras en los vehículos existentes.
- *Requerimientos de alta ocupación para determinadas vías.* La medida específica de dedicar uno de los carriles existentes de las vías de alta ocupación a estos vehículos tiene una elevada eficacia potencial a costes bajos, especialmente si la infraestructura (la vía de alta ocupación) está ya construida y sólo implica dedicar uno de los carriles existentes a estos vehículos. Es de esperar que los costes administrativos de implantación y control sean bajos. Es poco probable que sea una medida impopular. Su incentivo al cambio tecnológico es más bien modesto y sus impactos en la equidad inciertos.

²⁷ Según el IPCC (2007), pueden lograrse reducciones de entre el 5% y el 10% en el consumo de combustible con programas de inspección y mantenimiento del vehículo más rigurosos, entrenamiento del conductor en prácticas más eficientes y mejor ejecución y control de las velocidades de los automóviles. Obsérvese que esta es una mezcla de los instrumentos considerados en este trabajo.

— *Estándares.* En este caso consideramos un estándar de combustible, es decir, una obligación que recae en los fabricantes para que realicen mejoras tecnológicas en los nuevos vehículos de forma que no se superen determinados límites de consumo de combustible por kilómetro recorrido²⁸. Una de las ventajas de este instrumento es el estímulo que suministra al cambio tecnológico, a menos que el estándar sea fácil de alcanzar por parte de la industria. Sin embargo, no genera incentivos al cambio tecnológico más allá del estándar. Por tanto, la eficacia de los estándares puede ser limitada (Gallagher *et al.*, 2007) debido a:

1. Es probable que el regulador establezca el estándar a un nivel poco ambicioso, ya que su información es suministrada casi exclusivamente por los fabricantes de automóviles. En un contexto de información asimétrica, como el que nos ocupa, los fabricantes tendrán un incentivo a que el estándar no sea exigente.
2. Pueden provocar un incremento de las distancias recorridas. Como generan un incentivo a producir automóviles más eficientes en el uso del combustible, reducen el coste total de conducir un determinado número de kilómetros. Sin embargo, el grado al cual este «efecto rebote» compensa el efecto principal

(la reducción de los consumos por kilómetro) es incierto.

3. No desincentivan una menor adquisición de vehículos y, por tanto, el consumo de combustible debido a un mayor número de automóviles puede neutralizar las reducciones del consumo por kilómetro debido al estándar, generando un incremento en los consumos energéticos totales.
4. No incentivan la adopción de combustibles menos intensivos en carbono.

Su eficiencia será probablemente baja, aunque puede incrementarse introduciendo flexibilidad a través de la posibilidad de establecer un comercio de obligaciones. Además, pueden tener altos costes administrativos de implantación pues existen dificultades para establecer el nivel apropiado del estándar.

Por otro lado, pueden no ser equitativos pues todos los consumidores, con independencia de su nivel de renta o distancia recorrida con el vehículo, deben pagar mayores precios por los automóviles como consecuencia de las mejoras tecnológicas inducidas por el estándar.

— *Obligación de biocombustibles (cuota).* Su eficacia en la reducción, potencialmente significativa, depende en todo caso de la realización de un análisis del ciclo de vida. Es probable que, en general, sean ineficientes (si no se introduce algún elemento de flexibilidad) al exigir que la industria adquiera una determinada cantidad de biocombustibles, obviando otras

²⁸ La otra posibilidad es un estándar de CO₂, es decir, que se establezca un límite de emisiones de CO₂ por kilómetro recorrido. Los acuerdos de la Comisión Europea con los fabricantes europeos, japoneses y coreanos obedecen a este enfoque, aunque no conllevan una obligación, sino que se trataría más bien de un acuerdo voluntario (con una amenaza de regulación en caso de incumplimiento) (véase sección 3.3).

formas de reducir las emisiones de forma coste-eficiente. Tienen un potencial de eficiencia dinámica elevado. Y pueden tener efectos locales y globales perjudiciales. Por ejemplo, existe una gran preocupación por sus posibles impactos en los precios de los alimentos, en el uso de tierras ecológicamente vulnerables y en la erosión del suelo.

Por otro lado, el sistema de cuotas es aceptable políticamente, tiene costes administrativos de control bajos y efectos socioeconómicos locales favorables si el biocombustible se produce en el país y si sus impactos ambientales son modestos.

Instrumentos económicos

Los instrumentos económicos internalizan las externalidades ambientales causadas por el transporte, haciendo que los precios reflejen su coste social. Dentro de esta categoría es importante diferenciar entre instrumentos de precios, comercio de emisiones y subvenciones.

De precios (impositivos)

Son a priori eficientes en costes, pues logran las reducciones de emisiones al menor coste posible, ya que implican el cumplimiento del principio de equimarginalidad. Sin embargo, en otros criterios sus ventajas no existen o al menos son cuestionables.

Así, por ejemplo, con respecto a la eficacia en la reducción de emisiones, existe una cierta controversia sobre el grado de influencia del incentivo de precios generado por el impuesto sobre el combustible en los ciudadanos. Hace ya tiempo que algunos

estudios mostraron una relación entre el precio de los combustibles y el consumo de los mismos (cantidad de combustible utilizado por kilómetro, por persona o por vehículo) (véase, por ejemplo, Schipper, *et al.* 1993 y Sterner, 1990).

Sin embargo, se ha observado que las elasticidades precio de la demanda de combustible para el transporte son bajas, especialmente a corto plazo, aunque resultan mayores a largo plazo²⁹. Además, pueden estar reduciéndose³⁰. En tercer lugar, la elasticidad renta de la demanda de transporte parece ser muy elevada (IPCC, 2007). Todo esto provoca que la demanda sea relativamente insensible al precio y que aumentos de la renta generen un incremento muy significativo de la demanda de transporte y, en concreto, del privado³¹. Por tanto, serían necesarios tipos impositivos muy elevados para generar una respuesta por parte de la demanda. Aparte de los costes totales que esto supone, su aceptabilidad social y, por tanto, su viabilidad política es bastante problemática. Es decir, es probable que, por razones de economía política, los tipos impositivos se situasen a un nivel

²⁹ Por ejemplo, en su repaso a la literatura sobre estas elasticidades, Graham y Glaister (2002) estiman que la elasticidad precio del consumo de combustible es de entre -0,2 y -0,3 a corto plazo y de entre -0,6 y -0,8 a largo plazo. Las elasticidades precio de la demanda de transporte son aún más bajas (-0,15 a corto plazo y -0,3 a largo plazo)(Goodwin, 1992).

³⁰ IPCC (2007) y Hughes *et al.* (2008) muestran que las elasticidades precio de la demanda en EE.UU. se han acercado a cero en las últimas décadas, probablemente como consecuencia de una mayor dependencia del automóvil.

³¹ Sin embargo, no debe despreciarse la importancia de las señales de precios en este contexto. De hecho, aquellos países en los que los precios de los combustibles son relativamente bajos, son también los que tienen un menor nivel de eficiencia en el uso de combustibles (EE.UU., Canadá, Australia) y aquellas regiones con elevados precios son las que tienen una mayor eficiencia (Japón y países europeos).

excesivamente bajo como para generar un incentivo al cambio. Esta incertidumbre sobre la eficacia ambiental de los impuestos sobre los combustibles se extiende a otros instrumentos de precios. Por ejemplo, los impuestos sobre la adquisición o la circulación no influyen en el uso que se haga del automóvil una vez comprado. En el caso de los pagos por aparcar pueden provocar un incremento en los kilómetros recorridos para aparcar en zonas libres de pago o dan lugar a un aumento de las distancias de los viajes fuera de las ciudades (por ejemplo, a centros comerciales que no cobran por aparcar) (Acutt y Dodgson, 1997).

Por otro lado, un impuesto no permite predecir a priori qué nivel de reducción de emisiones se va a alcanzar, pues esto depende de la (incierto) reacción de aquellos agentes a los que va dirigido. No obstante, esto podría corregirse adaptando secuencialmente el nivel del tipo impositivo, aunque probablemente podría tener problemas de aceptabilidad. Por tanto, uno de los mayores problemas es la fijación del nivel adecuado del impuesto.

En todo caso, a la hora de evaluar la eficacia, resulta difícil separar los efectos del impuesto de otros efectos, aunque esta dificultad es común a casi todos los instrumentos.

Con respecto a la eficiencia dinámica, el incentivo al cambio tecnológico es incierto y posiblemente bajo. Probablemente sea mayor con respecto al cambio de tecnologías existentes (difusión) que al desarrollo de las mismas, especialmente si esos impuestos se adoptan sólo para un país. Esta insuficiencia suscita la conveniencia de complementarlos con instrumentos por el lado de la oferta de tecnologías (inversiones en I+D, creación de nichos, etc.). Para que haya un

fuerte incentivo al cambio tecnológico, el impuesto debería situarse a un nivel muy alto, lo que resulta improbable. Una de las grandes ventajas en términos de eficiencia dinámica de un impuesto es que aporta certidumbre sobre el precio a pagar, lo que supone menores riesgos para los inversores en tecnologías que un sistema de comercio de emisiones, en los que el precio fluctúa.

La aceptabilidad política es muy baja, aunque depende de la modalidad elegida y del diseño. En este sentido, los impuestos sobre la adquisición de vehículos son más aceptables socialmente que los impuestos sobre el combustible o los pagos por aparcamiento. Parece existir un cierto conflicto entre el criterio de eficacia y el de aceptabilidad: impuestos con gravámenes mayores dan lugar a mayores reducciones de las emisiones, pero son también más inviables que si los impuestos son bajos.

Con respecto a la equidad, suelen ser regresivos, es decir, afectan más negativamente a los niveles de población con menores recursos, aunque este problema puede mitigarse con la redistribución de los ingresos procedentes de la recaudación (lo que, a su vez, podría afectar negativamente al criterio de eficacia)³².

En general, parece que los costes administrativos no son elevados pues pueden aprovecharse las estructuras de recaudación de impuestos ya existentes, aunque depende de la modalidad y del diseño concreto elegidos. Por ejemplo, un impuesto sobre la adquisición de vehículos es probable que tenga un menor coste administrati-

³² Acutt y Dodgson (1997) observan que el impacto sobre la equidad es difícil de determinar ex-ante pues los hogares con mayor nivel de renta suelen tener coches más grandes, aunque puede esperarse que los más pobres tengan los vehículos más antiguos y, por tanto, más contaminantes.

vo que un peaje. Son relativamente simples de administrar pues tienen menores requerimientos de control y ejecución que otros instrumentos (por ejemplo, el comercio de emisiones).

En general, puede afirmarse que los tres talones de Aquiles más importantes de este grupo de instrumentos son su incierta eficacia, el bajo incentivo al cambio tecnológico y sus problemas de inviabilidad política. Si se implantan, es más probable que generen cambios de comportamiento que cambios tecnológicos. Todos estos inconvenientes invitan a la aplicación de otros instrumentos complementarios de regulación o de inversión en infraestructuras para el cambio modal, para incrementar su eficacia, de información, para incrementar su aceptación, y otros, como las subvenciones a la I+D o la provisión pública en nichos, para incrementar su eficiencia dinámica.

No obstante, dentro de estos instrumentos de precios, existen matices importantes que afectan a su evaluación. Por ejemplo, la aceptabilidad de un impuesto sobre el combustible, peajes o pago por aparcamiento será probablemente menor que un impuesto sobre la adquisición o circulación de automóviles. El problema con los impuestos sobre la adquisición es que no influyen en la decisión de utilizar el automóvil pero también es probable que sean menos regresivos que un impuesto sobre el combustible y que sean más fáciles de implantar. La eficacia de un impuesto sobre la adquisición es superior a la de un impuesto sobre la circulación, según el IPCC (2007). Estos matices se recogen en el cuadro n.º 2.

Comercio de emisiones

En teoría, la eficacia de un sistema de comercio de emisiones para el sector del

transporte es mayor que con impuestos, pues se fija previamente el objetivo de reducción de las emisiones de CO₂. El sistema podría ser eficiente, aunque habría que considerar, por un lado, la posibilidad de que un mercado así exclusivamente para el sector del transporte fuera excesivamente estrecho, lo cual generaría modestas ganancias de eficiencia con respecto a un sistema de estándares. Además, los costes de su implantación y funcionamiento podrían ser tan altas que llegaran a anular esas ganancias de eficiencia estática; la dispersión y movilidad de las fuentes emisoras de este sector complica las tareas de inspección, certificación, verificación y contabilidad de los permisos negociables (PEN). En relación a los impuestos, su puntuación en otros criterios depende de que se distribuyan los permisos con subasta o no. Si se distribuyen con subasta, muchos de esos efectos serían parecidos a los de un impuesto sobre el combustible, por lo que haremos aquí el supuesto de que son distribuidos gratuitamente.

El incentivo al cambio tecnológico suministrado por este sistema es positivo (pues generan un incentivo para que cada industria produzca combustibles menos intensivos en carbono o vehículos que emitan menos CO₂) aunque modesto y en cualquier caso inferior al generado por los impuestos. Sin embargo, su viabilidad política es superior a los impuestos, pues los permisos se dan gratis y las agentes cubiertos por el sistema no tienen que pagar por sus emisiones residuales (es decir, por las cubiertas por los permisos concedidos). Los costes administrativos pueden ser considerables, pues habría que asignar los permisos de emisión y controlar el funcionamiento del sistema. Finalmente, los efectos sobre la equidad son inciertos aunque, con

Cuadro n.º 2

Resumen de la evaluación de los instrumentos de mitigación de emisiones de CO₂ en el transporte terrestre

Instrumento	Eficacia	Eficiencia	Inc. CT	Viabilidad	C. admtivos	Equidad
Regulación						
Restricciones uso	+	-	0	-	-	?
Control velocidad	+?	+?	0	-?	-?	0
Mantenimiento	?	+?	0	+	+	0
Alta ocupación	+?	+?	0	0	+	0
Estándares	+?	-	+	+	-?	-
Cuota biocombustibles	+	-	+	+	+	?
Instrumentos económicos						
I/combustible	0/+	+	0/+	-	-/0	0/-
I/circulación	?	+	0/+	0/-	0	0/-
I/adquisición	?/0/+	+	0/+	0/-	0	0/-
Peajes y pago aparcamiento	?/+	+	0/+	-	-	0/-
Comercio de obligaciones	+	+	?/0/+	+	-	-
Subvenciones	?	-	0/+	+	+	0/-
Instrumentos de información						
Campañas información	0/+	?	0	+	?	?
Conducción eficiente	0/+	?	0	+	?	?
Educación	0/+	?	0	+	?	?
Otros instrumentos						
Planificación	0/+	-	0	-	-	0
Provisión pública	0	?	+	+	-?	0
I+D+i	0/+	-	+	+	-?	0
AV	?	?	?	+	-?	0
Transporte público	+	-	0	+	-?	+

Fuente: Elaboración propia.

respecto a los impuestos, no se dispondría de una recaudación para reducir el impacto en sectores de la población con menores niveles de renta.

Es importante señalar que, obviamente, el supuesto sobre la configuración del sistema de comercio de emisiones es muy particular y condiciona los resultados de este análisis. Por ello, es necesario hacer una distinción entre los diferentes tipos de aplicación del comercio de emisiones en este sector.

Existen tres enfoques principales para implantar un sistema de comercio de obligaciones en el sector transporte: aguas arriba, aguas en medio y aguas abajo.

En el sistema aguas abajo, es el propio transportista quien debe obtener los PEN en la misma estación de bombeo, en función de las emisiones medias por tonelada de carga y por kilómetro recorrido, por ejemplo³³. Esta

³³ La regulación de PEN se puede establecer en el momento de pagar, mediante el modo de transferen-

opción tiene la ventaja de que las emisiones son registradas y controladas directamente donde se generan y hay un alto grado de certidumbre de que el objetivo de reducción se alcanzará. Por lo tanto, de este modo hay garantías de que el mercado de emisiones resulte ambientalmente eficaz. Sin embargo, el enfoque aguas abajo supone considerables problemas administrativos y altos costes de transacción.

En el enfoque aguas en medio los PEN son repartidos a los actores económicos cuyos productos o servicios contribuyen a las emisiones de CO₂, es decir, a los constructores de automóviles. Este sistema no garantiza los objetivos de reducción de CO₂, en tanto que no es posible influir en el número de vehículos por kilómetro, ni en el comportamiento del conductor. En efecto, el distanciamiento del poseedor de PEN (el constructor de automóviles) y su usuario (el transportista) representa un inconveniente para que este instrumento resulte ambientalmente eficaz; asimismo supone fuente de conflictos y enfrentamientos entre poseedor y usuario de PEN.

En el enfoque aguas arriba son los productores o importadores de combustibles (refinerías) quienes obtienen los PEN en función del contenido de carbono de los combustibles. La ventaja de este sistema es que el número de actores es bajo, lo que facilita las tareas de inspección, certificación, verificación y contabilidad de PEN. Sin embargo, el pequeño número de productores e importadores de combustibles implica un mercado de permisos estrecho, lo que provoca altos costes de transacción. Asi-

cia asíncrona (MTA) con tarjeta inteligente, una tecnología de gran capacidad de transmisión de servicios para afrontar demandas de gran escala, o cuando se llena el depósito de combustible, mediante un *chip* de control en el propio depósito.

mismo, el sistema es percibido por los transportistas como una tasa, por repercutir el coste de reducción de emisiones en el precio del combustible.

Subvenciones

En este caso nos referimos, fundamentalmente, a las subvenciones para la adquisición de vehículos menos contaminantes. La eficacia de esta medida es incierta (en relación a un escenario de referencia contrafactual). Por ejemplo, en EE.UU., no está muy claro que el instrumento (en la forma de *tax credits*) haya tenido un impacto significativo en los usuarios (Gallagher *et al.*, 2007). La adicionalidad de este instrumento puede ser baja, aunque esta es una cuestión empírica difícil de analizar pues no sabemos cuanta gente compraría un automóvil más ecológico si no hubiera ayudas públicas, ya sea por razones de imagen o de concienciación ambiental. Por ello, la eficiencia económica es incierta y puede ser baja. No obstante, este instrumento promueve de manera eficaz el cambio tecnológico, aunque quizás excesivamente con respecto al nivel socialmente óptimo. La viabilidad política de este instrumento es elevada en tanto en cuanto no genera rechazo social³⁴, aunque también es cierto que detrae recursos del presupuesto público, lo que puede no ser tan atractivo para los reguladores. En cuanto a los costes administrativos, estos son bajos, pues las ayudas se canalizarían a través de los propios concesionarios (es decir, se aprovecharía la infraestructura existente y no haría falta ninguna gestión adicional por parte del comprador). Los impactos distributivos negativos son relativamente modestos, aunque muy amplios.

³⁴ Pues suele beneficiar a unos pocos con un coste limitado y poco visible sufragado por una gran mayoría.

Instrumentos informativos

Este ámbito de actuación reúne un conjunto de instrumentos heterogéneos. El elemento común reside en que van dirigidos a estimular cambios de comportamiento en los ciudadanos con respecto a sus pautas de utilización del transporte a través de una mayor concienciación sobre la problemática ambiental causada por la utilización del vehículo privado. Nos referimos a las campañas de información y educación destinadas al conductor sobre el ahorro energético y, por tanto, de dinero y emisiones de CO₂ que pueden lograrse mediante una conducción más eficiente.

En general, estos instrumentos no deben utilizarse (ni se utilizan) en exclusiva, sino que deben combinarse con alguno de los mencionados en las dos categorías anteriores. Suelen incrementar la eficacia en la reducción de las emisiones de los instrumentos de regulación y económicos a un coste bajo, aunque dicha eficacia puede que se haga sentir sólo a largo plazo (especialmente en el caso de la educación) y su combinación con instrumentos más «duros» (de regulación o económicos) suele ser sinérgica con respecto a la eficacia. En cuanto a la eficiencia en costes, la conducción eficiente ha demostrado mitigar las emisiones a un coste negativo (IPCC, 2007), pero es más incierta en los otros dos instrumentos. Su incentivo al cambio tecnológico es más bien modesto, pero su viabilidad y aceptabilidad es alta pues no exigen ningún tipo de conducta o desembolso económico directo por parte de aquellos a los que va dirigido, por lo que es improbable que generen rechazo. De forma similar, es probable que sus impactos en términos de costes administrativos y sobre la equidad sean modestos.

Otros instrumentos

- *Acuerdos voluntarios.* A menudo este tipo de medidas son propuestas por los propios actores o empresas debido a su flexibilidad y bajos costes de implantación, aunque carecen de la fuerza reductora de otros procedimientos. Hasta la fecha sus resultados tanto en eficacia como en estímulo al cambio tecnológico han sido más bien modestos. De hecho, para que sea eficaz, un acuerdo voluntario debe tener detrás la amenaza (implícita o explícita) de una regulación en caso de incumplimiento. En este sentido, puede plantearse como un instrumento de transición hacia un estándar de combustible, aunque más flexible. En general, los acuerdos voluntarios son políticamente atractivos porque no acarrearán sanción en caso de incumplimiento y permiten a los sectores implicados ganar tiempo en el caso de que se pretenda aplicar una regulación drástica.
- *Planificación territorial y del transporte.* Su eficacia puede ser elevada (especialmente a largo plazo)³⁵, en combinación con otros instrumentos (como un transporte público de calidad), aunque a un coste alto si la planificación urbana implica cambios drásticos en la estructura existente de las ciudades. Se trataría además de un instrumento con elevados costes administrativos y ciertos problemas de viabilidad política. Su estímulo al

³⁵ Por ejemplo, las simulaciones realizadas en el Reino Unido muestran que pueden lograrse reducciones de entre el 10% y el 15% en el consumo de combustible en el Reino Unido en un periodo de 25 años (Acutt y Dodgson, 1997).

cambio tecnológico es mínimo y su impacto sobre la equidad incierto.

— *Provisión pública.* La eficacia de este instrumento es incierta, pues depende del volumen de compra pública y de su «cuota» con respecto al resto del mercado. Sí puede ser un instrumento muy interesante para generar los nichos necesarios en los que tecnologías menos maduras o con problemas de comercialización pueden difundirse. Esta difusión puede producir una reducción de costes y una mejora en la calidad que las haga más atractivas y alimente una difusión posterior a mayor escala. Sin embargo, habría que comparar estos beneficios de eficiencia dinámica (a largo plazo) con el volumen de fondos utilizados para realizar las compras públicas correspondientes, pues podría ocurrir que el estímulo al cambio tecnológico se hiciese con un coste excesivo³⁶. Su viabilidad política es elevada y sus costes administrativos e impactos sobre la equidad inciertos

— *Inversión pública en I+D+i.* Esta medida tiene un horizonte temporal a largo plazo. Incentivar el desarrollo de nuevas tecnologías (o su reducción en costes) puede ser eficaz y eficiente en dicho horizonte temporal (al facilitar la existencia de tecnologías con costes moderados en el futuro), aunque a corto plazo supone una inversión pública considerable (y sólo en parte apropiable por el país que la realiza). Su viabilidad política es alta, pero probablemente con grandes costes administrativos.

— *Promoción del transporte público.* Finalmente el estímulo al transporte público es una medida fundamental para complementar otras gracias a su eficacia en esas combinaciones de instrumentos³⁷. Es probable que genere reducciones de emisiones de CO₂ con un coste relativamente elevado, especialmente si es necesario construir nuevas infraestructuras porque no sea suficiente el incremento en la utilización de las existentes. Su incentivo al cambio tecnológico es mínimo, aunque su viabilidad política e impactos sobre la equidad son favorables. En general, la mejora del transporte público suele tener un efecto positivo en los segmentos de población de menor renta.

Es probable que cada uno de los instrumentos sólo tenga un efecto modesto en la reducción de las emisiones del transporte. El cuadro n.º 2 compara los instrumentos y muestra que ningún instrumento puntúa alto en todos los criterios y que, por tanto, es probable que se necesite una combinación de los mismos para satisfacer el conjunto de criterios.

6. INTERACCIONES Y COMBINACIONES DE INSTRUMENTOS

En la vida real, varios de los instrumentos considerados anteriormente suelen coexistir, interaccionando entre sí. En este aparta-

³⁶ Obsérvese cómo existe un inevitable conflicto en este instrumento entre la eficiencia dinámica y la eficiencia en costes.

³⁷ Sin embargo, algunos autores discuten la eficacia de la medida. Aunque en principio una mejora del transporte público puede inducir cierta reducción en la utilización del vehículo privado, la reducción en el consumo de combustible que se produce como consecuencia puede verse compensado por el incremento de la capacidad del transporte público (Acutt y Dodgson 1997).

do analizamos las principales interacciones que se producen entre los instrumentos considerados y, a la luz de sus resultados, identificamos paquetes de medidas que pueden ser especialmente atractivos. De hecho, quizás la cuestión fundamental sea cómo combinar los distintos instrumentos para lograr una reducción eficaz y eficiente en las emisiones del transporte, que sea a la vez aceptable social y políticamente y estimule el cambio tecnológico³⁸.

A continuación se mencionan las combinaciones más interesantes de instrumentos³⁹:

1. *Restricciones al uso del vehículo privado y mejoras en el transporte público.* Esta combinación es especialmente atractiva en términos de eficacia y viabilidad política, pues combina el incentivo negativo para desmotivar el uso del vehículo privado con incentivos positivos para utilizar modos alternativos (IPCC 2007). Las mejoras en el transporte público hacen que las restricciones al uso del vehículo privado sean más aceptables socialmente al suministrar alternativas al mismo.
2. *Pago por aparcamiento (o impuestos sobre el combustible o peajes) y mejoras en transportes públicos.* Si en lu-

gar de una prohibición o restricción legal al uso del vehículo privado se combinaran las mejoras en el transporte público con un instrumento de precios (por ejemplo, un peaje para la entrada en la ciudad, una obligación de pago por aparcamiento dentro de la misma o un impuesto sobre el combustible), entonces, además de la eficacia y aceptabilidad social mencionadas en la anterior combinación, existiría una mayor eficiencia económica en la combinación, y una fuente de financiación de las mejoras en el transporte público (Bristow *et al.*, 2004).

La experiencia demuestra que los peajes, impuestos sobre el combustible o tasas por aparcamiento son poco eficaces si no existen alternativas creíbles, atractivas y relativamente baratas al transporte privado, tales como un transporte público de calidad⁴⁰.

3. *Instrumentos económicos (impositivos y comercio de emisiones) y ayuda a la inversión en I+D+i.* Es probable que haya necesidad de combinar instrumentos de mercado (*demand-pull*) para fomentar el cambio en el comportamiento y promover la adopción de las tecnologías de mitigación existentes con instrumentos de política tecnológica con un horizonte temporal a más largo plazo que promuevan el desarrollo de nuevas tecnologías (*supply-push*). Los instrumentos económicos permiten dar una señal a corto plazo que genere esos cambios de comportamiento, pero quizás no

³⁸ Siguiendo a Bristow *et al.* (2004), la relación entre instrumentos puede ser de complementariedad (el efecto combinado de ambos instrumentos es mayor que si se aplicara solo uno, pero menor que la suma de los efectos individuales de cada instrumento), de aditividad (el efecto combinado es igual a la suma de sus efectos individuales) o de sinergia (el efecto combinado es mayor que la suma de los efectos individuales).

³⁹ Obviamente puede haber combinaciones de más de dos instrumentos. No obstante, el análisis se hace mucho más complejo (aunque más realista) cuando se consideran más de dos instrumentos: nos hemos ceñido aquí al caso de dos instrumentos por motivos de simplicidad y capacidad ilustrativa.

⁴⁰ Bristow *et al.* (2004) presentan este contraste empírico para el caso del Reino Unido. Es el caso de Londres, donde se combinó la aplicación de un peaje para el acceso en vehículo privado al centro de la ciudad con la mejora en el transporte público.

sea suficiente para estimular cambios tecnológicos de mayor calado⁴¹ será necesario complementar esta estrategia con otra orientada a apoyar más directamente las inversiones en I+D+i. Esta combinación optimiza la eficacia, la eficiencia en costes (a corto y a largo plazo) y el incentivo al cambio tecnológico y tiene en cuenta que, a corto plazo, se genera un incentivo a la eficiencia en costes por la aplicación del instrumento económico, mientras que se facilita la búsqueda de tecnologías para la reducción de las emisiones a un coste moderado a largo plazo. La combinación de estos dos instrumentos permite incentivar tecnologías con distintos grados de madurez. Los instrumentos económicos son particularmente eficaces para las ya maduras mientras que los esfuerzos en I+D son más adecuados para tecnologías en etapas preliminares de su ciclo de vida, aunque también pueden facilitar la comercialización de tecnologías maduras.

4. *Mejoras en transporte público y campañas de información/concienciación.* Esta combinación puede ser eficaz, pues mezcla una mayor concienciación social con la posibilidad de que los ciudadanos informados utilicen modos alternativos al transporte privado.
5. *Restricciones al uso del vehículo privado y campañas de información.* Esta combinación también combina el «palo» de la regulación con la «zanahoria» de medidas informati-

vas que pueden incrementar la eficacia y aceptabilidad social de aquellas.

6. *Planificación territorial y del transporte e instrumentos económicos (impositivos).* La menor dispersión de las actividades urbanas desincentivaría el uso del vehículo privado, mientras que los instrumentos económicos trabajarían en la misma dirección.
7. *Estándares, incentivos fiscales e información para el consumidor.* La eficacia de los estándares puede mejorarse sustancialmente si se combinan con incentivos fiscales e información al consumidor (IPCC, 2007).
8. *Impuesto sobre el combustible y conducción eficiente.* Si es cierto que uno de los principales desafíos en los programas de conducción eficiente es convencer a los conductores a participar en los mismos y mantener un estilo de conducción eficiente (IEA 2001), un impuesto sobre el combustible suministra precisamente ese incentivo para conducir de manera eficiente (o mantener el vehículo en condiciones adecuadas) para utilizar menos combustible y evitar el pago del impuesto.
9. *Planificación territorial y del transporte y mejoras en el transporte público.* Cuando se utiliza el instrumento de la planificación territorial es necesario combinarlo con otros instrumentos, como el estímulo al transporte público. De hecho, las experiencias exitosas de planificación territorial y del transporte (como las de Estocolmo y Portland) mezclan ambos instrumentos para reducir la dependencia del automóvil (IPCC, 2007).

⁴¹ La razón es el problema de la «doble externalidad» que sufren las tecnologías ambientales en general (Rennings, 2000; del Río, 2004).

10. *Estándar de combustible y comercio de créditos.* El establecimiento de un estándar de combustible puede flexibilizarse con la posibilidad de establecer un sistema de comercio de las obligaciones relacionadas con el estándar, de forma que aquellos productores de vehículos a los que les cueste más cumplir con el estándar lo puedan hacer comprando a los que les cueste menos la diferencia correspondiente. Esto incrementaría la eficiencia en costes de lograr el objetivo establecido por el estándar.

11. *Subvención a vehículos menos contaminantes a través de un mayor impuesto de matriculación sobre los más contaminantes.* Esta modalidad, que en la literatura se conoce con el nombre de *feebates* implica en realidad combinar un impuesto sobre los vehículos más contaminantes con una subvención a la adquisición de los menos contaminantes dotada con la recaudación del impuesto. No obstante, debe analizarse si la eficiencia económica del empleo de la recaudación pudiera incrementarse si se destinase a otros usos (por ejemplo, a reducir cotizaciones sociales, en la línea de la denominada reforma fiscal ecológica).

12. *Provisión pública (compras públicas) e impuestos.* La provisión pública puede promover la creación de un nicho de mercado para las tecnologías emergentes, que les permita reducir sus costes y mejorar su calidad a través de los efectos de aprendizaje y economías de escala que tengan lugar durante la difusión de la innovación, y que se ve facilitada por la creación del nicho. Un im-

puesto (sobre el combustible, de matriculación o de circulación) aplicado simultáneamente permite financiar esta política. Si el impuesto es sobre el combustible, el incentivo a reducir el consumo de energía (ya sea comprando vehículos más eficientes, utilizando menos el coche o utilizándolo de forma eficiente en el consumo de energía) es continuo. La idea de utilizar un instrumento para financiar el otro no es exclusivo de este caso, sino que puede hacerse lo mismo cuando se combina la utilización de impuestos y la mejora del transporte público o la inversión en I+D+i.

Teniendo en cuenta que ninguno de los instrumentos puntuaba alto en todos los criterios, que existen muchos factores determinantes de las emisiones a tener en cuenta y que la mayoría de los instrumentos anteriores se complementan entre sí, lo más lógico sería adoptar una estrategia en la que se incluyera la aplicación de una amplia gama de instrumentos de forma coherente y coordinada: alguno o varios de los instrumentos del grupo 1 (regulación), alguno de los del grupo 2 (instrumentos económicos), todos los del grupo 3 (instrumentos de información y educación) y todos los del grupo 4 (otros instrumentos)⁴².

La combinación de instrumentos permite satisfacer la mayoría de los criterios mencionados, algo que resulta imposible cuando sólo se utiliza un instrumento. Las combinaciones generan sinergias. En concreto, permiten que con los ingresos de un instru-

⁴² Por ejemplo, el IPCC (2007) observa cómo la combinación de determinados instrumentos (mejoras en las infraestructuras, sistemas de información y medidas de precios) puede generar reducciones de la demanda de transporte de un 10-15%.

mento se financie el otro (por ejemplo, caso 1) o que una medida impopular se aplique conjuntamente con otra más atractiva para el ciudadano con objeto de incrementar la viabilidad política de la primera (por ejemplo, caso 5). Un asunto importante es si una de las medidas debe aplicarse antes que las otras. May y Roberts (1995) defienden que deben adoptarse con prioridad aquellas medidas que facilitan la aplicación de otras. Aquellas medidas que requieren financiación deben aplicarse con posterioridad a las que permiten generar ingresos para financiarlas. Sin embargo, las atractivas y poco atractivas desde el punto de vista de su aceptabilidad social deben aplicarse simultáneamente.

No obstante, la elección de instrumentos y su combinación debe tener en cuenta las especificidades locales: niveles de desarrollo económico, estructura económica, geografía, densidad demográfica y aspectos institucionales y culturales. Todos estos factores afectan a la eficacia y deseabilidad de las políticas (IPCC, 2007).

Por otro lado, en esta sección hemos tenido en cuenta los efectos complementarios y sinérgicos entre instrumentos, pero también puede haber conflictos entre ellos. Uno de estos es el denominado «efecto rebote»: determinadas medidas destinadas a reducir las emisiones de GEI en el sector del transporte pueden dar lugar a un transporte más eficiente y, por tanto, más barato, lo que a su vez puede incrementar la demanda de transporte (EEA, 2008). Sin embargo, aun cuando sea posible la existencia del efecto rebote, este puede limitarse con una mezcla de instrumentos, por ejemplo, aplicando simultáneamente instrumentos que fomenten la mejora de la tecnología (incrementando la eficiencia del combustible) y un impuesto sobre el carbono.

7. CONCLUSIONES

Abordar el control de las emisiones de CO₂ en el sector del transporte constituye un asunto de importancia primordial si se quiere controlar las emisiones de GEI de forma compatible con el mantenimiento de las concentraciones de emisiones en niveles «seguros», establecidos por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) entre los 450 y los 550 partes por millón. Mantener las emisiones en esos límites exigirá que se adopten cambios drásticos de comportamiento y tecnológicos que den lugar a una modificación considerable en la forma en la que utilizamos el transporte. En este trabajo hemos tratado de analizar los pros y los contras de distintos instrumentos de mitigación en el sector del transporte de pasajeros por carretera. Para ello, hemos tenido en cuenta varios criterios de evaluación de los instrumentos y diferentes factores determinantes de las emisiones.

La principal conclusión es que, teniendo en cuenta los distintos factores que contribuyen al problema y que ningún instrumento puntúa alto en todos los criterios de evaluación considerados, es necesaria una combinación equilibrada de distintas medidas que aborden las distintas vertientes del problema. Esta combinación debe incluir dos, tres o cuatro instrumentos en función de las circunstancias y del contexto en que se aplican. Hasta ahora, sin embargo la estrategia para mitigar las emisiones en este sector parece haberse centrado en medidas tecnológicas y otras de carácter «suave» obviando en la mayoría de los casos (probablemente por razones de economía política) la utilización de instrumentos «duros», es decir, de aquellas medidas decididas, y normalmente impopulares, que indu-

cen a cambios de comportamiento ya sea a través de regulaciones o instrumentos económicos. En el futuro es inevitable la utilización de este tipo de instrumentos en cestas de medidas que incluyan instrumentos de las otras categorías, pues la naturaleza diversa de las barreras que impiden la reducción de las emisiones en este sector apela a la necesidad de combinar distintos procedimientos. La existencia de beneficios secundarios derivados de la reducción de emisiones de CO₂ (reducción en la congestión del tráfico, reducciones en las emisiones de contaminantes locales, etc.) puede incrementar la viabilidad política de la aplicación de dichas medidas. De hecho, puede ocurrir que alguna medida no se justifique por los beneficios de la reducción de emisiones de CO₂ y sí por los beneficios secundarios.

En todo caso, es amplio y potencialmente fértil el campo de investigaciones futuras que pueden llevarse a cabo con respecto a la mitigación de las emisiones de CO₂ en este sector. En particular, consideramos que son necesarios estudios profundos de casos que muestren cual ha sido el funcio-

namiento de distintos instrumentos en su aplicación práctica en distintos contextos, y qué elementos de diseño es más probable que den lugar al éxito de los mecanismos. Resulta particularmente interesante analizar el papel de los instrumentos económicos para mitigar las emisiones en el sector transporte. Además, como defiende la propia Agencia Europea del Medio Ambiente (2008) y otros autores (Tarancón y del Río, 2007), un análisis serio de cómo abordar el problema del crecimiento del transporte debe prestar atención a otros sectores tales como la vivienda, la agricultura y la industria en lugar de ceñirse únicamente al sector transporte, pues son las decisiones en estos sectores las que generan la demanda de transporte. Finalmente, debe avanzarse en el desarrollo de métodos más rigurosos que permitan priorizar y comparar los distintos instrumentos en base a los criterios mencionados. Aunque el énfasis se ha puesto tradicionalmente en los criterios de eficacia y eficiencia, el resto de los aquí considerados son también importantes para el éxito de la aplicación de las políticas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCUT, M. Y DODGSON, J. (1997): «Controlling the environmental impacts of transport: matching instruments to objectives.» *Transportation Research D*, 2(1): 17-33.
- BRISTOW, A., PRODMORE, A., TIGHT, M., MAY, M., BERKHOUT, F. Y HARRIS, M (2004): «How can we reduce carbon emissions from transport?» *Technical Report 15*. Londres, Tyndall Centre for Climate Change Research.
- DEL RÍO, P. (2004): «Public policy and clean technology promotion. The synergy between environmental economics and evolutionary economics of technological change». *International Journal of Sustainable Development*, 7(2): 200-216.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA)(2008): «Climate for a transport change. TERM 2007: indicators tracking transport and environment in the European Union». Copenhagen, EEA Report No 1.
- GALLAGHER, K.S., COLLANTES, G., HOLDREN, J.P., LEE, H., Y FROSCH, R.. (2007): «Policy Options for Reducing Oil Consumption and Greenhouse-Gas Emissions from the U.S.» Harvard (Massachusetts)», *Transportation Sector. Discussion Paper*

- July 27, John F. Kennedy School of Government, Harvard University.
- GONZALO AIZPIRI, A. (2007): «Transporte y Cambio Climático. La EECCEL. Plan de Medidas Urgentes EECCEL Horizonte 2007-2012-2020». VII Seminario Internacional Transporte y Cambio Climático. Madrid.
- GOODWIN, P. (1992): «A Review of New Demand Elasticities with Special Reference to Short and Long Run Effects of Price Changes». *Journal of Transport Economics and Policy*, 26: 139-154.
- GRAHAM, D.J. Y GLAISTER, S. (2002): «The Demand for Automobile Fuel a Survey of Elasticities». *Journal of Transport Economics and Policy*, 36(1): 1-27.
- HACKER, J. Y PELCHEN, A. (1999): *Goals and Economic Instruments for the Achievement of Global Warming Mitigation in Europe*. Berlín, Kluwer Academic Publishers, Berlin.
- HALNAES, K., CALLAWAY, J.M. Y MEYER, H.J. (1999): *Methodological Guidelines. Main Reports: Economics of Greenhouse Gas Limitations*. Roskilde (Dinamarca), UNEP. Riso National Laboratory.
- HOLDEN, E., HOYER, K.G.. (2005): «The ecological footprints of fuels». *Transportation Research Part D* 10: 395-403.
- HUGHES, JONATHAN E.; HNITTEL, CHRISTOPHER R. Y SPERLING, DANIEL. (2008): «Evidence of a shift in the sort run price elasticity of gasoline demand». *The Energy Journal*, 29.
- INTERGOVERNMENT PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2007): *Fourth Assessment Report. Working Group III*. Ginebra.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA)(2000): *The road from Kyoto, Current CO₂ and transport policies in the IEA*. Paris, IEA.
- IEA (2000): *Experience Curves for Energy Technology Policy*, Paris, OECD/IEA.
- (2001): *Saving Oil and Reducing CO₂ Emissions in Transport*. Paris, OECD/IEA.
- IPCC (2007): *Fourth Assessment Report. Climate Change 2001: The Scientific Basis*.
- KONIDARI, P. Y MAVRAKIS, D. (2007): «A multicriteria evaluation method for climate change mitigation policy instruments». *Energy Policy* 35 812), 6235-6257.
- MARECHAL, K. (2007): «The Economics of climate change and the change for climate in Economics». *Energy Policy* 35/10: 5181-5194.
- MAY, A. Y ROBERTS, M. (1995): «The design of integrated transport strategies». *Transport Policy* 2: 97-105.
- MONZÓN, A. (2007): «La contribución del transporte a la emisión de gases de efecto invernadero en España». VII Seminario Internacional Transporte y Cambio Climático. Madrid.
- PLAUT, P. (1998): «The comparison and ranking of policies for abating mobile-sources emissions». *Transportation Research D*, 3(4): 193-205.
- RAJAN, S. (2007): «Climate Change dilemma: technology, social change or both? An examination of long-term transport policy choices in the United States». *Energy Policy*, 34(6): 664-679
- RENNINGS, K. (2000): «Redefining innovation — eco-innovation research and the contribution from ecological economics», *Ecological Economics*, 32(2): 319-332
- RIP, A. Y KEMP, R.. (1998): «Technological change», en Rayner, S., Malone, E. (Eds.), *Human Choice and Climate Change*, Columbus (Ohio), Battelle Press, 327-399.
- SCHIPPER, L., STEINER, JR., FIGUEROA, M. Y DOLAN, K. (1993): «Fuel prices and Economy». *Transport Policy* 1(1): 6-20.
- SCHMUTZLER, A. (2005): «Transportation and the Environment-Perspective for Future Research». In: Böhringer, C., Lange, A. (Eds.), *Applied Research in Environmental Economics*, vol. 31. Heidelberg, Springer.
- STERN, N. (2006): *Stern Review on the economics of climate change*. Cambridge (Reino Unido), Cambridge University Press.
- STERNER, T. (1990): *The pricing and demand for gasoline*. TFB Rapport 9. Estocolmo, Swedish Transport Research Board.
- TARANCON, M.A. Y DEL RÍO, P. (2007): «Structural factors affecting land-transport CO₂ emissions: a European comparison». *Transportation Research D: Transport and the Environment*, 12: 239-253.
- UNRUH, G.C. (2000): «Understanding carbon lock-in». *Energy Policy* 28(12): 817-830.

Análisis económico de los impactos del cambio climático en el turismo

El rápido y continuado crecimiento de la industria turística a lo largo de los últimos años es uno de los fenómenos económicos más destacables de nuestro tiempo. En un contexto de calentamiento global, muchos agentes involucrados se están planteando qué efectos sobre la demanda y la industria turística pueden preverse y de qué manera deberán afrontarse. En este trabajo se analizan los trabajos más relevantes que han tratado de estudiar la relación entre el cambio climático y el turismo desde el punto del vista económico y de evaluar los posibles efectos del calentamiento global sobre el turismo, la contribución del sector a la emisión de gases de efecto invernadero, así como la repercusión de las diferentes medidas mitigadoras de dichas emisiones en la industria turística. Los resultados del estudio sugieren la necesidad de ampliar las técnicas de análisis económico, las variables consideradas y la regionalización del ámbito de estudio para poder profundizar el análisis de las interacciones entre turismo y cambio climático.

Azken urteetan turismoari loturiko industriak hazkunde azkarra izan du, eta hori izan da gure garaiko gertakari ekonomiko aipagarrienetako bat. Lurraren berotze orokorra dela eta, turista-hartzaileak diren leku asko egoera aztertzen ari dira, lurra berotzeak eskaeran eta industria turistikoan zer nolako eragina izan dezakeen aurreikusteko, eta egoera horri nola aurre egin jakiteko. Lan honetan, klimaren aldaketa eta turismoa ekonomiaren ikuspegitik lotzen saiatu diren lehen azterlan aipagarrienak aztertu dira. Hori horrela izanik, berotze globalak turismoan zer nolako eragina izan dezakeen aztertzen saiatu diren lanak berrikusi dira, eta horrekin batera, sektore horrek negutegi efektua eragiten duten gasak zenbateraino isurtzen dituen eta isurketa horiek murrizteak turismoaren industrian zer nolako eragina izan dezaketenez ere aztertzen da. Azterlanaren ondorioek erakusten dutenez, turismoaren eta klimaren aldaketaren artean dauden loturak aztertzeke erabiltzen diren teknika ekonomikoak hedatu beharra dago.

The fast and continuous growth of the tourism industry over the past few years is one of the most remarkable economic phenomena of our time. In a context of global warming, many of the destinations are considering which effects on the demand and the tourism industry can be foreseen and how they should be tackled. In this paper the most relevant works that have tried to link climate change and tourism from the economic point of view are analyzed. Then, the possible impacts of global warming on the tourism and their contribution to greenhouse gases emission are reviewed as well as the effects that different mitigation measures could have on the tourist industry. The results of this study suggest the need to expand economic techniques, the variables included and the regionalize in order to go in deep in the analysis of the interactions between climate change and tourism, but also the necessity to know the consequences of global warming on environment in the sense that it is the most important attraction for the main tourist destinations.

ÍNDICE

263

1. Introducción
 2. El análisis del cambio climático en el turismo
 3. La contribución del turismo al cambio climático
 4. Futuras líneas de trabajo
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras claves: turismo y cambio climático, demanda turística.

Keywords: tourism and climate change, tourist demand.

N.º de clasificación JEL: L83, Q25.

1. INTRODUCCIÓN

Las condiciones climáticas favorables han jugado, desde siempre, un papel clave para explicar el desarrollo de la mayoría de destinos turísticos, especialmente para todos aquellos especializados en el turismo de sol y playa, segmento que sigue dominando el panorama internacional. En este contexto, es lógico observar cómo, ante una perspectiva de calentamiento global, los diferentes agentes económicos implicados en el sector turístico están mostrando un creciente interés para entender los posibles efectos que en el sector turístico pueden tener un incremento gradual de las temperaturas y un cambio general en las condiciones climáticas.

En su cuarto informe, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2007) apunta a que el creciente número de datos científicos evidencian que el clima global ha cambiado durante los últimos años y que se prevé que continuará cambiando a lo largo del siglo XXI. De esta manera, se llega a la conclusión de que «el calentamiento del sistema climático es inequívoco», con un incremento medio de las temperaturas globales de aproximadamente 0,76° C entre 1850-1899 y 2001-2005, y que el aumento observado en las temperaturas medias globales desde mediados del siglo XX «muy probablemente» se pueda atribuir a actividades humanas que van incrementando la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera. El mismo informe también apunta que el cambio climático inducido por los humanos acaba de empezar y que es «muy proba-

* Los autores agradecen la financiación recibida a través de los proyectos CIRCE (036961-2) y ETRET (SEJ2007-67910).

ble» que el ritmo de cambio climático se acelere con la emisión continuada de gases de efecto invernadero en el nivel actual o superior, estimándose que la temperatura media global en superficie aumentará entre 1,8° C y 4,0° C hasta finales de siglo XXI.

Por su estrecha vinculación con el medio ambiente, en general, y con el clima, en particular, muchos expertos consideran que el turismo, junto con la agricultura, los seguros, la energía y el transporte, es un sector económico altamente sensible al clima (Gossling y Hall, 2006; Becken y Hay, 2007; Scott, 2006) por lo que merece una especial atención. En un intento de clasificar las principales implicaciones que el calentamiento global puede tener en el turismo, Scott (2008) establece cuatro grandes categorías de efectos:

1. Efectos climáticos directos. Siendo el clima un recurso fundamental para el turismo, es lógico pensar que un cambio en las temperaturas y en las condiciones climáticas en general, tendrán efectos sobre los movimientos turísticos; por lo que es previsible un desplazamiento de los flujos hacia latitudes y altitudes más altas.
2. Efectos indirectos del cambio medio-ambiental. Se incluyen aquí aquellos cambios en las condiciones medio-ambientales inducidos por el cambio climático como pueden ser la disponibilidad de agua, pérdida de biodiversidad, pérdida de paisaje, aumento de peligros naturales, erosión de la costa, etc.
3. Efectos de políticas paliativas en la movilidad del turista. Se engloban aquí las repercusiones que las políticas paliativas dirigidas a reducir la emisión de gases de efecto invernadero tendrían sobre los flujos turísticos siempre que supongan, tal y como es de prever, un encarecimiento de los costes del transporte.

4. Efectos indirectos del cambio social. Se citan en este apartado las consecuencias que el cambio climático tendría en el crecimiento económico y la inestabilidad política, dos factores relacionados directamente con el turismo.

En cualquier caso, el análisis de las interrelaciones entre cambio climático y turismo también ha tomado en consideración la contribución del turismo (como actividad generadora de gases de efecto invernadero) al calentamiento global. En este contexto, los estudios se han centrado principalmente en analizar la contribución del transporte aéreo al ser éste la parte del sector turístico con mayor responsabilidad en la emisión de gases de efecto invernadero (Dubois y Ceron, 2006). En cualquier caso, ante la posible implantación de medidas reductoras de emisiones de gases de efecto invernadero, y que podrían afectar principalmente al transporte aéreo, un incipiente campo de estudio sobre los efectos que dichas medidas pueden acarrear en la industria turística está emergiendo en las principales publicaciones de referencia.

En este contexto, el objetivo de este trabajo es efectuar una revisión de los trabajos que han tenido como finalidad el estudio de las interrelaciones entre el turismo y el clima en un contexto de calentamiento global, desde una perspectiva económica. De esta manera, se revisan los métodos, los resultados y las hipótesis de partida de los trabajos más relevantes en la materia, destacando las dificultades y las limitaciones con las que se han enfrentado la teoría y la evidencia empírica hasta el momento, con el fin último

de evaluar las posibles líneas de avance que serán capaces de generar nuevos conocimientos para el sector.

El artículo se organiza de la siguiente forma. El apartado segundo centra su atención en la evaluación de las consecuencias del cambio climático en el turismo, campo de estudio que ha generado un mayor volumen de literatura. A continuación, en el apartado tercero se analizan aquellas aportaciones que han profundizado en la consideración del sector turístico como contribuyente al calentamiento global, así como en la valoración de los posibles efectos de políticas mitigadoras sobre el sector. Posteriormente, en el apartado cuarto se estudia cuáles pueden ser las futuras líneas de investigación que marquen la agenda de trabajo durante los próximos años. En último término, el apartado quinto presenta las principales conclusiones.

2. EL ANÁLISIS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL TURISMO

2.1. Determinantes climáticos y ambientales del turismo

Uno de las primeras condiciones que deben definirse a la hora de evaluar los posibles efectos del cambio climático en el turismo implica definir el estado climático esperado a raíz del calentamiento global. Aunque las alternativas son múltiples, la revisión de la literatura revela que la temperatura ha sido la variable más utilizada a la hora de definir los escenarios futuros (Boselló *et al.*, 2004; Berrittella *et al.*, 2006; Bigano *et al.*, 2006c; Gössling y Hall, 2006). Otras variables como la precipitación, la humedad relativa, las horas de sol y la velocidad del viento, aunque también han aparecido con cierta frecuencia en el análisis de las interrelacio-

nes entre turismo y cambio climático, han gozado de menor presencia. Otros trabajos han considerado también las incidencias de sequía y olas de calor (Perry, 2006). No obstante, el problema a la hora de utilizar estas variables es la falta de series de datos largas u homogéneas para ser incluidas en los modelos (Robinson, 2001). La exclusión de algunas variables climáticas de la lista en numerosos estudios suele justificarse por la fuerte correlación entre ellas o por la inexistencia de datos históricos fiables (Hamilton, 2004; Bigano *et al.*, 2006a).

Los estudios miden la temperatura habitualmente en grados Celsius y en valores promedio, máximos y mínimos. A menudo (Maddison, 2001; Lise y Tol, 2002) se asume que la temperatura de la capital de un país es representativa de la temperatura de todo el país. Sin embargo esta simplificación puede constituir un importante inconveniente debido a las grandes diferencias existentes en países grandes y costeros. Para superar este inconveniente Hamilton (2004) y Subak *et al.* (2000) utilizan datos climáticos agregados del país mientras que en Bigano *et al.* (2005b) regionalizan su base de datos para tener en cuenta diferencias de temperatura entre diferentes zonas del país. Otro importante aspecto relacionado con el uso de la temperatura se plantea en Lise y Tol (2002) quienes incluyen la temperatura promedio de los meses más calientes a partir de una serie de treinta años partiendo de la hipótesis de que se espera que los turistas presten atención al clima del destino durante los meses de verano, los más habituales para los residentes en los países del OCDE. Finalmente se puede mencionar a Perry (2000), quien incluye también la temperatura de la superficie del mar en su análisis de los posibles impactos del cambio climático.

Por lo que se refiere a la precipitación, la lluvia media del país medida en milímetros ha sido la variable más utilizada, si bien los días de lluvia han sido una alternativa a esa medida (Hamilton, 2004). Una vez más, Lise y Tol (2002) consideran únicamente la precipitación total durante la temporada de verano utilizando el mismo argumento que para la temperatura. Otro tipo de variables climáticas que se han considerado han sido la luz solar, expresada habitualmente mediante el número de horas de sol durante el día (Agnew y Palutikof, 2006); el porcentaje de humedad relativa (Scott y McBoyle, 2001; Amelung y Viner, 2006; Amelung *et al.*, 2007) ya sea incluyendo el promedio diario o los mínimos diarios; y la velocidad del viento (Scott y McBoyle, 2001; Amelung y Viner, 2006; Amelung *et al.*, 2007).

Tomando en consideración la diversidad de las variables que pueden incluirse en los modelos, dado el amplio espectro de condicionantes climáticos del turismo, diferentes trabajos han tratado de integrar esa diversidad de medidas en un único índice. Los índices climáticos tratan así de sintetizar las condiciones climáticas de un lugar o país a través de la medida que integra múltiples variables climáticas en un único indicador. En este contexto, aunque el primer índice climático fue desarrollado por Mieczkowski (1985), los estudios que han intentado relacionar índices de confort turístico con futuros escenarios de cambio climático empezaron a ser desarrollados por Scott y McBoyle (2001). Recientemente Amelung *et al.*, (2007) investigan las implicaciones potenciales del cambio climático para el turismo global mediante un índice climático poniendo especial interés en los efectos sobre la estacionalidad. Sus resultados apuntan hacia la suavización del patrón estacional característico de los desti-

nos mediterráneos así como al alargamiento de la temporada alta en destinos de mayor latitud.

El mayor inconveniente en la utilización de índices es que los sistemas de clasificación de sus diferentes subíndices y sus pesos relativos acaban siendo subjetivos (Scott y McBoyle, 2001). En este sentido cabe mencionar que el nivel umbral para considerar si un lugar es aceptable varía a través de los autores que han usado este método. Otro inconveniente de los índices estriba en que, tal y como apuntan Scott y McBoyle (2001), deberían ser probados y demostrar su pertinencia con las preferencias declaradas por los turistas.

Una segunda generación de índices climáticos ha sido desarrollada por Freitas *et al.* (2007) para superar diversos de los inconvenientes relacionados con los anteriores índices. Clasifican de 1 a 7 (de inaceptables a óptimas) las diferentes facetas térmicas, estéticas y físicas del tiempo, las cuales son combinadas con una matriz de topologías del tiempo para acabar determinando una clasificación de satisfacción del clima. En cualquier caso, el principal inconveniente surge por las diferencias en las preferencias climáticas que pueden distinguir a los diferentes segmentos de mercado.

Sin embargo, tal y como se ha apuntado anteriormente, los efectos ambientales del cambio climático en el turismo se extienden no sólo a la evaluación de los impactos directos de las variables climáticas sino que también a los efectos ambientales indirectos asociados al calentamiento global como pueden ser el aumento del nivel del mar o la desaparición de superficies nevadas. En esta línea, el aumento del nivel del mar puede suponer la desaparición de pequeñas islas, la erosión de las playas, daños en las

infraestructuras turísticas localizadas cerca de la costa o la intrusión de agua salada. Maddison (2001) analiza el cambio en los flujos de los turistas británicos a las Seychelles tomando en consideración que un aumento del nivel del mar implica la desaparición total del destino y Bigano *et al.* (2006b), utilizando datos de Hoozemans (1993), evalúan la pérdida de tierra asumiendo la inexistencia de protección en las costas estableciendo un escenario de aumento del nivel del mar. En cuanto al turismo de invierno, Abbeg (1996) realiza una revisión comparativa de los modelos diseñados para evaluar las pérdidas de nieve en Suiza, Canadá y Australia debidas al cambio climático. En cualquier caso, la información sobre cambios ambientales del entorno más allá de temperatura y variables climáticas suele estar sujeta a gran incertidumbre, por lo que la evaluación de sus efectos en el turismo estará supeditada al cumplimiento de los diferentes escenarios.

Los diferentes escenarios ambientales planteados como consecuencia del calentamiento global en los que se efectuarán las simulaciones, las hipótesis de partida y los objetivos marcados en el estudio, han dado como resultado la aplicación de diferentes métodos para la cuantificación de los efectos del clima sobre el turismo. En el siguiente apartado se revisan los principales métodos aplicados dentro del ámbito de estudio de la economía.

2.2. Métodos para la cuantificación de los efectos del clima en el turismo

Las diferentes magnitudes con las que puede representarse la demanda turística se han trasladado también a la evaluación de los efectos del cambio climático en el

turismo dando lugar a diferentes modelos. De esta manera, cuando el objetivo pasa por considerar al turismo como un sector económico y tratar de evaluar los efectos monetarios del calentamiento global y sus consecuencias aparecen los modelos de equilibrio general computables (MEGC) usados recientemente en el contexto de la variabilidad del clima (Berrittella *et al.* 2006; Boselló *et al.*, 2004).

En este primer grupo de trabajos, Berrittella *et al.* (2006) desarrollaron un MEGC para el estudio de las implicaciones de cambios inducidos por el cambio climático en la demanda turística tomando como referencia los escenarios planteados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2001). Se analiza de esta manera la redistribución de los ingresos como resultado de la redistribución esperada de los turistas debido al cambio climático, por medio de cambios en la estructura del consumo final junto con los cambios en las transferencias internacionales de ingresos. En Bigano *et al.* (2006c) se computa también un MEGC para analizar los efectos del aumento del nivel del mar tomando como referencia cuatro experimentos de simulación. Finalmente, Boselló *et al.* (2004) estiman y comparan los costes directos, los efectos del equilibrio parcial, y los efectos del equilibrio general del aumento del nivel del mar, incluyendo la protección de las costas como una inversión; encuentran que dicha inversión desplaza el consumo más que cualquier otro gasto.

Un segundo grupo estaría integrado por aquellos trabajos que han tomado en consideración la distribución de los flujos turísticos, medidos en número de turistas, desde el punto de vista espacial. En este grupo cabe distinguir los estudios que en un contexto microeconómico han tratado de mo-

delizar la demanda turística considerando variables climáticas en la función de utilidad de los individuos. De esta manera, la teoría definida por Lancaster (1966) sobre la elección del consumidor sostiene que las características de un determinado destino determinan la función de utilidad de los consumidores. Esta concepción, trasladada al contexto turístico en Bull (1994), es adaptada a través del *pooled travel cost method* (PTCM), al asumir que los individuos tienen que distribuir su tiempo y renta entre visitar diferentes destinos de vacaciones y consumir otros bienes y servicios, siendo posible derivar, mediante la hipótesis de complementariedad débil entre los diferentes componentes de la función de utilidad, una medida del impacto en el bienestar por los cambios en el clima (Maddison, 2001). Consecuentemente, un cambio en el excedente del consumidor para el bien que si se negocia en el mercado puede ser relacionado con un impacto en el bienestar asociado a cambios en el nivel del bien ambiental del que no se dispone de mercado.

Aunque el PTCM en la definición utilizada por Maddison (2001) tiene como principal objetivo la medida del bienestar asociada a cambios en el clima de los destinos vacacionales, el modelo también es capaz de evaluar los cambios en la distribución espacial de los viajes motivados por el cambio climático. Consecuentemente, y bajo el supuesto de haber obtenido el conjunto adecuado de variables determinantes, existe la posibilidad de estimar las condiciones climáticas óptimas asociadas a un determinado origen. En esta línea Lise y Tol (2002) investigan la sensibilidad de la demanda turística para destinos vacacionales con respecto al clima con el fin de establecer conclusiones sobre el posible impacto del cambio climático a largo plazo. En su apli-

cación empírica utilizan tanto un modelo global para todos los destinos del mundo como un análisis más restringido para una selección de países de la OCDE. Por su parte, Hamilton (2004), tomando de nuevo el marco conceptual del PTCM incluye un amplio grupo de atributos del destino para analizar la demanda de los turistas alemanes y analizar los impactos del cambio climático ante diferentes escenarios.

En este segundo grupo de trabajos centrados en la consideración la distribución de los flujos turísticos aparecen los modelos agregados que como el denominado *Hamburg Tourism Model* (HTM) (Bigano *et al.*, 2006c; Hamilton *et al.* 2005a y 2005b; Hamilton y Tol, 2007) han basado sus resultados en la simulación de los flujos turísticos asociados a una matriz de países origen/destino. A diferencia del PTCM, centrado en explicar las consecuencias del cambio climático en un determinado origen, el HTM puede ser utilizado para estimar los efectos del clima sobre el turismo internacional desde una perspectiva global.

Utilizando el HTM, Hamilton *et al.* (2005a) analizan cómo el cambio climático altera el atractivo relativo de los países estudiando la redistribución de las llegadas y salidas de turistas debido a cambios en la población, ingresos per cápita y cambio climático. Hamilton *et al.* (2005a) efectúan además un análisis de sensibilidad tomando en cuenta los costes del viaje más económicos. Las limitaciones del modelo en cuanto a la consideración del nivel máximo de viajes en la formulación del HTM se resuelve finalmente en Hamilton *et al.* (2005b) donde se asume un nivel de saturación de cuatro viajes por año y persona.

Bigano *et al.* (2006c) extienden el HTM al considerar la sustitución entre el turismo

nacional y el turismo internacional analizando, además, el gasto turístico. Por su parte Hamilton y Tol (2007) evalúan el impacto del cambio climático en el turismo desde una perspectiva regional en Alemania, Reino Unido e Irlanda, basándose en escenarios diferenciados de cambio climático para las regiones consideradas. En este sentido proponen que un calentamiento no uniforme en los países puede implicar patrones de comportamiento turístico diferenciados regionalmente dejando entrever la necesidad de desarrollar la metodología del HTM a una escala inferior a la nacional.

Un tercer y último grupo de trabajos está integrado por el análisis de la demanda turística mediante series temporales, los cuales, por otra parte, suelen diferir de los anteriores en su perspectiva geográfica al estar referidos, generalmente, a destinos turísticos específicos. Analíticamente, los modelos de series temporales no difieren de los modelos tradicionales más que en la incorporación de variables climáticas como elementos explicativos de la demanda.

En esta línea, la sensibilidad climática del turismo nacional e internacional ha sido investigada mediante análisis de series temporales por Agnew y Palutikof (2001) quienes estiman los impactos del clima en la demanda de turismo nacional en Reino Unido, Países Bajos, Alemania e Italia, a través del análisis de regresión. Contrastan los resultados de este enfoque cuantitativo con los resultados obtenidos de encuestas ante la percepción de los turistas sobre los impactos del clima y los extremos climáticos. Los modelos calculados con datos anuales, trimestrales y mensuales se estiman incluyendo retardos de la variable dependiente (llegadas y salidas internacionales de turistas) y las variables climáticas (temperatura y precipitación), distinguiendo

entre turismo internacional (llegadas/salidas) y turismo nacional. Siguiendo el mismo método, Bigano *et al.* (2005d) efectúan un análisis basándose en diferentes regiones italianas y centrando su atención en determinados sucesos climáticos extremos.

Dentro del contexto de análisis de series temporales Meyer y Dewar (1999) estiman un modelo de transferencia y un modelo lineal dinámico para investigar el efecto de la precipitación en las series de números de visitantes diarios al Parque Nacional de Pantanos en Nueva Zelanda, y encuentran evidencia de la significación estadística de la variable lluvia pero, al mismo tiempo, de su escaso impacto. Por su parte Subak *et al.* (2000) evalúan los impactos en el turismo nacional con relación a condiciones meteorológicas anómalas experimentadas en el Reino Unido en un periodo de un año encontrando, en la misma dirección, una relación significativa entre las condiciones climáticas y el número de turistas. Finalmente Moen y Fredman (2007) utilizan series de datos diarios de 30 años de Sälen, Suecia, con el fin de efectuar simulaciones sobre los efectos de un calentamiento sobre la disponibilidad de nieve, en el contexto del turismo de invierno.

Sea cual sea el método utilizado, la simulación de los efectos del cambio climático en los flujos turísticos ha sido objeto de polémica recientemente. De esta manera, Gössling y Hall (2006) apuntan a la existencia de cuatro grandes dificultades que hacen dudar de los resultados aparecidos en la literatura de los efectos del cambio climático sobre el turismo. Concretamente, hacen referencia a la calidad de las bases de datos, la utilización de la temperatura como único indicador, los futuros condicionantes de la demanda turística y la incertidumbre introducida por factores extraordinarios. Sin

embargo, al artículo de Gössling y Hall es replicado en Bigano *et al.* (2006a) aduciendo que muchos de los problemas apuntados por Gössling y Hall (2006) no son particulares del sector turístico y se producen también en otros sectores. A pesar de todo, los resultados de los diferentes modelos aplicados parecen mostrar un importante consenso a la hora de pronosticar los efectos que el cambio climático tendrá en el turismo, resultados que son analizados de manera detallada en el siguiente apartado.

2.3. Los efectos del cambio climático en el turismo

A pesar del amplio espectro de variables climáticas utilizadas en la literatura para representar el calentamiento global y de la diversidad de hipótesis de partida y métodos empleados parece existir acuerdo en apuntar que un clima más cálido en origen: a) disuadirá a los turistas procedentes de los países fríos —en la actualidad, los más importantes en cuanto a generación de turismo internacional— a viajar al extranjero, b) fomentará los viajes internos —aquellos realizados en el mismo país— c) suavizará el perfil estacional característico de los destinos tradicionales de sol y playa, y d) presentará un balance negativo para los destinos de invierno de esquí al deteriorar las condiciones óptimas para el desarrollo de las actividades deportivas asociadas a este tipo de destinos.

De esta manera, Maddison (2001), Lise y Tol (2002) y Hamilton (2004) concluyen que los turistas británicos, holandeses y alemanes disminuirán sus visitas hacia países cálidos cuando éstos excedan los óptimos de temperatura calculados en sus mismos estudios. Maddison (2001) infiere así que los

turistas británicos se ven atraídos a visitar países con un máximo promedio diario de 30,7°C. Lise y Tol (2002) concluyen que una temperatura promedio de 21°C en verano es la ideal para la mayoría de turistas internacionales de los países pertenecientes a la OCDE. Mientras tanto, Bigano *et al.* (2005a) calculan que el destino de vacaciones óptimo tiene una temperatura promedio anual de 16,2°C. Por su parte, Hamilton (2004) evidencia que para los turistas alemanes la temperatura óptima veraniega resulta ser de 24°C. En cuanto a la temperatura del mar, Perry (2000) estima que una temperatura del agua de alrededor de 20 y 21 °C es la óptima para la realización de actividades acuáticas.

Sin embargo, la pérdida de turismo internacional podría compensarse, en parte, por el aumento del turismo nacional. Así, Bigano *et al.* (2006b) evidencian que el descenso esperado en las salidas de turistas internacionales de Alemania y del Reino Unido redunden en un incremento del turismo interior en estos países. En total, la cuantificación en cuanto al turismo nacional se estima en un incremento del 100% en el caso de los países más fríos y un descenso del 20% en los países cálidos. En la misma línea, Subak *et al.* (2000) relacionaron el extraordinariamente caluroso verano de 1995 con un incremento del turismo nacional dentro del Reino Unido.

En esta misma línea Agnew y Palutikof (2001) encontraron una relación negativa entre la temperatura y las salidas de turistas al exterior, al mismo tiempo que una mayor humedad ambiental alentaba a tomar vacaciones en el extranjero durante el mismo y el siguiente año. En el caso de las llegadas, la relación con la temperatura se estimó positiva, de la misma manera que unas condiciones más secas y soleadas se aso-

ciaban al aumento de las llegadas. Por su parte el turismo nacional interno presentaba una relación positiva con la temperatura y negativa para el caso de la precipitación.

Bigano *et al.* (2005b) consideraron el efecto en el turismo de condiciones climáticas extremas. En su estudio de Italia, Reino Unido, Alemania y los Países Bajos, muestran cómo la temperatura es el indicador más relacionado con el turismo nacional, con una correlación contemporánea mensual positiva para todos los países incluidos en el estudio. Por su parte la lluvia experimentada el año pasado desalienta el turismo nacional del mes considerado.

En cualquier caso, los efectos del calentamiento global en el turismo se espera que afecten no sólo al número de turistas en términos absolutos sino también a su distribución a la largo del año (Amelung *et al.*, 2007). De esta manera, la distribución temporal de los flujos de turistas puede cambiar debido a condiciones climáticas más cálidas en el sentido que la estación de verano se vea extendida, existiendo un número mayor de meses con condiciones más adecuadas para las actividades al aire libre, aunque también destinos actualmente populares del Mediterráneo podrían convertirse en demasiado calientes para los turistas durante los meses más calientes de verano (Giles y Perry, 1998; Maddison, 2001; Bigano *et al.*, 2005a). Maddison (2001) observó un alargamiento y aplanamiento de los flujos de turistas británicos que van a España y Grecia, dos de sus más preferidos destinos. En la misma línea Perry (2006) apunta que debido a los cambios esperados en la temperatura del Reino Unido, el atractivo de la zona costera mediterránea para los veraneantes británicos va a ser mayor en la primavera y en el otoño que durante el propio verano.

En este punto es relevante analizar si los cambios climáticos serán los responsables de la suavización del ciclo estacional del turismo internacional. En este sentido hay que subrayar que, junto con la mejora de las condiciones climáticas durante primavera y verano, en los países mediterráneos el envejecimiento de la población europea (la mayor región generadora de turistas del mundo) podría jugar a favor del alargamiento de la temporada alta (Amelung y Viner, 2006).

Sin embargo, los efectos del cambio climático en el turismo no sólo afectará al principal segmento que genera los principales movimientos turísticos mundiales (el turismo de verano) sino que otros segmentos como el turismo de esquí y de alta montaña podría mostrarse especialmente vulnerable ante un contexto de cambio climático. No es de extrañar así que el impacto del cambio climático en el turismo de montaña o el relacionado con los deportes de nieve haya sido ampliamente estudiado en el contexto de la literatura de cambio climático y turismo, centrando su atención en las probables mercedas condiciones de las instalaciones de esquí, la necesidad de tener mejores tecnologías para incrementar la cantidad de nieve disponible o de construir instalaciones en mayores altitudes y ampliar la oferta de productos turísticos a actividades menos dependientes de la nieve como el senderismo de montaña (König y Abbeg, 1997; König, 1999; Harrison *et al.*, 1999; Breiling y Charamza, 1999; Elsasser y Messerli, 2001; Elsasser y Bürki, 2002; Bürki *et al.*, 2003; Scott *et al.*, 2003; Harrison *et al.*, 2005; Hall y Highmans, 2005; Bürki *et al.*, 2005; Moen y Fredman, 2007). En cualquier caso, también ciertos autores han querido destacar el lado positivo para los países cálidos con mayores altitudes, quienes podrían verse

beneficiados al ver su atractivo turístico incrementado (Amelung y Viner, 2004; Bigano *et al.*, 2006b).

Los estudios económicos del turismo de invierno se refieren principalmente al esquí alpino, pero otras actividades dependientes de la nieve son también mencionadas por otros autores como el uso de las motos de nieve, el *snowboarding* o el esquí de fondo (Scott *et al.*, 2007). Sea como sea, las consecuencias del cambio climático en la industria del esquí se han realizado desde dos perspectivas: de la oferta y de la demanda.

Así, desde el punto de vista de la oferta, el análisis del cambio climático sobre el turismo de invierno ha tomado como referencia los efectos en las condiciones en las zonas de esquí. En esta línea König y Abbeg (1997) evalúan el impacto del cambio climático en los Alpes suizos mediante el estudio de las condiciones de tres inviernos anómalos (con escasa precipitación de nieve) que tuvieron lugar a finales de los años ochenta. König y Abbeg (1997) señalan que, asumiendo que las áreas de esquí con nieve adecuada pasarían a estar de los 1.200 a los 1.500 metros sobre el nivel del mar, con las condiciones que se experimentaban en ese momento el 85% de las áreas tendrían nieve suficiente, pero que este número se vería reducido a un 63% con un incremento de temperatura de 2 °C.

Breiling y Charamza (1999) a su vez, estimaron un modelo de regresión múltiple con el fin de modelizar la relación entre nieve, temperatura y precipitación en 13 estaciones de esquí. Posteriormente, mediante un escenario de cambio en la temperatura y la precipitación, se calculó una nueva profundidad de cobertura de nieve. A partir de

estos resultados concluyeron que a una mayor altitud la nieve es menos vulnerable al calentamiento global y que en bajas altitudes la profundidad de cobertura de nieve podría verse reducida en grandes porcentajes.

La simulación de la temporada de esquí ha sido planteada por Scott *et al.* (2003) y Moen y Fredman (2007) utilizando los datos de series temporales. Los resultados de Scott *et al.* (2003) demuestran la importancia del uso de cañones de nieve artificial como medida de adaptación climática a corto plazo advirtiendo que un incremento mayor podría llevar a umbrales en los que los hagan económicamente inviables estas inversiones. Por su parte Moen y Fredman (2007) encuentran que las consecuencias del cambio climático devendrán en patrones de periodos de cobertura de nieve más cortos, temperaturas más altas y más precipitación durante el invierno.

Por el lado de la demanda los estudios realizados sobre turismo de invierno y cambio climático han analizado principalmente cómo responderán los esquiadores y los turistas de alta montaña a los efectos derivados del calentamiento global. Las encuestas realizadas por König (1998) y Behringer *et al.* (2000), en las que se plantean hipotéticos escenarios con poca cobertura de nieve natural, se pone de relieve que el impacto sobre los deseos de practicar estos tipos de deporte se prevé muy escaso al mismo tiempo que los deportistas se muestran altamente dispuestos a cambiar de destino. Todo ello lleva a pensar que para las regiones fuertemente dependientes del turismo de invierno los efectos del cambio climático pueden ser importantes, especialmente desde el punto de vista negativo (Scott y McBoyle, 2007).

3. LA CONTRIBUCIÓN DEL TURISMO AL CAMBIO CLIMÁTICO

La dependencia económica del turismo por parte de numerosas regiones ha provocado que los esfuerzos de investigación con relación a la interrelación turismo y cambio climático se hayan centrado en evaluar los posibles efectos del calentamiento global sobre el turismo. Sin embargo, las recientes conclusiones apuntadas en el último informe del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2007) sobre la probable responsabilidad de la actividad humana en el proceso de calentamiento global está impulsando el estudio e identificación de la contribución a la emisión de gases de efecto invernadero de diferentes sectores económicos, entre los que se encuentra el turismo.

Desde una perspectiva global, el turismo contribuye a cambios en la cobertura y uso de la tierra, uso de la energía, intercambio biótico y extinción de las especies silvestres, intercambio y dispersión de enfermedades, y cambio en la percepción y comprensión del medio ambiente (Gössling, 2002). Sin embargo, es en el uso de la energía donde se encuentra la más importante aportación del turismo a las emisiones de CO₂ y otros gases de efecto invernadero que se han relacionado directamente con el calentamiento global, debido al uso intensivo de combustibles fósiles. De esta manera, cuando Gössling *et al.* (2005) se plantean la eficiencia ecológica del turismo a escala global concluyen que el turismo no es necesariamente más beneficioso ambientalmente que otras actividades económicas, tal y como suele destacar la propia industria turística.

A escala nacional, las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes del

turismo no son fáciles de determinar. Las cuentas nacionales permiten identificar a los sectores económicos tradicionales tales como la agricultura y el transporte pero no a grupos específicos como el turismo. De esta manera, existen muy pocos estudios que hayan estudiado la contribución del turismo, en su conjunto, a la emisión de gases de efecto invernadero. A escala global uno de los primeros y rigurosos estudios estima en un 5,3% la emisión total de estos gases para el total de la industria turística (Gössling, 2002). En Nueva Zelanda Becken y Patterson (2006) consideran que el turismo es el responsable de un 5% de las emisiones, eso sí, sin tener en cuenta los vuelos internacionales. Las estimaciones en Alemania, nuevamente sin tener en cuenta el transporte aéreo internacional, se encuentran alrededor de un 1,6% (Perch-Nielsen, 2008). En cualquier caso, las cifras de estos estudios no son comparables debido a las diferentes categorías de industrias consideradas como de servicios turísticos.

Sea como sea, la pregunta que surge es si una contribución determinada es o no elevada. Para tratar de dar una solución a esta cuestión podría pensarse en la adopción de algún tipo de indicador como la intensidad ambiental, que computa cuánto daño ambiental se produce por cada unidad de valor económico generado (Huppes y Ishikawa, 2005). En este sentido, aunque para muchos países europeos la intensidad ambiental en la generación de gases de efecto invernadero se calcula para diferentes sectores económicos, la inexistencia del sector turístico como tal y la internacionalización de determinados sectores estrechamente relacionados con el turismo como el transporte aéreo, imposibilita el cálculo de dicha intensidad referida al turismo (Perch-Nielsen, 2008).

Una estimación pionera de la intensidad ambiental de diferentes subsectores tradicionalmente relacionados con el turismo como transporte aéreo, alojamiento y otro tipo de actividades turísticas para la emisión de gases de efecto invernadero se encuentra en Gössling *et al.* (2005). Sin embargo el estudio está determinado por dos importantes limitaciones: la medida de los beneficios económicos a través del gasto turístico —en lugar del valor añadido, medida utilizada en este tipo de estudios (Jones *et al.*, 2003)—, y el hecho de que no es posible la obtención de datos homogéneos de valor y de emisión de gases de los subsectores implicados, siendo imposible su comparación.

Más allá de la utilización de indicadores, se apunta que el transporte aéreo es el principal responsable de la aportación del turismo al cambio climático (Gössling y Peeters, 2007) estimándose su contribución respecto al resto de actividades turísticas entre el 94% y el 70% según los estudios considerados (Gössling, 2002; Baken *et al.*, 2003). A pesar de estos datos, las emisiones derivadas de la aviación no están hasta el momento sometidas a las regulaciones internacionales sobre emisiones (Olsthorn, 2001) debido a la naturaleza internacional de la aviación y la larga historia de tratamientos especiales que han caracterizado la utilización de combustibles en el transporte internacional (Becken, 2007). Sin embargo, esta parcialidad mostrada por las administraciones públicas podría cambiar inminentemente según las últimas propuestas presentadas en diferentes organismos internacionales (Parlamento Europeo, 2008; OMT, 2008).

Para el caso del alojamiento, el centro de estudio se ha situado más en el uso de energía que en la emisión de gases de

efecto invernadero. En la compilación realizada por Bohdanowicz y Martinac (2007) se evidencia cómo existen enormes diferencias en el uso de energía por parte de diferentes establecimientos hoteleros. En esta línea existen múltiples determinantes que se han mostrado relevantes para el uso de energía en los servicios hoteleros tales como calidad del hotel, condiciones climáticas, presencia de servicios intensivos en uso de energía, edad del edificio, costes energéticos, normas y leyes o propiedad del establecimiento (Becken *et al.*, 2001; Bohdanowicz y Martinac, 2007; Nepal, 2008; Trung y Kumar, 2005). Tal y como cabía esperar, en todos estos estudios la utilización de energía por persona se incrementa con la categoría del hotel, debido a la presencia de mayores servicios como lavandería, *spa*, piscina climatizada o mayores espacios comunes.

En una línea diferente, otros estudios han investigado la distribución de la responsabilidad en la emisión. Así, de acuerdo con Gössling (2002), las emisiones relacionadas con el turismo estarían causadas por un grupo pequeño de personas. Concretamente, se estima que el 80% de las emisiones relacionadas con el turismo son generadas por un 15% de la población mundial, en los llamados países industrializados. Dentro de estos países la situación vuelve a repetirse. De esta manera, en Europa, el 75% de las emisiones relacionadas con el transporte internacional están causadas por un 20% de los viajes: los de largo recorrido (Peeters *et al.*, 2007). En Alemania el 80% de la contribución de la movilidad vacacional a la emisión de gases de efecto invernadero estaría causado por tan sólo un 11% de la población (Böhler *et al.*, 2006). Merece la pena señalar que este porcentaje estaría caracterizado por niveles elevados de

educación, alta disposición al cambio y con edades comprendidas entre 26 y 35 años o entre 35 y 65.

Más allá de la cuantificación objetiva de la aportación del turismo a la generación de gases invernadero, el estudio de la percepción del turista ante su contribución al cambio climático ha sido el objeto de estudio de diferentes trabajos. De esta manera, Gössling *et al.* (2006) evalúan el conocimiento de los turistas de su propia contribución a los problemas ambientales. En un estudio de caso se concluye cómo la mayoría de los visitantes a Zanzíbar no son conscientes de las consecuencias de su viaje, relacionando los problemas ambientales asociados al turismo a problemas locales, visibles, inmediatos y comprensibles.

En esta misma línea Böhler *et al.* (2006) efectúan diferentes entrevistas en profundidad a residentes alemanes poniendo de manifiesto que los individuos no son capaces de reconocer el impacto ambiental relativo a su comportamiento durante las vacaciones. Becken (2007), por su parte, explora el conocimiento de los turistas y su conciencia de los efectos de la aviación sobre el clima, su sentido de responsabilidad personal y de sus reacciones a las políticas sobre el cambio climático, encontrando, en la misma línea, que los turistas que visitan Nueva Zelanda tienen poco conocimiento de cómo afectan los viajes por vía aérea al cambio climático mundial. En este sentido todos los resultados aparecidos hasta el momento apuntan a la poca predisposición de los turistas a aceptar medidas de adaptación y mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en el sector.

Sea como sea, parece ser que el turismo, como contribuyente a la emisión de los gases de efecto invernadero, podría

verse a corto plazo sometido a normativas sectoriales encaminadas a la mitigación de dichos gases (Conservatives, 2007). Ante esta perspectiva, el sector está empezando a preocuparse por los posibles efectos que tales medidas pueden acarrear en el mercado, y de manera especial, en la demanda. Aunque no se ha encontrado ningún estudio, que de manera global, haya analizado los efectos de diferentes medidas sobre el sector en su conjunto, la literatura ha empezado a ofrecer los primeros resultados parciales a través del análisis de diferentes sectores. Aquí se incluyen el estudio de medidas de adaptación mediante la utilización de energías renovables en las instalaciones turísticas (Bode *et al.*, 2003) y los efectos sobre el sector aéreo de medidas de mitigación como pueden ser los impuestos sobre emisiones de carbono (Tol, 2007; Mayor y Tol, 2007; Yeoman *et al.* 2007) y de compensación de emisiones (Gössling 2000; Böhler *et al.*, 2006; Gössling *et al.*, 2007).

Sin embargo, para acciones contaminantes altamente inciertas —como es el caso de las emisiones de gases de efecto invernadero— la opción impositiva es preferible a la regulación en la cantidad de emisiones (Pizer, 1999), por lo que los efectos de diferentes gravámenes a la industria se ha convertido en objeto principal de buena parte de las investigaciones (Tol, 2007; Mayor y Tol, 2007; Yeoman *et al.*, 2007). Los resultados parecen evidenciar que para obtener una reducción sustancial de las emisiones de dióxido de carbono derivadas de la aviación internacional, se requieren unos impuestos sobre keroseno muy altos (Tol, 2007). Por otra parte los impuestos sobre emisiones de carbono encuentran numerosas dificultades para su implantación en la industria turística que,

sin un sistema de transporte alternativo, acabaría redundando en un menor volumen de turistas (Yeoman *et al.*, 2007).

De esta manera, aunque se considera que desde una perspectiva ecológica los viajes por vía aérea deberían ser desalentados (Gössling *et al.*, 2002) en favor de la promoción del turismo nacional y de destinos geográficamente más cercanos (Becken, 2002), el establecimiento de limitaciones en los destinos suele ser una política ampliamente rechazada (Becken, 2007). En este sentido, las tendencias actualmente observadas muestran a un turista decidido a pasar menos tiempo en el lugar del destino y a disfrutar de múltiples pero más cortos periodos vacacionales incentivado por el abaratamiento de los costes de transporte aéreo que han marcado el nuevo contexto en los flujos turísticos internacionales (Aguiló *et al.* 2007).

4. FUTURAS LÍNEAS DE TRABAJO

Aunque la literatura relativa al cambio climático goza ya de gran tradición en las ciencias naturales, a pesar de las evidentes interrelaciones entre turismo y clima, son escasas las revistas más importantes en el campo del turismo que han incidido en esta relación. La literatura publicada hasta el momento ha señalado algunos temas interesantes pero, en la mayoría de los casos, el nivel de profundización es aún limitado.

De esta manera, tal y como señalan Bigano *et al.* (2006a), cabe señalar que la mayoría de los estudios han asumido que la relación entre demanda turística y clima es estable en el tiempo cuando todo parece indicar que la sensibilidad climática podría haber aumentado durante los últimos años gracias a una mayor concienciación de los consumidores

ante los efectos del clima. Esta hipótesis debería contrastarse especialmente en aquellos estudios que utilizan series temporales y que incluyen series razonablemente largas. Mediante la consideración de diferentes periodos de análisis la estimación de la elasticidad de la demanda con respecto a variables climáticas de referencia permitiría establecer cambios en los patrones de comportamiento y sensibilidad de los turistas.

Por otra parte, en el ámbito espacial, el desarrollo de modelos a escala regional parece ser necesario más si se tiene en cuenta que las previsiones de cambio climático tampoco son homogéneas para el conjunto de destinos tradicionalmente considerados en los modelos de demanda turística, lo que redundaría en una mayor información disponible para la toma de decisiones tanto a nivel público como privado. Aunque a nivel agregado, este nivel de desagregación se está empezando a llevar a cabo (Hamilton y Tol, 2007) la introducción de modelos de elección discreta con la incorporación de las diferentes etapas de decisión del consumidor será probablemente una línea de avance durante los próximos años.

La redistribución de los flujos turísticos a lo largo del tiempo será un tema de especial interés para los destinos turísticos que debería poder contrastarse mediante la estimación de modelos cuantitativos de series temporales. De esta forma los apuntes realizados por diversos autores sobre una posible suavización de los patrones estacionales podría tratar de relacionarse con la redistribución de la demanda turística entre temporadas evidenciados en algunos de los destinos tradicionales de sol y playa. En cualquier caso, estos estudios deberían tomar en consideración el resto de factores que pueden también influir en dichos patrones estacionales.

Hasta el momento, la literatura ha considerado al clima como un factor de atracción para el turista, y trata de evidenciar, principalmente, relaciones entre variables climáticas y demanda en destinos. Sin embargo, cabe reconocer que el clima, desde el punto de vista del origen, puede también convertirse en una motivación y no está claro el sentido en el que puede jugar. Así, puede pensarse que un clima anormalmente más frío durante los meses anteriores al verano en los principales países emisores de turismo estimulará las reservas de viajes hacia destino más cálidos. Sin embargo, también en el otro extremo pueden encontrarse ejemplos. Así, se cree que el anormalmente cálido verano del 2003 provocó un incremento de viajes hacia países del Mediterráneo justificado por la presunción de que en estos países se está más preparado para combatir las olas de calor.

Sea como sea, otro campo de avance en la materia estará en la definición más precisa de las variables más relevantes consideradas por los turistas a la hora de tomar sus decisiones de viaje. La utilización casi exclusivamente de la temperatura como indicador climático no pasa de ser una simplificación de la realidad y los futuros trabajos deberán incidir en conseguir indicadores más precisos a través de la elaboración de índices (Perch-Nielsen, 2008) o la consideración de múltiples variables que podrían entrar en los modelos a partir de ciertos umbrales. En esta línea sería deseable que las implicaciones sobre los cambios ambientales debido al calentamiento global más relevantes para el turismo (nivel del mar, destrucción de playas, eventos climáticos extremos, etc.) se fueran introduciendo en los modelos a medida que la información sobre los mismos se vaya conociendo con mayor precisión.

Ya en el ámbito de los impactos del turismo en el cambio climático, los esfuerzos deberán dirigirse a la evaluación de los impactos sobre el turismo por las previsibles regulaciones internacionales sobre el transporte aéreo que probablemente impondrán en el corto o medio plazo. Durante los últimos años se ha evidenciado un consenso sobre la importancia de la contribución del transporte aéreo a la generación de gases de efecto invernadero más debido al incremento en su utilización que a su generación en términos relativos (Mayor y Tol, 2007; Bows y Anderson, 2007). Dada la actual dependencia del sector de este medio de transporte, será de una importancia crucial evaluar el impacto que determinadas regulaciones ambientales acaban revirtiendo en el turismo.

Por otro lado, cabe esperar que mediante la información generada por el Cuarto Informe de Evaluación realizado por la Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2007) se tenga más y mejor información para los futuros estudios en el campo. De la misma manera, se espera que a partir de las llamadas realizadas por la Organización Mundial del Turismo para responder a los retos globales derivados del cambio climático (OMT, 2007) se puedan guiar las actuaciones, no sólo de gobiernos, organizaciones internacionales, industria turística, destinos y consumidores, sino también de la comunidad científica.

5. CONCLUSIONES

La implicación de múltiples factores (económicos, sociológicos, ambientales, políticos,...) con relación al turismo y al cambio climático derivan en una enorme complejidad a la hora de analizar sus interrelacio-

nes. A pesar de ello, la revisión de la literatura realizada en este trabajo permite diferenciar claramente dos vías de estudio: los efectos del cambio climático sobre el turismo y el análisis del turismo como actividad emisora de gases de efecto invernadero. Desde el punto de vista del análisis económico, a las dificultades propias de ambos temas, cabe añadir la inexistencia de un sector turístico como tal dentro de las cuentas económicas nacionales, lo que dificulta la consideración del turismo en su dimensión económica.

Sea como sea, la revisión de los principales trabajos llevada a cabo ha evidenciado el desarrollo pionero y la aplicación de diferentes modelos en el contexto de la evaluación de los impactos del cambio climático sobre el turismo. De esta manera, con el objetivo de evaluar el impacto económico, diversas adaptaciones de modelos de equilibrio general se han llevando a cabo mediante la consideración de los principales subsectores relacionados con el turismo. En el campo de la distribución espacial de los flujos turísticos, se han planteado modelos de demanda turística tanto desde la perspectiva microeconómica como macroeconómica con el objetivo único de simular los efectos del cambio climático sobre la elección de destino por parte de los turistas. Finalmente, siguiendo el patrón clásico de los modelos de series temporales, diferentes variables climáticas se han ido introduciendo en las estimaciones con el fin de valorar la sensibilidad de los turistas ante dichas variables.

Sea cual sea el contexto utilizado, los resultados coinciden en señalar que, ante un calentamiento global, los efectos negativos previstos sobre el turismo internacional podrían compensarse, al menos en parte, por un incremento del turismo interno. En este

sentido, ante la heterogeneidad espacial de los efectos del incremento de temperaturas, se pone de manifiesto la necesidad de estudiar la perspectiva espacial con un mayor detalle. Por otra parte, existe consenso en prever una suavización del patrón estacional en los destinos tradicionales ligados al «sol y playa». Esos resultados deberían empezar a tenerse en cuenta en la definición de planes estratégicos de estos destinos con el fin de potenciar políticas desestacionalizadoras ante un previsible incremento de las llegadas de turistas en meses de temporada baja y el incremento de competencia que esta nueva tendencia pueda generar.

Por lo que se refiere a la contribución del turismo a la generación de gases de efecto invernadero, la literatura coincide en señalar al sector aéreo como principal responsable. Por su parte, llama la atención la poca concienciación detectada por parte de los turistas sobre su responsabilidad en la contribución al cambio climático, lo que unido a las promociones positivas por parte de la industria, revierte en una gran dificultad a la hora de imponer regulaciones correctoras.

El turismo requiere una atención especial por parte del análisis económico debido a que presenta un conjunto de características que lo diferencian marcadamente de otros sectores productivos entre las que cabe destacar la consideración del medio ambiente como parte del producto turístico. El estudio de las interrelaciones entre turismo y cambio climático se encuentran en un incipiente estado de desarrollo, motivado por la creciente importancia que ha tenido la potenciación de los flujos turísticos por la elevación de la calidad de vida de muchos países y por la creciente sensibilización ante el calentamiento global. Sin embargo será indispensable conocer con mayor detalle los efectos del cambio climático sobre

los principales activos naturales que configuran hoy en día buena parte de la oferta turística para evaluar con mayor precisión los efectos a largo plazo de un calentamiento global. Sólo de esta manera, los diferentes agentes implicados podrán tomar medidas adecuadas.

El interés mostrado por diferentes organismos internacionales como la OMT o la UE debería motivar la integración del turismo en su conjunto y no únicamente a través de sus subsectores como se hace en los estudios llevados a cabo por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEGG, B. (1996): «Klimaänderung und Tourismus. Klimafolgenforschung am Beispiel des Winter-tourismus in den Schweizer Alpen» *Schlußbericht. vdf Hochschulverlag an der ETH*: 38-54.
- AGNEW, M. Y PALUTIKOF, J. (2001): «Climate impacts on the demand for tourism» en *Proceedings of the 1st International Workshop on Climate, Tourism and Recreation*. Neos Marmaras, Halkidiki, Grecia. International Society of Biometeorology, Commission on Climate Tourism and Recreation.
- 2006: «Impacts of short-term climate variability in the UK on demand for domestic and international tourism». *Climate Research*, vol. 21: 109-120.
- AGULÓ, E.; REY, B.; ROSSELLÓ, J. Y TORRES, C. (2007): «The impact of the post-liberalisation growth of LCCs on the tourism trends in Spain» *Rivista di Politica Economica* Jan-feb: 177-198.
- AMELUNG, B. Y VINER, D. (2004): «The vulnerability to climate change of the Mediterranean as a tourist destination» en *Climate Change and Tourism: Assessment and Coping Strategies* (AMELUNG, B.; BLAZEJCZYK, K.; MATZARAKIS, A. Y VINER, D. (eds.)). Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- 2006: «Mediterranean tourism: Exploring the future with the Tourism Climatic Index» *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 14, n 4: 349-366.
- AMELUNG, B.; NICHOLLS, S. Y VINER, D. (2007): «Implications of global climate change for tourism flows and seasonality». *Journal of Travel Research*, vol. 45:285-296.
- BECKEN, S. Y HAY, J. (2007): «Tourism and Climate Change. Risks and Opportunities» *Cleveland: Channel View Publications*
- BECKEN, S. (2002): «Analyzing international tourist flows to estimate energy use associated with air travel». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 10, n 2: 114-131.
- 2007: «Tourists' perception of international air travel's impact on the global climate and potential climate change policies». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 15, n 4: 351-368.
- BECKEN, S.; FRAMPTON, C. Y SIMMONS, D.G. (2001): «Energy consumption patterns in the accommodation sector - the New Zealand case». *Ecological Economics* vol 39: 371-386.
- BECKEN, S. Y PATTERSON, M. (2006): «Measuring national carbon dioxide emissions from tourism as a key step towards achieving sustainable tourism». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 14: 323-338.
- BECKEN, S.; SIMMONS, D.G. Y FRAMPTON, C. (2003): «Energy use associated with different travel choices». *Tourism Management*, vol. 24, n 3: 267-277.
- BEHRINGER, J.; BÜRKI, R. Y FUHRER, J. (2000): «Participatory integrated assessment of adaptation to climate change in Alpine tourism and mountain agriculture». *Integrated Assessment*, vol. 1, n 4: 331-338.
- BERRITTELLA, M.; BIGANO, A.; ROSON, R. Y TOL, R. (2006): «A general equilibrium analysis of climate change impacts on tourism». *Tourism Management*, vol. 27, 913-924.
- BIGANO, A.; BOSELLO, F.; ROSON, B. Y TOL, R. (2006c): *Economy-wide estimates of the implications of climate change: A joint analysis for sea level rise and tourism*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working paper 135, págs. 1-28.
- BIGANO, A.; GORIA, A.; HAMILTON, J. Y TOL, R. (2005b): *The effect of climate change and extreme weather events on tourism*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working paper 30, págs. 1-25.
- BIGANO, A.; HAMILTON, J., MADDISON, D. Y TOL, R. (2006a): «Predicting tourism flows under climate change. An editorial comment on Gössling and Hal». *Climatic Change*, vol. 79: 175-180.
- BIGANO, A.; HAMILTON, J. Y TOL, R. (2005a). *The impact of climate holiday destination choice*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working paper 4: 1-14.
- 2006b: *The impact of climate change on domestic and international tourism: A simulation study*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working paper 86: 1-23.
- BODE, S.; HAPKE, J. Y ZISLER, S. (2003): «Need and options for a regenerative energy supply in holiday facilities». *Tourism Management*, vol. 24: 257-266.
- BOHDANOWICZ, P. Y MARTINAC, I. (2007): «Determinants and benchmarking of resource consumption in hotels - Case study of Hilton International and Scandic in Europe». *Energy and Buildings*, vol. 39: 82-95.
- BÖHLER, S.; GRISCHKAT, S.; HAUSTEIN, S. Y HUNECKE, M. (2006): «Encouraging environmentally sustainable holiday travel». *Transport Research Part A*, vol. 40: 652-670.
- BOSELLO, F.; LAZZARIN, M.; ROSON, R. Y TOL, R. (2004): *Economy-wide estimates of climate change implications: sea-level rise*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working paper 96: 1-27.

- BOWS, A. Y K. ANDERSON (2007): «Policy clash: can projected aviation growth be reconciled with the UK Government's 60% carbon-reduction target?». *Transport Policy*, vol. 14, págs. 103-110.
- BREILING, M. Y CHARAMZA, P. (1999): «The impact of global warming on winter tourism and skiing: a regionalised model for Austrian snow conditions». *Regional Environmental Change*, vol. 1, n 1, 4-14.
- BULL, A. (1994): *La economía del sector turístico*. Ed. Alianza Economía: Madrid.
- BÜRKI, R.; ELSASSER, H. Y ABEGG, B. (2003): *Climate change impacts on the tourism industry in mountain areas*. 1st International Conference on Climate Change and Tourism, Djerba, 9-11, April 2003.
- BÜRKI, R.; ELSASSER, H.; ABBEG, B. Y KOENING, U. (2005): «Climate change and tourism in the Swiss Alps», en HALL, C. Y HIGHAM, J., *Tourism, Recreation and climate Change*. Channel View Publications. Clevedon.
- CONSERVATIVES (2007): *Greener Skies: A Consultation on the Environmental Taxation of Aviation*. Office of the Shadow Chancellor, House of Commons, London.
- DUBOIS, G. Y CERON, J.P. (2006): «Tourism and Climate Change: Proposals for a Research Agenda». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 14, n 4: 399-415.
- ELSASSER, H. Y BÜRKI, R. (2002): «Climate change as a threat to tourism in the Alps». *Climate Research*, vol. 20: 253-257.
- ELSASSER, H. Y MESSERLI, P. (2001): «The vulnerability of the snow industry in the Swiss Alps». *Mountain Research and Development*, vol. 21, n 4: 335-339.
- FREEMAN, A. (1993): *The Measurement of Environmental and Resource Values*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- FREITAS, C.; SCOTT, D. Y MCBOYLE, G. (2007): «A second generation climate index for tourism (CIT): specification and verification». *International Journal of Biometeorology*, online first.
- GILES, A Y PERRY, A. (1998): «The use of a temporal analogue to investigate the possible impact of projected global warming on the UK industry». *Tourism Management*, vol. 19, n 1: 75-80.
- GÖSSLING, S. (2000): «Sustainable tourism development in developing countries: some aspects of energy use». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 8, n 5: 410-425.
- 2002: «Global environmental consequences of tourism». *Global Environmental Change*, vol. 12, 283-302.
- GÖSSLING, S. Y PEETERS, P. (2007): «It does not harm the environment! An analysis of industry discourses on tourism, air travel and the environment». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 15, n 4: 402-417.
- GÖSSLING, S.; BORGSTRÖM, C.; HÖRSTEMEIER, O. Y SAGGEL, S. (2002): «Ecological footprint analysis as a tool to assess tourism sustainability». *Ecological Economics*, vol. 43:199-211.
- GÖSSLING, S.; BREDBERG, M.; RANDOW, A.; SANDSTÖM, E. Y SVENSSON, P. (2006): «Tourist perceptions of climate change: A study of international tourist in Zanzibar». *Current Issues in Tourism*, vol. 9, n 4-5: 419-435.
- GÖSSLING, S.; BRODERICK, J.; UPHAM, P.; CERON, J.P.; DUBOIS, G.; PEETERS, P. Y STRASDAS, W. (2007): «Voluntary carbon offsetting schemes for aviation: Efficiency, credibility and sustainable tourism». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 15, n 3: 223-248.
- GÖSSLING, S.; PEETERS, P.; CERON, J.P.; DUBOIS, G.; PATTERSON, T. Y RICHARDSON, R.B. (2005): «The eco-efficiency of tourism». *Ecological Economics*, vol. 54: 417-434.
- GÖSSLING, S. Y HALL, C. (2006): «Uncertainties in predicting tourist flows under scenarios of climate change». *Climatic Change*, Vol 79: 163-173.
- HALL, C. Y HIGHAM, J. (2005): *Tourism, Recreation and Climate Change*. Channelview Press. Clevedon.
- HAMILTON, J. (2004): *Climate and the destination choice of German tourist* Fondazione Eni Enrico Mattei. Working Paper 21,. 1-32.
- HAMILTON, J.; MADDISON, D. Y TOL, R. (2005a): «Climate change and international tourism: A simulation study». *Global Environmental Change*, vol. 15: 253-266.
- HAMILTON, J.; MADDISON, D. Y TOL, R. (2005b): «The effects on climate change on international tourism». *Climate Research*, vol. 29: 245-254.
- 2007: «The impact of climate change on tourism in Germany, the UK and Ireland: A simulation study». *Regional Environmental Change*, vol. 7: 161-172.
- HARRISON, S.; WINTERBOTTOM, S. Y JOHNSON, R. (2005): «Changing snow cover and winter tourism and recreation in the Scottish Highlands», en HALL, C., Y HIGHAM, J., (eds), *Tourism, Recreation and climate Change*. Channel View Publication. Clevedon.
- HARRISON, S.J.; WINTERBOTTOM, S.J. Y SHEPPARD, C. (1999): «The potential effects of climate change on the Scottish tourist industry». *Tourism Management*, vol. 20, n 2: 203-211.

- HOOZEMANS, F.; MARCHAND, M. Y PENNEKAMP, H. (1993): *A global vulnerability analysis: vulnerability assessment for population, coastal wetlands and rice production and a global scale*. Delft Hydraulics. The Netherlands.
- HUPPES, G. Y ISHIKAWA, M. (2005): «Eco-efficiency and its terminology». *Journal of Industrial Ecology*, vol. 9: 43-46.
- IPCC (2007): *Fourth Assessment Report. Climate Change 2001: The Scientific Basis*.
- JONES, C.; MUNDAY, M. Y ROBERTS, A. (2003): «Regional tourism satellite accounts: A useful policy tool?». *Urban Studies*, vol. 40:2777-2794.
- KÖNIG, U. (1998): «Tourism in a warmer world: implications of climate change due to enhanced greenhouse effect for the ski industry in the Australian Alps». *Wirtschaftsgeographie und Raumplanung*, vol. 28.
- 1999: «Climate change and snow in tourism in Australia». *Geographica Helvetica*, vol. 54, n 3: 147-157.
- KÖNIG, U. Y ABEGG, B. (1997): «Impacts of climate change on winter tourism in the Swiss alps». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 5, n 1: 46-58.
- LANCASTER, K.J. (1966): «A New Approach to Consumer Theory». *Journal of Political Economy*, vol. 74:132-157.
- LISE, W. Y TOL, R. (2002): «Impact of climate on tourism demand». *Climatic Change*, vol. 55: 429-449.
- MADDISON, D. (2001): «In search of warmer climates? The impact of climate change on flows of British tourist». *Climatic Change*, vol. 49:193-208.
- MAYOR, K. Y TOL, R.S. (2007): «The impact of the UK aviation tax on carbon dioxide emissions and visitors numbers». *Transport Policy*, vol. 14: 507-513.
- MEYER, D. Y DEWAR, K. (1999): «A new tool for investigating the effect of weather on visitor numbers». *Tourism Analysis*, vol. 4:145-155.
- MIECZKOWSKI, Z. (1985): «The tourism climatic index: A method of evaluating world climates for tourism». *Canadian Geographer*, vol. 29, n 3: 220-33.
- MOEN, J. Y FREDMAN, P. (2007): «Effects of climate change in alpine skiing in Sweden». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 14, n 4: 418-437.
- NEPAL, S.K. (2008): «Tourism-induced rural energy consumption in the Annapurna region of Nepal». *Tourism Management* vol. 29: 89-100.
- OLSTHOORN, X. (2001): «CO2 emissions from international aviation: 1950-2050». *Journal of Air Transport Management*, vol. 7, n 2: 87-93.
- OMT (2007): «Davos Declaration. Climate Change and Tourism. Responding to Global Challenges». *Second International Conference on Climate Change and Tourism: Davos*. Disponible en <http://www.unwto.org/pdf/pr071046.pdf>
- 2008: *Climate Change and Tourism: Responding to the Global Challenges*. Madrid: OMT.
- PARLAMENTO EUROPEO (2008): *Modificación de la Directiva 2003/87/CE con el fin de incluir las actividades de aviación en el régimen comunitario de comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero*, disponible en: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2008-0333+0+DOC+XML+V0//ES#BKMD-34>
- PEETERS, P.; SZIMBA, E. Y DUIJNISVELD, M. (2007): «Major environmental impacts of European tourist transport». *Journal of Transport Geography*, vol. 15: 83-93.
- PERCH-NIELSEN, S. (2008): *Climate Change and Tourism Intertwined*. Dissertation presented at ETH Zurich. Suiza.
- PERRY, A. (2000): *Impacts of climate change on tourism in the Mediterranean: Adaptive responses*. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working Paper 35: 1-11.
- 2006: «Will predicted climate change compromise the sustainability of Mediterranean tourism». *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 12, n.º 4:367-375.
- PIZER, W.A. (1999): «The optimal choice of climate change policy in the presence of uncertainty». *Resource and Energy Economics*, vol. 21, n 4: 255-287.
- ROBINSON, P.J. (2001): «On the definition of a heat wave». *Journal of Applied Meteorology*, vol. 40:762-775.
- SCOTT, D. (2006): «Climate Change and Sustainable Tourism in the 21st Century». En CUKIER, J. «*Tourism Research: Policy, Planning and Prospects*. Waterloo». University of Waterloo, 175-248.
- (2008): «El Canvi Climàtic i el Futur del Turisme». En Riera (Dir.) «Informe Econòmic i Social de les Illes Balears 2007». Palma de Mallorca: Sa Nostra. Caixa de Balears, pàgs. 109-120.
- SCOTT, D. Y MCBOWLE, G. (2001): *Using a modified 'Tourism Climate Index' to examine the implications of climate change for climate as a natural resource for tourism*. First International Workshop on Climate, Tourism and Recreation, Halkidiki, Greece.
- 2007: «Climate change adaptation in the ski industry». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 12: 1411-1431.

- SCOTT, D.; DAWSON, J. Y JONES, B. (2007): «Climate change vulnerability of the US Northeast winter recreation - tourism sector». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, en línea:1573-1596.
- SCOTT, D.; McBOYLE, G. Y MILLS, B. (2003): «Climate change and the skiing industry in southern Ontario (Canada); Exploring the importance of snow-making as a technical adaptation». *Climate Research*, vol. 23: 171-181.
- SUBAK, S.; PALUTIKOF, J.; AGNEW, M.; WATSON, S.; BENTHAM, C.; CANNEL, M.; HULME, M.; McNALLY, S.; THORNES, J.; WAUGHAY, D. Y WOODS, J. (2000): «The impact of the anomalous weather of 1995 on the UK Economy». *Climatic Change*, vol. 44:1-26.
- TOL, R.S. (2007): «The impact of a carbon tax on international tourism». *Transportation Research Part D: Transport and the Environment*, vol. 12, n 2:129-142.
- TRUNG, D.N. Y KUMAR, S. (2005): «Resource use and waste management in Vietnam hotel industry». *Journal of Cleaner Production*, vol 13:109-116.
- WTTC (2007): *The 2007 Travel & Tourism Economic Research*. World Travel & Tourism Council: London.
- YEOMAN, I.; LENNON, J.J.; BLAKE, A.; GALT, M.; GREENWOOD, C. Y McMAHONBEATTIE, U. (2007): «Oil depletion: What does this mean for Scottish tourism?» *Tourism Management*, vol. 28:1354-1365.

Comercio internacional y responsabilidades en las emisiones de gases de efecto invernadero. El caso español 1995-2000

Este artículo analiza la responsabilidad española por las emisiones de gases de efecto invernadero generadas en 1995 y 2000 considerando las emisiones «contenidas» en exportaciones e importaciones. Para ello hemos utilizado un modelo input-output multirregional ampliado con datos sobre emisiones atmosféricas que permite aplicar los conceptos de responsabilidad del productor y del consumidor y el de «balanza comercial de emisiones». Los resultados obtenidos muestran que la responsabilidad española desde la perspectiva del «consumidor» es superior a la perspectiva del «productor» para los seis gases considerados, mostrando que España es un «exportador neto» de emisiones. Respecto al cambio entre 1995 y 2000, la perspectiva de la responsabilidad del «consumidor» da mayores aumentos que la correspondiente al «productor» para el agregado de los gases considerados.

Artikulu honetan, 1995 eta 2000. urteen artean isuritako negutegi efektuko gasak direla eta, Espainiak duen erantzukizuna aztertzen da, baina esportazio eta inportazioei «dagozkien» isurketak kontuan izanda. Horretarako, hainbat eskualdetarako input-output eredu bat erabili dugu, atmosferara egindako isurketei buruzko datuez osatua; horrela eginda, ekoizlearen eta kontsumitzailearen erantzukizuna kontuan hartzeko modua dago, eta baita «isurketen merkatu-balantza» kontuan hartzeko modua ere. Lortutako emaitzek erakusten dutenez, Espainiaren erantzukizuna handiagoa da «kontsumitzailearen» ikuspegitik, «ekoizlearen» ikuspegitik baino, kontuan hartu diren sei gas-motei dagokionez, eta garbi ikusten da Espainia isurketen «esportatzaile garbia» dela. Bestetik, 1995 eta 2000. urteen artean izandako aldaketari dagokionez, «kontsumitzailearen» erantzukizunak «ekoizlearenak» baino gorakada handiagoa izan du, kontuan izan diren gasen kasuan behintzat.

This paper analyses the Spanish responsibility for greenhouse gas emissions generated in 1995 and 2000 taking into account emissions embodied in exports and imports. For doing so, we have used a multirregional input-output model environmentally extended with air emissions. This model allows for applying both the producer and consumer responsibility concepts and the trade emission balance. The paper concludes that the Spanish responsibility from the “consumer” standpoint is bigger than the responsibility from the “producer” standpoint for all the six gases; that is, Spain is a “net exporter” of emissions. Regarding the evolution of the six greenhouse gases aggregated in CO₂ equivalent units from 1995 to 2000, the emission increase is larger from the “consumer” than from the “producer” point of view.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Aproximación teórica: un modelo input-output multirregional
 3. Base y preparación de los datos
 4. Resultados empíricos
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: gases de efecto invernadero, comercio internacional, responsabilidad del consumidor y del productor, análisis input-output, España.

Keywords: greenhouse gases, trade, consumer and producer responsibility, input-output analysis, Spain.

N.º de clasificación JEL: C67, F18, Q53, Q56.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas ha habido un creciente debate sobre las relaciones entre globalización económica y problemas ambientales y, en particular, sobre los efectos ambientales del comercio internacional (Ekins, Folke y Costanza, 1994; Jayadevappa y Chhatre, 2000; Muradian, 2004). El debate es complejo y tiene muchos aspectos. El propósito de este artículo es aportar algunas estimaciones empíricas para España que permitan distinguir entre las emisiones de gases de efecto invernadero generadas en su territorio y las que son generadas por sus demandas interiores independientemente de dónde se generen.

Nuestro punto de partida es la distinción entre dos perspectivas para asignar respon-

sabilidades que diferentes autores denominan «responsabilidad del productor» y «responsabilidad del consumidor» (Proops, Faber y Wagenhals, 1993; Steenge, 1999; Munksgaard y Pedersen, 2001). Según la primera perspectiva, las emisiones generadas por las actividades productivas de un país corresponden a dicho país independientemente de dónde se generen las demandas económicas que las originan. Según la segunda perspectiva, en cambio, un país es responsable de las emisiones generadas para abastecer su demanda interna independientemente de dónde se emiten. Aunque aquí adoptamos esta denominación —habitual en la literatura— es necesario advertir que la terminología podría confundir ya que cuando se habla de «responsabilidad del consumidor» no se hace referencia solo a las emisiones derivadas del componente «consumo» de la demanda interior sino de todas sus componentes: consumo privado, consumo público e inversión. Así

* Agradecemos el apoyo financiero del proyecto SEJ2006-15219/ECON (Ministerio de Educación y Ciencia).

pues, en este artículo el término «consumidor» hace referencia a los que serían los «usuarios finales» del interior del país.

Las emisiones que dan las estadísticas habituales —en las que se basan acuerdos internacionales como el protocolo de Kioto— tienen una perspectiva territorial, es decir, adoptan la perspectiva de la «responsabilidad del productor». Sin embargo, mucho más relevantes, aunque mucho más difíciles de estimar, son las emisiones desde la perspectiva de la «responsabilidad del consumidor». Por ejemplo, en el conocido debate sobre la curva de Kuznets ambiental lo que preocupa normalmente es la relación entre crecimiento económico y presiones ambientales originadas por las demandas de un país y, si se diese el caso de que en un país se produjese una «desvinculación» entre ambas variables conseguida importando más bienes cuya producción es muy contaminante, dicha desvinculación no se consideraría una desvinculación genuina sino una simple «exportación» de contaminación (Arrow *et al.*, 1995; Stern, Common y Barbier, 1996; Muradian y Martínez-Alier, 2001).

Por tanto, el objetivo de este trabajo es comparar las emisiones contaminantes «oficiales» de España con las que podemos estimar que corresponden a su demanda interior. Estas pueden ser menores o mayores que las «oficiales» dependiendo de la comparación entre las emisiones asociadas a las exportaciones y las asociadas a las importaciones que podemos definir como la «balanza comercial de emisiones». Este artículo considera los años 1995 y 2000 y tiene en cuenta los seis gases de efecto invernadero regulados por el protocolo de Kioto: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), hexafluoruro de azufre (SF_6), hidrofluorocarbonos (HFC) y perfluorocarbonos (PFC). Esta es una ca-

racterística destacable puesto que la inmensa mayoría de trabajos de similar perspectiva se han limitado a considerar únicamente las emisiones de CO_2 .

El método que utilizamos en este trabajo está basada en el análisis input-output introducido por Leontief (Leontief, 1936, 1937) que es un marco teórico que permite ver las interrelaciones entre los diferentes sectores económicos y su relación con las demandas finales. Este enfoque se ha aplicado desde hace décadas para analizar las implicaciones del comercio internacional sobre las demandas de factores productivos (Leontief, 1953) y también para ver los efectos de las actividades económicas sobre el medio ambiente (Daly, 1968; Isard *et al.*, 1968; Leontief, 1970). En los últimos años hay un creciente número de trabajos que aplican una perspectiva input-output para comparar las emisiones asociadas a importaciones y exportaciones de diversos países: Alemania y Reino Unido (Proops, Faber y Wagenhals, 1993), Japón (Kondo, Muriguchi y Shimizu, 1998), Dinamarca (Munksgaard y Perdersen, 2001), Brasil (Machado, Schaeffer y Worrell, 2001), España (Sánchez-Chóliz y Duarte, 2004), Italia (Mongelli, Tassielli y Nottaricola, 2006), India (Dietzenbacher y Mukhopadhyay, 2007) y Turquía (Tunç, Türuk-Aşık y Akbostancı, 2007).

Aunque hay considerables diferencias entre ellos, todos estos estudios tienen en común que analizan la relación entre una región y el resto del mundo. Además, por problemas de disponibilidad de datos, estos trabajos suelen adoptar la hipótesis de que el resto del mundo tiene la misma tecnología que el país analizado. Nuestro trabajo se enmarcaría dentro de este grupo; sin embargo a diferencia de los trabajos anteriores, en este artículo presentamos también un modelo más general. La aplica-

ción de este tipo de modelos para analizar las relaciones entre diferentes países o regiones permite no tener que adoptar la hipótesis de igual tecnología. Algunos ejemplos son Ahmad y Wyckoff (2003), Lenzen, Pade y Munksgaard (2004), Peters y Hertwich (2004) y Nijdam *et al.* (2005).

Después de esta introducción, el artículo incluye los siguientes apartados. El apartado 2 desarrolla un modelo input-output multirregional que permite calcular las emisiones contaminantes desde las perspectivas «del productor» y «del consumidor» y la «balanza comercial de emisiones». La fuente de datos y la preparación de éstos para aplicar el modelo se presentan en el apartado 3. En el apartado 4 presentamos los resultados empíricos para España. Finalmente, unas breves conclusiones son presentadas en el apartado 5.

2. APROXIMACIÓN TEÓRICA: UN MODELO INPUT-OUTPUT MULTIRREGIONAL

El modelo propuesto es un modelo input-output multirregional ampliado ambientalmente¹. Este modelo permite estimar tanto la responsabilidad de las emisiones de los diferentes componentes de la demanda final interior como las emisiones «contenidas» en el comercio internacional.

2.1. Las interrelaciones económicas

Consideremos una economía dividida en dos regiones $r=1,2$, que podrían diferir tanto en sus tecnologías productivas como en

la intensidad contaminante de dichas tecnologías. Dado que lo que nos interesa es la responsabilidad de las emisiones de una determinada región y no las relaciones bilaterales entre regiones, definimos la región 1 como la región o país que queremos analizar y la región 2 como el «resto del mundo». Suponemos que cada región r está dividida en n sectores, cuya producción puede ser utilizada por otros sectores como input intermedio o como demanda final por familias, gobiernos o empresas en forma de inversión.² Dado que en la economía hay dos regiones, ello implica que cada sector puede vender su producción tanto dentro de la región como al resto del mundo.

Sea z_{ij}^r el valor monetario de las ventas del sector i al sector j dentro de la región, s_{ij}^r el valor monetario de las ventas del sector i al sector j fuera de la región, h_i^r el valor de las ventas del sector i a la demanda final dentro de la región (demanda final interior) y e_i^r el valor de las ventas del sector i a la demanda final fuera de la región (exportaciones); entonces, el valor total de los bienes producidos por el sector i en la región r sería:

$$x_i^r = [z_{i1}^r + z_{i2}^r + \dots + z_{in}^r] + [s_{i1}^r + s_{i2}^r + \dots + s_{in}^r] + h_i^r + e_i^r \quad (1)$$

Considerando las transacciones de todos los sectores de la economía en términos matriciales, tenemos:

$$x = Zi + y \quad (2)$$

donde i es un vector columna ($2n \times 1$) de unos x , z e y son vectores y matrices particionadas que representan, respectivamen-

¹ Para un detallado análisis de los modelos input-output multirregionales, ver Miller y Blair (1985) y Miller (1998).

² La inversión, como es habitual en el análisis input-output la consideramos como componente de la «demanda final». Sin embargo, puede argumentarse que una parte del capital fijo —la depreciación— es en realidad un input necesario para mantener la producción. Aquí, como en la mayoría de los trabajos input-output, dejamos de lado esta importante complicación.

te: la producción bruta, las transacciones intersectoriales y la demanda final de la economía:

$$x = \begin{bmatrix} x^1 \\ x^2 \end{bmatrix} ; \quad z = \begin{bmatrix} z^1 & s^1 \\ s^2 & z^2 \end{bmatrix} ; \quad y = \begin{bmatrix} h^1 + e^1 \\ h^2 + e^2 \end{bmatrix} \quad (3)$$

Adviértase que las transacciones intersectoriales internas de la región 1 se simbolizan con z^1 (matriz de transacciones intrarregionales); s^1 representa las transacciones de sectores de la región 1 a sectores de la región 2 (matriz de transacciones interregionales). Similarmente, h^1 y e^1 representan las demandas finales interior y externa respectivamente. La misma notación se utiliza para la región 2.

Multiplicando la matriz de transacciones intersectoriales z por la inversa de la matriz diagonal del vector x , obtenemos la matriz particionada de coeficientes de inputs directos:

$$A = Z(\hat{x})^{-1} = \begin{bmatrix} A^1 & M^1 \\ M^2 & A^2 \end{bmatrix} \quad (4)$$

donde A^1 y A^2 son las matrices (nxn) de coeficientes de inputs directos intrarregionales, M^1 es la matriz (nxn) de coeficientes de inputs directos interregionales procedentes de la región 1 hacia la región 2, y M^2 la matriz (nxn) de coeficientes de inputs directos interregionales procedentes de la región 2 hacia la región 1. Ahora introducimos un supuesto simplificador que evita complicaciones a la hora de aplicar el modelo: dado que la región considerada supone una pequeña parte del conjunto del mundo, los valores de M^2 serán normalmente muy pequeños y, por lo tanto, suponemos que son nulos; planteado desde otro punto de vista, consideramos como si todas las exportaciones de la región 1 se destinasen totalmente a la demanda final y no a ser utilizados como inputs intermedios.

Teniendo en cuenta lo anterior, la expresión (2) puede reescribirse como $x = Ax + y$, a partir de la cual obtenemos la solución del modelo input-output como $x = (I - A)^{-1}y$ donde I es la matriz identidad. En términos matriciales, tenemos:

$$\begin{bmatrix} x^1 \\ x^2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} (I - A^1) & 0 \\ -M^2 & (I - A^2) \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} h^1 + e^1 \\ h^2 + e^2 \end{bmatrix} \quad (5)$$

de dónde se obtienen las producciones brutas de las regiones 1 y 2 respectivamente:

$$x^1 = (I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1) \quad (6)$$

$$x^2 = (I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1) + (I - A^2)^{-1}(h^2 + e^2) \quad (7)$$

2.2. Emisiones totales «contenidas» en la producción bruta

Para determinar las responsabilidades en las emisiones, necesitamos estimar las emisiones asociadas a la producción bruta de cada región. Para ello definiremos el coeficiente de emisiones de cada región. Si consideramos k contaminantes, las emisiones atmosféricas generadas por los sectores de cada región pueden expresarse por la matriz B^r (kxn), cuyo elemento $\{b_{ij}\}$ representa la cantidad de contaminante i emitido por el sector j medido en unidades físicas. Para cada región podemos especificar la matriz de coeficientes de emisión V^r (kxn) tal que:

$$V^r = B^r(\hat{x}^r)^{-1} \quad (8)$$

donde cada elemento v_{ij} representa las emisiones de contaminante i emitidas por unidad de output del sector j .

Partiendo de la expresión (8) y recordando las (6) y (7), podemos determinar las emisiones generadas en cada región mediante los vectores (kx1) p^1 y p^2 tales que:

$$p^1 = V^1(I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1) \quad (9)$$

$$p^2 = [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1)] + [V^2(I - A^2)^{-1}(h^2 + e^2)] \quad (10)$$

La expresión (9) representa las emisiones totales (directas e indirectas) generadas en la región 1 y que son requeridas para satisfacer tanto la demanda final interior de la región 1 como la demanda exterior de la región 2. La expresión (10) además incluye las emisiones generadas en la región 2 al producir los inputs que la región 1 necesita para producir su demanda final total, es decir, interna y externa.

2.3. Responsabilidades desde diferentes perspectivas y «balanza comercial de emisiones»

Las expresiones (9) y (10) son esenciales para definir las responsabilidades de lo que se ha llamado perspectivas «del productor» y «del consumidor» así como para estimar la «balanza comercial de emisiones».

Desde el punto del productor, la región 1 sería responsable de las emisiones generadas en su territorio con independencia de dónde se utilicen los productos, dentro o fuera de la región:

$$rp^1 = V^1(I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1) \quad (11)$$

Por otro lado, desde el punto de vista del consumidor, la región 1 sería responsable de todas las emisiones causadas por su demanda interior independientemente de dónde se generen. En este caso, el vector rc^1 debe incluir no solo las emisiones asociadas con la demanda final de la región 1 producidas en la región 1 ($V^1(I - A^1)^{-1}h^1$) y en la región 2 ($V^2(I - A^2)^{-1}e^2$), sino también las provocadas por los inputs importados requeridos para producir h^1 ($V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}h^1$). Por tanto, tenemos:

$$rc^1 = [V^1(I - A^1)^{-1}h^1] + [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}h^1] + [V^2(I - A^2)^{-1}e^2] \quad (12)$$

Al comparar las emisiones generadas en la región 1 con las requeridas para el «consumo» (o mejor dicho, la demanda final interior) de la región 1 podemos definir el balance en la responsabilidad de emisiones (reb^1) como la diferencia entre los vectores de emisiones según la «responsabilidad del productor» y según la «responsabilidad del consumidor»:

$$reb^1 = [V^1(I - A^1)^{-1}e^1] - [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}h^1] - [V^2(I - A^2)^{-1}e^2] \quad (13)$$

Lógicamente, las emisiones generadas y «consumidas» dentro de la región, es decir $V^1(I - A^1)^{-1}h^1$, no aparecen en este balance.

Cuando lo que hacemos es comparar las emisiones «contenidas» en el comercio internacional de una región, debemos comparar las emisiones «contenidas» en las exportaciones con las «contenidas» en las importaciones.

Por un lado, las emisiones «contenidas» en las exportaciones de la región 1, pe^1 , son las generadas dentro de la región 1 para satisfacer la demanda externa más las generadas en la región 2 para producir los inputs importados que la región 1 necesita para producir los bienes exportados. Este último componente son emisiones importadas que luego son «reexportadas»:

$$pe^1 = [V^1(I - A^1)^{-1}e^1] + [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}e^1] \quad (14)$$

Por otro lado, las emisiones «contenidas» en las importaciones de la región 1, pi^1 , deben incluir todas las emisiones «contenidas» en las importaciones tanto las que se utilizan como inputs como las que se destinan a demanda final:

$$pi^1 = [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}(h^1 + e^1)] + [V^2(I - A^2)^{-1}e^2] \quad (15)$$

Una vez definidos los vectores pe^1 y pi^1 (kx1) podemos definir la «balanza comercial de emisiones» teb^1 (kx1) como el vector diferencia:

$$teb^1 = [V^1(I - A^1)^{-1}e^1] - [V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}h^1] - [V^2(I - A^2)^{-1}e^2] \quad (16)$$

Adviértase que la expresión (16) no considera las emisiones importadas que luego serán exportadas, es decir, $V^2(I - A^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}e^1$.

Aunque reb^1 y teb^1 se han deducido de forma diferente, finalmente tienen la misma expresión y, por tanto, pueden ser interpretadas de la misma forma. Si estas expresiones tienen un signo positivo, ello implica que las emisiones contenidas en las exportaciones son mayores que las «contenidas» en las importaciones por lo que la región es un «importador neto» de emisiones. En otras palabras, puede argumentarse que los datos oficiales sobre emisiones generadas por la producción «exageran» la responsabilidad efectiva en las emisiones. Por el contrario, si el signo es negativo, entonces la región es un «exportador neto» de emisiones y las cifras oficiales infravaloran la responsabilidad de la región en las emisiones.

Una simplificación del modelo

El modelo presentado anteriormente considera que cada región tiene su propia tecnología y coeficientes de contaminación. Sin embargo, teniendo en cuenta los datos de que disponemos, adoptaremos el supuesto —irrealista pero habitual en muchos trabajos— de que ambas regiones tienen las mismas tecnologías y los mismos coeficientes de contaminación. Asumimos, por

tanto, que $A^2 = A^1 + M^2$ y $V^2 = V^1$. Asumir que el resto del mundo produce todos los bienes y servicios aplicando las mismas «recetas» que aplica España comporta que lo que en realidad estamos estimando no es tanto cuanta contaminación se genera fuera de España al producir las mercancías que efectivamente se dejan de producir en el territorio, sino más bien la cantidad de emisiones que España deja de emitir gracias a sus importaciones.

Las expresiones (13) y (16) para la región 1 pueden, así, escribirse como:

$$reb^1 = teb^1 = [V^1(I - A^1)^{-1}e^1] - [V^1(I - A^1 - M^2)^{-1}M^2(I - A^1)^{-1}h^1] - [V^1(I - A^1 - M^2)^{-1}e^2] \quad (17)$$

3. BASE Y PREPARACIÓN DE LOS DATOS

La principal base de datos de este artículo es el sistema español de cuentas *National Accounting Matrix including Environmental Accounts* (NAMEA) correspondiente a los años 1995 y 2000 preparado por el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2005; INE, 2006).³ Para aplicar el modelo antes presentado, ha sido necesario llevar a cabo alguna preparación de los datos.

A principios de los noventa, *Statistics Netherlands* (CBS) desarrolló el sistema NAMEA, que fue adoptado por el proyecto de Eurostat sobre cuentas ambientales para los países de la Unión Europea (Keuning, Van Dalen y De Haan, 1999). En este sistema, la información ambiental se organiza de una forma consistente con la forma en que las actividades económicas están recogidas

³ En el curso de realización de este trabajo el INE actualizó los datos para 1995 y 2000 partiendo de una nueva base referente al año 2000 (<http://www.ine.es>).

en la Contabilidad Nacional. Así, el núcleo del sistema —la matriz de cuentas nacionales— puede extenderse con datos ambientales (normalmente expresados en unidades físicas) como las emisiones atmosféricas.

El sistema español NAMEA no proporciona tablas simétricas sino lo que se conoce como tablas de origen y destino (*supply and use tables*). La tabla de origen muestra las unidades económicas que ofrecen bienes y servicios, mientras que la tabla de destino ofrece información sobre las unidades que los utilizan. Ambas tablas se caracterizan por ser tablas producto-sector, clasificando los primeros según la CNPA y los segundos según la CNAE. Concretamente, para los años 1995 y 2000 la matriz de contabilidad nacional se compila en precios básicos y considera 110 productos CNPA y 72 sectores CNAE, además de diferentes categorías de demanda final. Por otro lado, las cuentas de emisiones atmosféricas dan información sobre las emisiones directas producidas por 46 sectores CNAE además de las correspondientes a los hogares. Las primeras son las emisiones asociadas con la producción de bienes y servicios (incluyendo, por ejemplo, las emisiones para generar electricidad y las del transporte público y empresarial), mientras que las segundas son las asociadas directamente con el transporte privado, calefacción doméstica y otros usos residenciales.⁴ Aun-

que la información proporcionada incluye también otros gases aquí nos hemos limitado, como ya hemos señalado, a los gases regulados por el protocolo de Kioto: CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC y PFC. Los resultados los presentaremos gas a gas y también agregadamente en términos de toneladas de CO₂ equivalente, que es la unidad de referencia en los compromisos internacionales de limitación de estos gases.⁵

El hecho de que el sistema español NAMEA se estructure según las tablas de origen y destino implica que las emisiones son asignadas a sectores heterogéneos. Esto tiene importantes consecuencias para la interpretación de la información. Por ejemplo, las emisiones asociadas con la producción de electricidad como actividad secundaria de un sector particular se asignan a dicho sector clasificado según su actividad principal y no a la actividad CNAE 40.1 («Producción y distribución de electricidad»). Lo mismo ocurre en el caso de las emisiones del transporte realizado por empresas de otros sectores que también llevan a cabo dicha actividad.

Además, según los principios del NAMEA y de las cuentas nacionales, las emisiones atmosféricas asociadas a la incineración y gestión de residuos en los vertederos (principalmente CO₂ y, sobre todo, CH₄) se asignan al sector CNAE 90 («Saneamiento público»). En este trabajo,

⁴ Los datos NAMEA sobre contaminación atmosférica no coinciden exactamente con los de otras fuentes. Una de las razones es que el NAMEA recoge las emisiones generadas por las actividades económicas que realizan los residentes en el territorio económico, mientras que los inventarios nacionales de emisiones se refieren a todas las emisiones que se generan en el territorio nacional. En consecuencia, para obtener los resultados de los inventarios nacionales a partir de las emisiones del NAMEA se debería, por un lado, sumar las emisiones de los no-residentes realizadas en España y restar las de los residentes realizadas fuera de España y, por otro lado, sumar las emisiones generadas

por agentes no económicos y restar las emisiones captadas por la naturaleza (e.g. la absorción de CO₂ por parte de los bosques).

⁵ Los factores de conversión, que tienen en cuenta el potencial de calentamiento global y han sido establecidos por el IPCC son: 1 para el CO₂, 21 para el CH₄, 310 para el N₂O, 23.900 para el SF₆, mientras que para el grupo de los PFC, los valores oscilan entre 6.500 y 9.200 dependiendo del gas específico y para el grupo de los HFC varían entre 140 y 11.700 (Ministerio de Medio Ambiente, 2007).

siguiendo la experiencia del sistema NAMEA holandés (Keuning, Van Dalen y De Haan, 1999), distinguimos, además de las emisiones de los sectores económicos y de los hogares, «otras fuentes» para incluir en esta categoría todas las emisiones de CH_4 relacionadas con la gestión de residuos.⁶ Nuestro trabajo se centra en comparar según diferentes perspectivas de responsabilidad las emisiones de los «sectores», ya que en las de los «hogares» y «otras fuentes» (metano del sector gestión de residuos) no procede la diferencia entre responsabilidad del «consumidor» y del «productor».

A efectos analíticos y, en particular, para calcular efectos indirectos, lo más apropiado es utilizar tablas input-output simétricas las cuales, como hemos señalado, no son proporcionadas en el sistema español NAMEA lo que implica realizar una serie de transformaciones. La matriz simétrica debe representar un tipo de bienes o servicios homogéneos; sin embargo, la información de que disponemos tanto económica como ambiental corresponde a sectores heterogéneos, es decir, que incluyen productos «secundarios». Para obtener una tabla simétrica los inputs intermedios y las emisiones correspondientes a los productos secundarios deberían ser asignados a los sectores de los cuales son productos principales. Para llevar a cabo esta transformación y obtener las matrices A y V^r hemos aplicado la llamada «hipótesis de la tecnología de la industria» según la cual se supo-

ne que todos los productos de un sector —principal y secundarios— son producidos con la misma tecnología.⁷ Dado el nivel de desagregación de las cuentas ambientales, las tablas simétricas estimadas hacen referencia a 46 sectores.

4. RESULTADOS EMPÍRICOS

Seguidamente presentamos los resultados para España. Como hemos señalado, hemos computado el modelo para dos años, 1995 y 2000 y para seis contaminantes de efecto invernadero, con el supuesto restrictivo de que los patrones tecnológicos y contaminantes del resto del mundo son los mismos que los de España. Como ya hemos señalado, dado el objetivo del artículo de la información que ofrece el NAMEA nosotros nos limitamos a las emisiones de los diferentes sectores (excluido el de gestión de residuos) obviando las emisiones directas de los hogares en las se incluye el transporte privado.

4.1. Principales resultados

Los cuadros n.º 1 y n.º 2 ilustran para ambos años el potencial de la perspectiva input-output y, en particular, del modelo aquí utilizado. Los cuadros muestran para 1995 y 2000 las emisiones totales que arrastra cada componente de la demanda del modelo, es decir, la demanda final interior y externa. Muestran las emisiones generadas dentro de las propias fronteras pero también las generadas fuera diferenciando, en el primer caso, las que son para producir bienes demandados interiormente o para exportación, y, en el segundo caso,

⁶ En el NAMEA español, las emisiones del sector CNAE 90 están agregadas con las del CNAE 91 («Actividades asociativas»), 92 («Actividades recreativas, culturales y deportivas») y 93 («Actividades diversas de servicios personales») bajo el título «Otras actividades sociales y servicios». Dado que no disponemos de datos más desagregados, todas las emisiones de CH_4 se asignan a la categoría «otras fuentes».

⁷ Para un análisis detallado, ver Miller y Blair (1985).

Quadro n.º 1
Resultados del modelo. España, 1995

Unidades: miles de toneladas y %

	Emisiones «contenidas» en producción interior (NAMEA ^a)			Emisiones «contenidas» en importaciones				Emisiones totales
	Demanda final interior	Demanda exterior	Emisiones interiores totales	Inputs para demanda final interior	Inputs para demanda exterior	Demanda final de producción importada	Total de emisiones importadas	
	h^d (1)	E (2)	p^d (%) (1+2)/6	h^d (3)	e (4)	h^m (5)	p^m (%) (3+4+5)/6	
CO ₂	152.037,42	51.666,58	68,50	45.322,86	23.776,46	24.563,49	31,50	297.366,81
CH ₄	806,62	305,36	70,09	241,16	68,93	164,43	29,91	1.586,49
N ₂ O	48,96	19,10	69,24	14,82	5,54	9,87	30,76	98,29
SF ₆	0,0022	0,0018	51,14	0,0015	0,0009	0,0013	48,86	0,0077
HFC	0,2319	0,1645	49,89	0,1993	0,1128	0,0861	50,11	0,7946
PFC	0,0479	0,0697	45,84	0,0587	0,0448	0,0354	54,16	0,2565
Total en emisiones de CO₂ equivalente	186.108,19	65.630,27	68,32	56.771,21	28.031,09	31.933,56	31,68	368.474,33

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos NAMEA 1995. No incluimos en ningún cálculo ni las emisiones de los hogares (incluido el transporte privado) ni las de metano del sector de la gestión de residuos.

^a Los datos del NAMEA son los oficiales dados por el INE y solo consideran las emisiones generadas por los residentes dentro del territorio español.

Quadro n.º 2
Resultados del modelo. España, 2000

Unidades: miles de toneladas y %

	Emisiones «contenidas» en producción interior (NAMEA ^a)			Emisiones «contenidas» en importaciones				Total emisiones
	Demanda final interior	Demanda exterior	Emisiones interiores totales	Inputs para demanda final interior	Inputs para demanda exterior	Demanda final de producción importada	Total de emisiones importadas	
	h^d (1)	E (2)	p^d (%) (1+2)/6	h^d (3)	e (4)	h^m (5)	p^m (%) (3+4+5)/6	
CO ₂	166.432,00	72.200,00	59,74	67.976,76	48.423,29	44.394,63	40,26	399.426,67
CH ₄	813,02	438,36	67,91	254,54	109,82	226,96	32,09	1.842,69
N ₂ O	51,59	27,59	66,58	16,42	8,62	14,71	33,42	118,92
SF ₆	0,0041	0,0047	43,71	0,0038	0,0030	0,0046	56,29	0,0202
HFC	0,4334	0,3974	46,75	0,3728	0,2929	0,2806	53,25	1,7770
PFC	0,0186	0,0356	37,43	0,0314	0,0322	0,0271	62,57	0,1448
Total en emisiones de CO₂ equivalente	202.672,91	93.018,55	60,52	81.252,07	55.683,65	55.924,62	39,48	488.551,80

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos NAMEA 2000. No incluimos en ningún cálculo ni las emisiones de los hogares (incluido el transporte privado) ni las de metano del sector de la gestión de residuos.

^a Los datos del NAMEA son los oficiales dados por el INE y solo consideran las emisiones generadas por los residentes dentro del territorio español.

si las emisiones son para producir inputs utilizados para abastecer uno u otro tipo de demanda o bien para producir bienes finales importados por España. Por supuesto puede decirse que en estos cuadros hay «doble contabilidad», en el sentido de que incluyen las emisiones para abastecer las importaciones, pero no excluyen las asociadas a las exportaciones. Sin embargo, los resultados son relevantes para evidenciar la importancia —para la responsabilidad sobre las emisiones— de los intercambios comerciales internacionales y para poder obtener los cálculos posteriores. El peso estimado de las emisiones asociadas a las importaciones respecto a las totales (sin excluir las de las asociadas a las exportaciones) del total de gases de efecto invernadero era en 1995 de más del 30% y en 2000 aún mayor: prácticamente del 40%⁸.

4.2. Balance de responsabilidades

El cuadro n.º 3 expresa para 1995 y 2000 los cálculos de lo que —siguiendo el lenguaje habitual— hemos denominado la perspectiva de la «responsabilidad del productor» y la más relevante de la «responsabilidad del consumidor». Para todos los gases y para ambos años obtenemos que el segundo cálculo es mayor que el primero; en otras palabras, la «auténtica» responsabilidad de España en las emisiones totales es mayor que la que podría esperarse si nos fijamos en las estadísticas oficiales que olvidan el papel de los intercambios internacionales.

El cuadro n.º 4 nos da los cálculos relevantes para ver si las estadísticas oficiales

infravaloran o exageran los «cambios» en las emisiones que son responsabilidad de la demanda interior española entre 1995 y 2000. Por los datos de las dos primeras columnas vemos que en términos relativos no sólo hay una significativa infravaloración de la «auténtica» responsabilidad en las emisiones de determinados gases sino que está infravaloración aumenta: es el caso del dióxido de carbono (CO_2) y de los tres gases «sintéticos» (SF_6 , HFC y PFC); en cambio, para el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) la diferencia se reduce en términos relativos. Consecuencia directa de ello es que para los primeros se infravalora su aumento (o exagera su disminución en el caso de los PFC), mientras que para los dos últimos el aumento según la «responsabilidad del consumidor» sí es inferior al que nos da la «responsabilidad del productor». Globalmente, si agregamos los seis gases, el resultado es lógicamente muy próximo al del CO_2 , hoy por hoy el principal gas de efecto invernadero: si atendemos a las estadísticas de emisiones, éstas habrían aumentado un 17,5% mientras que incorporando los efectos del comercio internacional el aumento sería mayor, un 23,7%.

Como ya hemos explicado —y demostrado matemáticamente— el mismo resultado numérico que hemos presentado en el cuadro n.º 3 puede obtenerse aplicando un enfoque diferente. Se trata de comparar exportaciones con importaciones no desde el punto de vista monetario sino desde el punto de vista de las emisiones asociadas. Es lo que hemos denominado «balanza comercial de emisiones» (ver cuadro n.º 5). Como vemos, y ya sabíamos por los resultados anteriores, la balanza es negativa en ambos años y para todos los gases, por lo que podemos definir a España como «exportador neto» de gases de efecto invernadero. Además, dicho

⁸ Resultados similares se computan en Sánchez-Chóliz y Duarte (2004) también para España si bien en su trabajo sólo presentan información para 1995 y sólo para el CO_2 .

Quadro n.º 3

Responsabilidad según diferentes perspectivas. España, 1995 y 2000

Unidades: miles de toneladas

	1995			2000		
	Responsabilidad del productor	Responsabilidad del consumidor	Balance de responsabilidades	Responsabilidad del productor	Responsabilidad del consumidor	Balance de responsabilidades
	(1)	(2)	(3) = (1-2)	(4)	(5)	(6) = (4-5)
CO ₂	203.704,00	221.923,76	-18.219,76	238.632,00	278.803,39	-40.171,39
CH ₄	1.111,98	1.212,20	-100,22	1.251,37	1.294,52	-43,15
N ₂ O	68,06	73,65	-5,60	79,18	82,71	-3,53
SF ₆	0,0039	0,0050	-0,0011	0,0089	0,0125	-0,0037
HFC	0,3964	0,5173	-0,1209	0,8308	1,0867	-0,2560
PFC	0,1176	0,1421	-0,0245	0,0542	0,0770	-0,0228
Total en emisiones de CO₂ equivalente	251.738,47	274.812,97	-23.074,50	295.691,46	339.849,60	-44.158,14

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos NAMEA 1995 y 2000. No incluimos en ningún cálculo ni las emisiones de los hogares (incluido el transporte privado) ni las de metano del sector de la gestión de residuos.

Cuadro n.º 4

Indicadores de responsabilidad y de variación de emisiones según diferentes perspectivas. España, 1995 y 2000

	Relación entre emisiones según «responsabilidad del consumidor» y según «responsabilidad del productor» (x 100)		Variación 1995-2000 en % según diferentes perspectivas	
	1995	2000	Responsabilidad del productor	Responsabilidad del consumidor
CO ₂	108,9	116,8	17,15	25,63
CH ₄	109,0	103,4	12,54	6,79
N ₂ O	108,2	104,5	16,34	12,30
SF ₆	128,2	140,4	128,21	150,00
HFC	130,5	130,8	109,59	110,07
PFC	120,8	142,1	-53,91	-45,81
Total en emisiones de CO₂ equivalente	109,2	114,9	17,46	23,67

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos NAMEA 1995 y 2000. No incluimos en ningún cálculo ni las emisiones de los hogares (incluido el transporte privado) ni las de metano del sector de la gestión de residuos.

Cuadro n.º 5
**Balanza comercial de emisiones.
España, 1995 y 2000**

Unidades: miles de toneladas y %

	1995			2000		
	Emisiones «contenidas» en exportaciones	Emisiones «contenidas» en importaciones	Balanza comercial de emisiones	Emisiones «contenidas» en exportaciones	Emisiones «contenidas» en importaciones	Balanza comercial de emisiones
CO ₂	75.443,04	93.662,81	-18.219,76	120.623,29	160.794,67	-40.171,39
CH ₄	374,29	474,51	-100,22	548,17	591,32	-43,15
N ₂ O	24,63	30,23	-5,60	36,21	39,74	-3,53
SF ₆	0,0026	0,0037	-0,0011	0,0077	0,0114	-0,0037
HFC	0,2773	0,3982	-0,1209	0,6903	0,9463	-0,2560
PFC	0,1145	0,1389	-0,0245	0,0678	0,0906	-0,0228
Total en emisiones de CO₂ equivalente	93.661,36	116.735,86	-23.074,50	148.702,21	192.860,34	-44.158,14
						91,37

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos NAMEA 1995 y 2000.

carácter exportador de emisiones se ha acentuado para diversos gases de efecto invernadero. Agregadamente el desequilibrio medido en toneladas de CO₂ equivalente casi se ha duplicado entre 1995 y 2000. Los factores que pueden explicar la magnitud del carácter «exportador neto» de emisiones son, por un lado, el desequilibrio (monetario) comercial global de la economía española y, por otro lado, podría jugar un papel importante la diferente composición sectorial de importaciones y exportaciones. Sin embargo, para ver el papel de estos factores se requeriría un análisis más desagregado.

5. CONCLUSIONES

En este artículo se ha analizado la responsabilidad por las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC y PFC) generadas por la demanda interior española en 1995 y 2000 teniendo en cuenta las emisiones «contenidas» en exportaciones e importaciones. Para ello hemos utilizado un modelo input-output multirregional ampliado con datos sobre emisiones atmosféricas. Dada la limitación de datos hemos asumido que las tecnologías utilizadas

en el «resto del mundo» son las mismas que las que se utilizan en España. Aplicando los conceptos de responsabilidad del productor y del consumidor definimos el concepto de balance de responsabilidades en las emisiones; además, el mismo resultado puede obtenerse a partir de la estimación de las emisiones asociadas a las exportaciones y a las importaciones, es decir, de la «balanza comercial de emisiones».

El resultado es que para ambos años y para todos los gases considerados, la responsabilidad española desde la perspectiva del «consumidor» es superior a la que se obtiene desde la perspectiva del «productor» (mediante la cual se elaboran las estadísticas oficiales y se asumen compromisos internacionales). En otras palabras, España es, según estas estimaciones, un «exportador neto» de emisiones. Por lo que se refiere a los cambios entre 1995 y 2000 podemos concluir que la perspectiva de la «responsabilidad del consumidor» da mayores aumentos que los datos oficiales, basados en la perspectiva de «responsabilidad del productor», para algunos gases y para el agregado de ellos medidos en toneladas de CO₂ equivalente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMAD, N. Y WYCKOFF, A. (2003): «Carbon dioxide emissions embodied in international trade of goods». *OECD Science, Technology and Industry Working Papers*, vol. 2003/15. OECD Publishing.
- ARROW, K.; BOLING, B.; COSTANZA, R.; DASGUPTA, P.; FOLKE, C.; HOLLING, S.; JANSSON, B. O.; LEVIN, S.; MÄLER, K.-G.; PERRINGS, C. Y PIMENTEL, D. (1995): «Economic Growth, carrying Capacity and the Environment», *Science*, 268: 520-521.
- DALY, H. E. (1968): «On economics as a Life Science», *Journal of Political Economy*, 76(3): 392-406.
- DIETZENBACHER, E.; Y MUKHOPADHYAY, K. (2007): «An Empirical Examination of the Pollution Haven Hypothesis for India: Towards a Green Leontief Paradox?», *Environmental & Resource Economics*, 36: 427-449.
- EKINS, P., FOLKE, C Y COSTANZA, R. (1994): «Trade, environment and development: the issues in perspective» *Ecological Economics*, 9(1): 1-12.
- INE (2005): *Contabilidad Nacional de España. Marco Input-Output. Base 1995. Serie 1995-2000*. Madrid: Instituto Nacional de Estadística (disponible en www.ine.es).
- (2006): *Cuentas satélites sobre emisiones atmosféricas. Base 1995. Serie 1995-2000*. Madrid: Instituto Nacional de Estadística (disponible en www.ine.es).
- ISARD, W.; BASSET, K.; CHOGUILL, C.; FURTADO, J.; IZUMITA, R.; KISSIN, J.; ROMANOFF, E.; SEYFARTH, R.; Y TATLOCK, R. (1968): «On the linkage of socio-economic and ecologies systems», *Papers of the Regional Science Association*, XXI: 79-99.
- JAYADEVAPPA, R. Y CHHATRE, S. (2000): «International Trade and Environmental Quality: a Survey», *Ecological Economics*, 32: 175-194.
- KEUNING, S. J.; VAN DALEN, J. Y DE HAAN, M. (1999): «The Netherlands' NAMEA; presentation, usage and future extensions», *Structural Change and Economic Dynamics*, 10(1): 15-37.
- KONDO, Y.; MORIGUCHI, Y. Y SHIMIZU, H. (1998): «CO₂ Emissions in Japan: Influences of Imports and Exports», *Applied Energy*, 59(2-3): 163-174.
- LENZEN, M.; PADE, L. Y MUNKSGAARD, J. (2004): «CO₂ Multipliers in Multi-region Input-Output Models», *Economic Systems Research*, 16(4): 391-412.
- LEONTIEF, W. (1936): «Quantitative Input and Output Relations in the Economic System of the United States», *Review of Economics and Statistics*, 18(3): 105-125.
- (1937): «Interrelation of Prices, Output, Savings and Investment: A Study in Empirical Application of Economic Theory of General Interdependence», *Review of Economic Statistics*, 19(3): 109-132.
- (1953): «Domestic Production and Foreign Trade: The American Capital Position Re-Examined», *Proceedings of the American Philosophical Society*, 97(4): 332-349.
- (1970): «Environmental Repercussions and the Economic Structure – An Input-Output Approach», *The Review of Economics and Statistics*, 52(3): 262-271.
- MACHADO, G.; SCHAEFFER, R. Y WORRELL, E. (2001): «Energy and Carbon Embodied in the International Trade of Brazil: an Input-Output Approach», *Ecological Economics*, 39: 409-424.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2007): *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España. Serie 1990-2005 (sumario de resultados)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. 30 pp. (disponible en www.mma.es)
- MILLER, R. E. Y BLAIR, P. D. (1985): «Input-Output analysis: foundations and extensions». New Jersey: Prentice-Hall. 464 pp.
- MILLER, R. (1998): «Regional and interregional input-output analysis» en WALTER ISARD *et al.* (ed.) *Methods of interregional and regional analysis*, Aldershot: Ashgate Publishing Limited: 41-133.
- MONGELLI, G.; TASSIELLI, G. Y NOTARNICOLA, B. (2006): «Global warming agreements, internacional trade and energy/carbon embodiments: an input-output approach to the Italian case», *Energy Policy*, 34: 88-100.
- MUNKSGAARD, J. Y PEDERSEN, K. A. (2001): «CO₂ Accounts for Open Economies: Producer or Consumer Responsibility?», *Energy Policy*, 29:327-334.
- MURADIAN, R. (2004): «Economic Globalisation and the Environment», *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*, (disponible en http://www.ecoeco.org/pdf/globalisation_environment.pdf).
- MURADIAN, R. Y MARTÍNEZ-ALIER, J. (2001): «Trade and Environment: from a 'Southern' Perspective», *Ecological Economics*, 36: 281-297.
- NIJDAM, D.; WILTING, H. C.; GOEDKOOP, M. J. Y MADSEN, J. (2005): «Environmental load from Dutch private consumption: how much pollution is exported?», *Journal of Industrial Ecology*, 9(1-2): 147-168.
- PETERS, G. P. Y HERTWICH, E. G. (2004): «Production Factors and Pollution embodied in Trade: Theoretical Development», *Working Paper 5/2004, Industrial Ecology Programme*, Norwegian University of

- Science and Technology, Trondheim, Norway (disponible en <http://www.indecol.ntnu.no/>).
- PROOPS, J. L. R.; FABER, M. Y WAGENHALS, G. (1993): *Reducing CO₂ Emissions*, Berlin: Springer-Verlag.
- SÁNCHEZ-CHOLIZ, J. Y DUARTE, R. (2004): «CO₂ Emissions Embodied in International Trade: Evidence for Spain», *Energy Policy*, 32: 1999-2005.
- STEENGE, A. E. (1999): «Input-output theory and institutional aspects of environmental policy», *Structural Change and Economic Dynamics*, 10: 161-176.
- STERN, D. I.; COMMON, M. S. Y BARBIER, E. B. (1996): «Economic Growth, Trade and the Environment: Implications for the Environmental Kuznets Curve», *World Development*, 24: 1151-1160.
- TUNÇ, G. I.; TÜRÜK-AŞIK, S. Y AKBOSTANCI, E. (2007): «CO₂ emissions vs. CO₂ responsibility: An input-output approach for the Turkish economy», *Energy Policy*, 35: 855-868.

De los consumos finales de energía a los requerimientos de energía primaria y las emisiones de CO₂. Aproximación a partir de los balances de energía. Aplicación a Cataluña, 1990-2005

Este artículo analiza la evolución de los usos de energía primaria y las emisiones de CO₂ resultantes en Cataluña durante 1990-2005. Se presenta un método que permite —a partir de los balances energéticos— «traducir» los consumos finales de energía en requerimientos de energía primaria. Se comparan los resultados de 2003-2005 con los de 1990-1992. Los cambios más relevantes son la disminución en la energía primaria necesaria para obtener una unidad de electricidad y el cambio en su composición media por fuentes de energía primaria. Los cambios en las necesidades de energía primaria se descomponen en tres efectos: cambios en el nivel de consumo final de los diferentes sectores («efecto actividad»), entre diferentes tipos de energías finales («efecto sustitución») y cambios en las necesidades de energía primaria para disponer de las energías finales («efecto transformación»). Posteriormente, el trabajo traduce los requerimientos de energía primaria en las emisiones correspondientes y analiza su evolución mediante la descomposición factorial antes descrita.

Artikulu honetan Katalunian 1990-2005 artean energia primarioaren erabilerak izandako bilakaera eta horren ondoriozko CO₂ isurketak aztertzen dira. Balantze energetikoak kontuan izanda, energia-kontsumoaren azken emaitzak energia primarioen eskakizun «bihurtzeko» aukera eskaintzen du. Metodo honen arabera, dena delako sektore edo jarduerak azkenean izandako energia-kontsumoa azertu, eta horrek zenbat energia primario kontsumitzea dakarren kalkulatzan da, eta baita konposizioa zein den ere. 2003-2005 arteko emaitzak 1990-1992 artekoekin erkatu dira. Antzemandako aldaketarik nabarmenenak hauek dira: elektrizitate-unitate bat lortzeko behar den energia primarioaren kopuruak behera egin izana, eta energia primarioen iturrietan izandako aldaketak. Horrekin batera, energia primarioen beharrianak aldatu egin dira, eta horrek hiru arlotan ditu ondorioak: sektoreen azken kontsumoaren mailan («jarduera-efektua»), azken energiaren motetan («ordezkapen-efektua»), eta behar beste azken energia izateko behar den energia primarioaren premietan («eraldaketa-efektua»). Horren ostean, energia primarioaren premiek zenbateko isurketak izango dituzten aztertzen du azterlanak, eta baita zer nolako bilakaera izango duten ere, lehen deskribaturiko banaketa faktorialaren arabera.

This paper analyzes the evolution of the uses of primary energy and the resulting CO₂ emissions in Catalonia during 1990-2005. We present a method that allows – from the energy balances – to «translate» final consumption of energy into primary energy requirements. This technique estimates the quantity of primary energy (and its composition) that pulls a given level of final energy consumption of the different sectors or activities. We compare the results for 2003-2005 with the ones for 1990-1992. The most relevant changes are the reduction in the primary energy required for obtaining a unit of electricity and the change in its average composition by primary energy sources. We decompose the changes in primary energy into three effects: the change in the level of final consumption of the different sectors (“energy final consumption”) and the changes between different types of final energies (“substitution effect”) and the changes in the needs of primary energy for obtaining final energies (“transformation effect”). Finally, the paper translates the primary energy requirements into the corresponding emissions and analyzes their evolution by means of the factorial decomposition abovementioned.

ÍNDICE

1. Introducción: objetivo y base de datos
 2. Evolución de los consumos finales de energía (1990-2005)
 3. De los consumos finales de energía a los requerimientos de energía primaria
 4. Los factores explicativos de los cambios en los requerimientos de energía primaria asociados al consumo final
 5. Evolución de las emisiones de CO₂ vinculadas al consumo final de energía
 6. Conclusiones
- Referencias bibliográficas
Anexos

Palabras clave: balances de energía, emisiones de CO₂, energía primaria, uso y consumo de energía.

Keywords: energy balances, greenhouse gases; primary energy, use and energy consumption.

N.º de clasificación JEL: Q40, Q53, Q56.

1. INTRODUCCIÓN: OBJETIVO Y BASE DE DATOS

La perspectiva de este trabajo es analizar las tendencias en los consumos finales de energía en Cataluña durante el periodo 1990-2005 y ver sus implicaciones en requerimientos de energía primaria y emisio-

nes de CO₂. Para ello utilizamos un método de análisis de los datos de consumos finales de energía que permite estimar la cantidad de energía primaria que *arrastra* un determinado nivel de consumo de energía final usada por los diferentes sectores o actividades.

La base de datos utilizada es la de los balances energéticos de Cataluña, facilitados para el periodo 1990-2005 por el Instituto Catalán de la Energía (ICAEN)¹. Las

* Agradecemos al ICAEN, y especialmente a Joan Esteve y Albert Casanovas toda la ayuda suministrada. Una versión preliminar de este artículo ha sido presentada como documento de trabajo del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad Autónoma de Barcelona. Investigación hecha en el marco del proyecto AMEEC (Análisis del Metabolismo Energético de la Economía Catalana), promovido por el Consejo Asesor para el Desarrollo Sostenible (CADS) con financiación del Instituto de Estudios Catalanes (IEC). Los autores agradecen el apoyo de los proyectos SEJ2006-04444/ECON (Ministerio de Educación y Ciencia), 2005SGR-177 y XREPP (Dirección General de Recerca) y SEJ2006-15219/ECOM (Ministerio de Educación y Ciencia).

¹ Los datos de 2004 y 2005 son avances que pueden experimentar variaciones cuando se consideren definitivos. Hay algún pequeño problema en la continuidad de la serie temporal de datos, pero afecta a fuentes energéticas con muy poco peso relativo y apenas altera los resultados globales. Los principales déficit son que hay un salto en la información sobre el uso de biomasa que parece muy incompleta hasta el año 1997 y que para los años anteriores a 1996 no hay información sobre «residuos no renovables».

fuentes de energía primaria consideradas en estos balances son las siguientes.

En primer lugar, los tres combustibles fósiles: carbón², petróleo y gas natural. Por otro lado, tenemos también como fuentes primarias diferentes formas de obtener electricidad, como son la energía nuclear, la hidroelectricidad, la eólica y la solar fotovoltaica; tal y como hace la Agencia Internacional de la Energía, la energía nuclear se contabiliza por el calor generado en las centrales nucleares, mientras que en los otros casos se contabiliza como energía primaria sólo el valor energético de la electricidad efectivamente generada³. En tercer lugar, tenemos la captación de calor a partir de la energía solar («solar térmica»). En cuarto lugar, se contabilizan también como fuentes primarias diversos aprovechamientos energéticos —a veces en forma de electricidad y a veces en formas de calor— principalmente de flujos residuales que el ICAEN clasifica como: «biomasa» (forestal y agrícola), «biogás» (aprovechado de los vertederos y también de lodos de depuradora, purines y residuos de la industria agroalimentaria), «residuos renovables» (las plantas de incineración de residuos sólidos urbanos) y «residuos no renovables» (hidrógeno y otros gases residuales de proceso, básicamente del sector químico, y otros residuos industriales).

En último lugar, tenemos los agrocarburos clasificados en bioetanol y biodiésel que incluyen por ejemplo el aprovecha-

miento de residuos —por ejemplo aceites vegetales utilizados— como los llamados «cultivos energéticos». Respecto a estos últimos, habría que hacer un par de precisiones. La primera, terminológica, es que la producción de alimentos también se puede calificar, obviamente, como cultivo energético⁴; pero dado que este trabajo estudia solo la energía «exosomática» (es decir, la controlada por los humanos pero consumida fuera de nuestro cuerpo), los únicos «cultivos energéticos» relevantes para este trabajo son aquellos que no están destinados a alimentar la población humana (es decir, excluye la energía «endosomática»). La segunda cuestión a destacar es que para obtener estos cultivos se produce un fuerte gasto energético que no está incluido en los balances energéticos ya que forma parte de otros sectores —como el agrario— por lo que la propia clasificación como fuente primaria —que mantenemos— puede llevar a confusión porque da la impresión de que se añade sin más a la oferta energética⁵.

La energía disponible también aumenta cuando se importan energías ya transformadas, como la electricidad o productos del petróleo ya refinados, hecho del cual también informan los balances energéticos. En un apartado posterior nos referiremos al tratamiento de estas importaciones.

Los balances de energía ponen de manifiesto las interrelaciones entre los sectores energéticos y también muestran el consu-

² Respecto al carbón, en los datos de los balances se distingue entre lignito y otros tipos de carbón. Nosotros los hemos considerado de forma agregada.

³ Esto es importante tenerlo en cuenta en el momento de valorar las cifras: una unidad de energía primaria de energía nuclear corresponde a una cantidad de electricidad mucho más pequeña —aproximadamente la tercera parte— que una unidad de hidroelectricidad.

⁴ Y, de hecho, el coste de oportunidad de los cultivos para «alimentar» coches puede ser efectivamente, dejar de cultivar alimentos para las personas.

⁵ Si hiciéramos todos los cálculos, la energía gastada para obtener energía en forma de agrocombustibles sería muy grande (hasta podría resultar, en algunos casos extremos, que la actividad —quizás viable gracias a subvenciones— consumiese más energía de la que se obtiene).

mo final de energía por parte de diferentes sectores o actividades. Las fuentes de consumo final consideradas son las mismas que antes, quitando el petróleo crudo, nuclear, hidráulica, fotovoltaica y añadiendo electricidad y derivados del petróleo.

Lamentablemente, la información sectorial del consumo final disponible es muy agregada, de forma que considera sólo cinco sectores o actividades: «Primario», «Industrial» (que incluye la construcción), «Servicios», «Transporte» y «Doméstico». De momento, no tenemos pues información desagregada en diferentes sectores industriales (que sería muy importante para situar las responsabilidades relativas de diferentes actividades y que, además, podría permitir un análisis input-output más completo). Tampoco tenemos estimaciones —y esto es muy difícil de resolver— sobre cómo el consumo energético en transporte se distribuye entre el «sector transporte» como sector productivo y el transporte privado particular, de forma que siempre tratamos al «transporte» como un todo⁶. Además de los cinco usos anteriores de la energía final, hay que añadir también la demanda de los «usos no energéticos» (especialmente derivados del petróleo utilizados como materia prima de la industria petroquímica) y del «saldo exportador energético» que en el primer caso no es propiamente una demanda energética (pero que también consideraremos) y en el segundo caso puede considerarse «responsabilidad» de los territorios importadores.

⁶ También hay que decir que, cuando hablamos de energía del transporte, nos referimos a una parte —la más importante, pero no la única— del ciclo total del transporte. En sentido más amplio, podríamos incluir —en una perspectiva de ciclo de vida— el gasto energético de producir coches, construir y mantener carreteras,... (véase Estevan, 2005).

Después de esta introducción, la estructura del trabajo es la siguiente. El apartado 2 describe brevemente la evolución de los consumos finales de energía en Cataluña entre 1990 y 2005. El apartado 3 presenta el método que hemos utilizado para estimar la energía primaria «arrastrada» por los consumos finales de energía. A continuación ilustra el modelo con los datos reales de Cataluña del año 2005 y describe los cambios en las necesidades de energía primaria ligadas a las diferentes formas de consumo final de energía a lo largo del periodo analizado. El apartado 4 presenta el modelo utilizado para analizar la contribución de diferentes factores a los cambios en el total de energía primaria —y en su composición— y aplica el modelo a Cataluña para el periodo considerado. El apartado 5 describe la evolución de las emisiones totales de CO₂ asociadas al uso de energía en Cataluña durante el mismo periodo 1990-2005 atribuyendo las responsabilidades a los diferentes sectores y analiza los cambios en las emisiones de CO₂ estudiando la contribución de diferentes factores explicativos, aplicando el mismo enfoque que para los requerimientos de energía primaria. Por último, el apartado 6 recoge unas breves conclusiones.

2. EVOLUCIÓN DE LOS CONSUMOS FINALES DE ENERGÍA (1990-2005)

Como ya hemos apuntado, un objetivo del trabajo es analizar cuánta energía primaria se requiere (y cuantas emisiones se generan) para proveer los diferentes consumos finales de energía de empresas, ciudadanos y administraciones públicas. Comenzaremos, no obstante, dando una perspectiva general sobre la evolución de estos consumos finales.

No consideraremos el uso del propio sector de la energía ya que éste tiene, desde nuestro punto de vista, un papel meramente de proveedor y transformador de las energías primarias en energías disponibles para su uso. Nos interesan las energías disponibles para su uso.

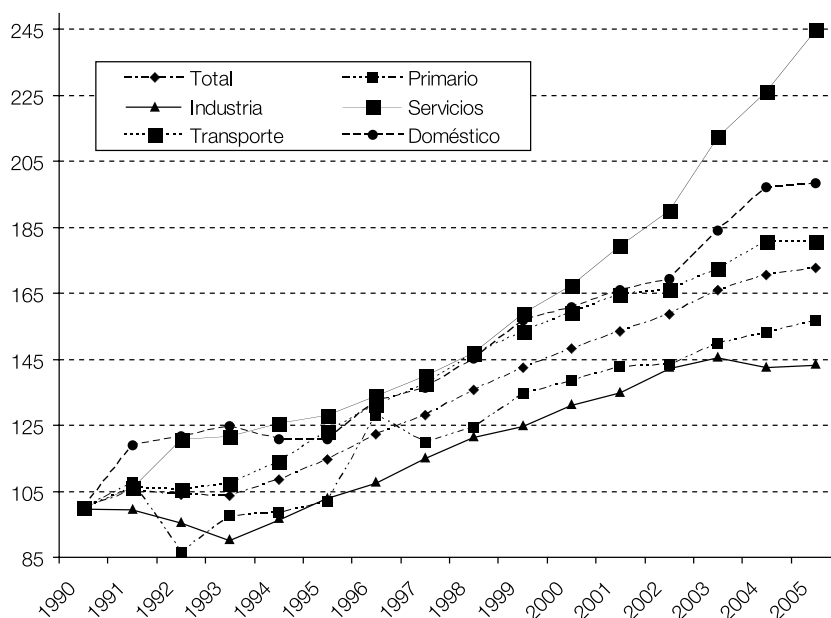
En el gráfico n.º 1 podemos ver cómo evoluciona el total del consumo final de energía y los cinco sectores en que podemos dividirlo, según los datos disponibles, expresado en números índice (base 1990=100).

En el gráfico n.º 1 podemos ver dos comportamientos muy diferenciados. Por un

lado, los sectores primario e industrial, para los cuales hay una cierta disminución en el consumo energético de los primeros años noventa, aunque en conjunto el aumento de consumo de energía es muy importante. Por otro lado, los servicios, el transporte y el consumo residencial, con un aumento del consumo de energía durante prácticamente todos los años y relativamente mucho más importante para el conjunto del periodo de dieciséis años analizado.

En el cuadro n.º 1 vemos el peso relativo sobre el consumo final de los cinco sectores considerados. Como en la mayor parte del

Gráfico n.º 1
Evolución de los consumos finales de energía total y por sectores.
Cataluña, 1990-2005
(Base 1990=100)



Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

Cuadro n.º 1

Consumos finales de energía por sectores. Cataluña, 1990-2005

(Valores absolutos, peso relativo y variación)

	Media 1990-1992		Media 2003-2005		Aumento en términos absolutos	% aumento sobre aumento total
	ktep	% sobre el total	Ktep	% sobre el total		
Primario	397,5	4,2	620,8	4,0	223,3	3,6
Industria	3.549,7	37,3	5.194,4	33,2	1.644,6	26,7
Servicios	858,3	9,0	1.795,9	11,5	937,7	15,2
Transporte	3.457,6	36,4	5.925,6	37,8	2.468,0	40,1
Doméstico	1.248,5	13,1	2.124,6	13,6	876,1	14,2
Total	9.511,6	100,0	15.661,3	100,0	6.149,7	100,0

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

resto del trabajo, se utilizan los valores medios de los tres años iniciales y de los tres finales para evitar oscilaciones muy coyunturales. Podemos ver cómo, desde el punto de vista del consumo final de energía, el transporte se ha convertido en la actividad más importante por encima de la industria. Al mismo tiempo, el transporte ha sido la actividad que, en términos absolutos, más ha aumentado en el consumo de energía.

En el gráfico n.º 2 aparece la comparación de la evolución del PIB catalán a precios constantes con la de los diferentes consumos finales de energía, ahora distinguiendo solo entre el total de los tres grandes sectores económicos (primario, industria y servicios excluido el transporte), el transporte (privado y comercial) y el doméstico. Podemos ver que, como tendencia, todos los consumos de energía superaron en crecimiento al PIB catalán, un hecho que explica la creciente intensidad energética de la economía catalana.

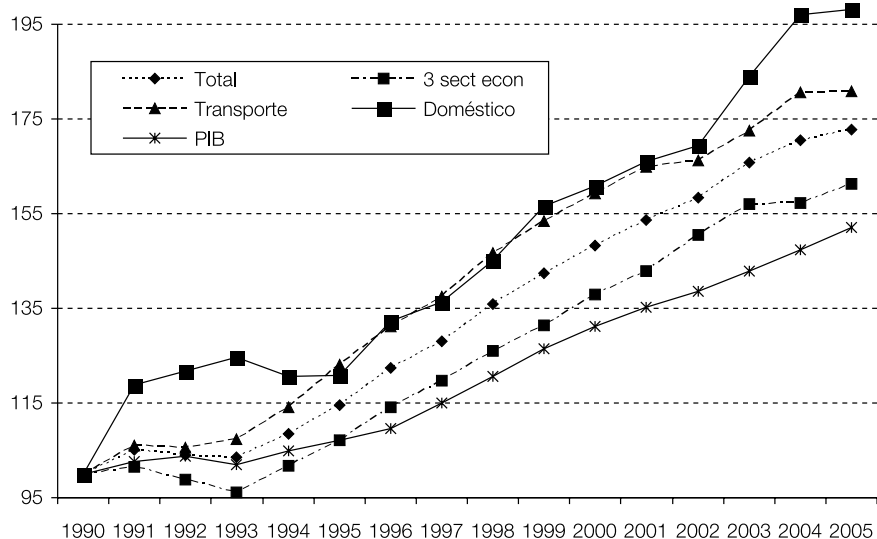
Por lo que se refiere a las formas de energía final utilizadas, el cuadro n.º 2 resume los cambios más significativos.

Podemos ver cómo el consumo final de carbón —ya muy pequeño en 1990— prácticamente desaparece, mientras que las otras formas de energía crecen en valor absoluto. En peso relativo crece sobre todo el uso del gas; la electricidad también aumenta su peso, pero de forma mucho más moderada.

Aunque aquí no haremos un análisis detallado, las dos evoluciones —cambios por actividades y por tipos de consumo final— obviamente se interrelacionan, puesto que las evoluciones en cada sector son diferentes. Mientras que en el transporte, el consumo energético se basa en todo el periodo en la gran dependencia de los productos energéticos, en otros sectores hay importantes sustituciones. Así, el sector industrial reduce de forma importante el uso del carbón no sólo en términos relati-

Gráfico n.º 2

Evolución de los consumos finales de energía total y por sectores y del PIB «real». Cataluña, 1990-2005
(Base 1990=100)



Nota: Para el PIB: serie homogénea a precios constantes.

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

Cuadro n.º 2

Consumos finales de energía según tipo de energía. Cataluña, 1990-2005
(Valores absolutos y proporción respecto al total)

	Media 1990-1992		Media 2003-2005	
	ktep	% del total	ktep	% del total
Carbón	249,5	2,6	25,1	0,2
P. Petrolíferos	5.396,4	56,7	8.155,4	52,1
Gas	1.550,8	16,3	3.552,0	22,7
Residuos no renovables	0,0	0,0	43,6	0,3
Electricidad	2.236,4	23,5	3.744,8	23,9
Renovables	78,5	0,8	140,5	0,9
TOTAL	9.511,6	100,0	15.661,3	100,0

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

vos sino también absolutos. Tanto en el sector industrial como en el doméstico la forma de energía que tiene un mayor aumento es el gas natural y, en menor medida, la electricidad, mientras que para el sector servicios el aumento se concentra también en estas dos formas de energía, pero mucho más en la electricidad que en el gas natural.

3. DE LOS CONSUMOS FINALES DE ENERGÍA A LOS REQUERIMIENTOS DE ENERGÍA PRIMARIA

3.1. Planteamiento y limitaciones

Tanto la prospectiva sobre usos futuros de energía como la política energética —en el momento de establecer prioridades— han de considerar no sólo cuáles son los consumos finales de energía, sino tener en cuenta el conjunto de requerimientos de energía primaria —su magnitud y su composición— que hacen posible este consumo final de energía. Es este requerimiento de energía primaria el que determina la cantidad total de recursos que tenemos que extraer de la naturaleza (internamente o en otros lugares) y las presiones ambientales generadas.

Por otro lado, es fundamental saber cuáles son las responsabilidades relativas en el uso energético total de los diferentes tipos de actividades. Por ejemplo, es importante saber cuál es y cómo evoluciona el requerimiento de energía del transporte, del consumo residencial o de un determinado sector económico. La aproximación habitual de este análisis consiste en desagregar los datos sobre consumo final de energía tal y como hemos hecho en el apartado anterior. Esta perspectiva da una información importante, pero es insuficiente y puede llevar en

ocasiones a conclusiones erróneas. Para poner un ejemplo, si una familia utiliza una cocina eléctrica y nos limitamos a medir este consumo de energía en forma de electricidad, nos olvidamos de que para obtener esta electricidad se ha tenido que disponer de una cantidad de energía primaria que es muy superior a la energía finalmente obtenida. Si nos fijamos sólo en el consumo final podríamos concluir que un uso creciente de electricidad por parte de los hogares o las industrias para obtener las mismas prestaciones o los mismos productos aumenta la «eficiencia energética», cuando en realidad es posible que las necesidades totales de energía aumenten, si tenemos en cuenta toda la energía primaria disipada. Expresado en otros términos, es importante saber cuál es la energía (primaria) requerida para disponer de la energía utilizada por las industrias, los agricultores, los hogares, los servicios privados y públicos, etc.

Para ello utilizamos un método que es bastante simple pero que permite dar una aproximación (a partir de los datos disponibles en Cataluña) sobre la evolución del total y la composición de la energía primaria necesaria para satisfacer las necesidades de los diferentes sectores económicos. La idea básica es partir de las relaciones energéticas (en términos físicos) input-output que nos proporcionan los balances energéticos de Cataluña para estimar los requerimientos directos e indirectos de energía primaria que producen una unidad de las diferentes formas de energía final. El método fue planteado y aplicado al conjunto de España en Alcántara y Roca (1995) y Alcántara y Roca (2003). Ferng (2001, 2002) también usó este modelo para analizar los usos de energía en Taiwán.

Por ejemplo, por cada kilogramo de equivalente petróleo en forma de electricidad en realidad necesitamos una cantidad de energía mucho más grande, ya que hay que producir más electricidad porque una parte se pierde en las redes de distribución, se consume en las centrales eléctricas, se utiliza para bombear agua que se utilizará para obtener electricidad, etc. Además, y aún más importante, la producción de esta electricidad en gran parte se hace en centrales térmicas (nucleares o alimentadas con combustibles fósiles) en las que la mayor parte de energía primaria se dispersa en forma de calor en el proceso de transformación. De la misma forma, el proceso de transformación de petróleo crudo en sus derivados utiliza energía, de forma que el uso de un kilogramo de equivalente petróleo en forma de productos derivados de petróleo comporta disponer de más de un kilogramo de petróleo crudo.

Seguidamente explicamos el método utilizado y en el subapartado siguiente lo ilustraremos a partir de los datos reales de Cataluña del año 2005.

El primer paso consiste en encontrar los coeficientes de energía (primaria y secundaria) directos por unidad de consumo final que se utilizan en procesos de transformación, consumos internos o en pérdidas de distribución. Estos serían los componentes de la matriz A de coeficientes energéticos, donde A es una matriz cuadrada de orden n ($n \times n$), siendo n el número total de tipos de energía (primaria y secundaria) considerados.

Como es habitual en la perspectiva input-output, si queremos calcular las necesidades totales —directas e indirectas— para disponer de una unidad de energía en sus diversas formas —por ejemplo, en forma de electricidad— tendremos que calcular la

matriz inversa $(I - A)^{-1}$ donde I representa la matriz unitaria de orden n . Como la matriz obtenida contendrá fuentes de energía primarias y secundarias, para evitar dobles contabilidades nos limitaremos a considerar las filas correspondientes a fuentes primarias de energía y las columnas correspondientes a energías secundarias. Hay que aclarar que algunas energías aparecerán con el mismo nombre como fuentes energéticas primarias y secundarias, como es el caso del carbón o el gas natural, mientras que otras sólo aparecerán como primarias (por ejemplo, nuclear) o secundarias (por ejemplo, electricidad). A esta matriz la denominamos T —matriz de transformación de consumos finales de energía a energías primarias— y es de orden $j \times k$ donde j es el número de fuentes primarias consideradas (carbón, nuclear, etc.) y k es el número de energías finales consideradas.

Los requerimientos de energía primaria de un periodo desagregados por fuentes y sectores responsables pueden expresarse como una matriz E ($j \times s$) donde s es el número de sectores o actividades considerados (industrial, doméstico, transporte, etc.).

$$E = T * P * \hat{C} \quad (1)$$

T representa la matriz de transformación, P es una matriz que representa los pesos relativos de cada forma de energía final en las diferentes actividades y es de orden $k \times s$. $\hat{C}$ es una matriz diagonal que tiene por diagonal principal los consumos finales de cada actividad y es de orden $s \times s$.

Antes de pasar al ejemplo numérico señalaremos algunas limitaciones de este método. La primera es que un análisis más completo requeriría tener en cuenta que parte de los usos que aquí se consideran como «finales» son en realidad utilizados para proveer al «sector energético», como es el caso de la

energía utilizada para producir los inputs industriales que se utilizan por parte de las centrales térmicas o en el transporte de carburantes. Esta limitación sólo podría superarse utilizando las tablas input-output del conjunto de la economía (que para la economía catalana reciente sólo están disponibles para el año 2001⁷ y, además, requeriría disponer de una desagregación de los datos sectoriales de uso de energía superior a la que tenemos). Como consecuencia, estamos infravalorando la «energía requerida para disponer de energía», que en algunos casos puede ser muy importante. Un caso particular, ya apuntado anteriormente, es el de una fuente energética hoy en día de muy poca importancia cuantitativa, pero que puede adquirir un peso creciente: se trata de los llamados «cultivos energéticos» o agrocombustibles. El motivo es que el sector agrario no se incorpora dentro de los balances energéticos, al considerarse un sector no energético, pero consume una cantidad de energía considerable para la producción de la cosecha que se considera «energía primaria». Otro ejemplo es el de la energía fotovoltaica, sobre la que se ha discutido mucho acerca de la relación entre energía obtenida para consumo final y energía invertida; ésta última, utilizada, por ejemplo, en la manufactura de componentes, no es captada en este método.

Una segunda limitación proviene del ámbito territorial. Como partimos de los balances energéticos de Cataluña, sólo disponemos de información sobre la energía importada, transformada y utilizada en este ámbito. Así, no consideramos, por ejemplo, los gastos energéticos de extraer y transportar el petróleo o el carbón que se impor-

ta por la comunidad autónoma⁸. Esta es una razón adicional por la que nuestros cálculos infravaloran la energía necesaria para disponer de energía. De hecho, tampoco se están teniendo en cuenta los consumos energéticos producidos fuera de Cataluña para todos los bienes (energéticos o no) que se importan, de forma que si el «coste energético» de los bienes importados es superior al «coste energético» de los exportados, estaremos infravalorando el impacto asociado. A pesar de su relevancia para la valoración de los impactos ambientales atribuibles a la comunidad catalana, esto queda fuera del alcance de este estudio.

En último lugar, nuestra perspectiva es muy agregada, de forma que, por ejemplo, considera implícitamente que cualquier usuario de electricidad arrastra las mismas necesidades de energía primaria por cada Kwh. utilizado y esto no siempre es así. Por ejemplo, las instalaciones industriales que autoproducen electricidad o las casas aisladas con células fotovoltaicas no son responsables de las pérdidas de distribución y éstas también son diferentes según la tensión a que se distribuye electricidad.

3.2. Aplicación del modelo al análisis de los consumos finales y requerimientos de energía primaria en Cataluña, 2005

La matriz del cuadro n.º 3 resume la información que hemos obtenido a partir de

⁷ Para un análisis sobre las posibilidades de ampliar las tablas input-output de Cataluña para el análisis energético y ambiental véase Alcántara (2003).

⁸ Estos gastos se podrían estimar si supiéramos la procedencia de las importaciones, los consumos energéticos de la extracción en los lugares de origen, los consumos de transformación y los de transporte. La importación (neta) de electricidad y de derivados de petróleo de Cataluña solamente la valoramos, como veremos en el siguiente apartado, como si fuera una fuente de energía primaria por su contenido energético.

los balances energéticos del año 2005. Las «entradas» se consideran en sentido muy amplio, incluyendo las siguientes partidas de los balances energéticos: los «consumos en transformación» en sentido estricto, los «consumos propios del sector energético» y las «pérdidas de transporte y distribución». Tanto el «consumo total de energía» como las «necesidades de energía» suman fuentes primarias y secundarias, de forma que para saber cuánta energía primaria se utiliza hemos de evitar esta doble contabilidad.

La economía catalana importa y exporta productos refinados del petróleo y electricidad. Consideramos que una unidad importada se compensa con una unidad exportada, de forma que nos centramos sólo en conocer cuál es el saldo neto⁹. Cuando el saldo es importador no podemos dejar de considerar, obviamente, que esta entrada de energía supone una mayor disponibilidad de energía primaria. Esto puede hacerse de dos formas. La primera opción, que es la que aquí hemos utilizado (como hace el ICAEN en sus balances), es tratar estas importaciones como una fuente de energía primaria valorada por su contenido energético, de forma que tendríamos dos nuevas fuentes de energía primaria: el saldo neto de electricidad importada y el saldo neto de derivados del petróleo importados; a pesar de ello no debe olvidarse que en realidad los derivados de petróleo y, sobre todo, la electricidad se obtienen a partir de la transformación de las energía primarias. La segunda opción consistiría en estimar cuánta

energía primaria es necesaria para obtener estas energías. Cuando el saldo es exportador no aparece el problema señalado y en este caso consideramos —como es lógico— que esta energía exportada no forma parte de los requerimientos de energía primaria de Cataluña¹⁰.

En el cuadro n.º 4 reproducimos la matriz de relaciones directas A , donde los coeficientes se han calculado dividiendo las entradas por la disponibilidad total de cada una de las formas de energía, es decir, la suma de la requerida como input de los procesos de extracción, distribución y transformación energética más la destinada al consumo final (o a usos no energéticos o a exportación neta).

La matriz del cuadro n.º 5 es la matriz inversa $(I - A)^{-1}$ pero suprimiendo las columnas que sólo corresponden a energías primarias y las filas que sólo corresponden a energías finales. Es la matriz que efectivamente utilizamos para «traducir» los consumos finales en energías primarias. Tiene tantas filas como energías primarias consideradas y tantas columnas como energías secundarias consideradas (recuérdese que algunas formas de energía aparecen con el mismo nombre como primarias y secundarias).

Los resultados para el año 2005 muestran que por cada unidad consumida de electricidad debemos considerar una equivalencia de algo más de 2,5 unidades de energía primaria. La composición de esta energía primaria fue la siguiente: más de la

⁹ No obstante, mientras que la electricidad se puede considerar un producto homogéneo (y aún en este caso lo que importa es disponer de electricidad en un momento determinado del tiempo y por tanto un Kwh. generado en un momento no es lo mismo que un Kwh. generado en otro momento), los derivados del petróleo son productos muy heterogéneos y esto explica los fuertes saldos importadores y exportadores que se dan.

¹⁰ De hecho, en coherencia con nuestro método, en cálculos posteriores consideramos que toda la energía primaria necesaria utilizada en Cataluña para disponer de la energía (neta) exportada forma parte de los requerimientos de energía primaria de fuera de Cataluña. En cualquier caso, la diferencia para el periodo analizado es casi insignificante cuantitativamente.

Cuadro n.º 3
Entradas y salidas de energía en Cataluña, 2005
(en ktep)

	Carbón	Petróleo	Saldo ref. Petróleo	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Solar fotov.	Eólica	Nuclear	Hidráulica	Saldo elec. import.	Residuos renovables	Residuos no renovables	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad	Consumos intermedios	Consumo final	Usos no energéticos	Saldo energético exportador	CONSUMO TOTAL DE ENERGÍA
Carbón	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	237,2	237,2	24,2	0,0	0,0	261,3
Petróleo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,194,9	0,0	9,194,9	0,0	0,0	0,0	9,194,9
Saldo ref. Petróleo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,950,9	0,0	3,950,9	0,0	0,0	0,0	3,950,9
Gas natural	0,0	0,0	0,0	45,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	69,7	3,004,5	3,120,1	3,632,0	11,0	0,0	6,763,1
Biomasa	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	95,2	0,0	0,0	95,5
Solar térmica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0	0,0	6,2
Solar fotovoltaica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4
Eólica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,8	20,8	0,0	0,0	0,0	20,8
Nuclear	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,231,0	5,231,0	0,0	0,0	0,0	5,231,0
Hidráulica	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	323,5	323,5	0,0	0,0	0,0	323,5
Saldo Elec. Import.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	599,6	599,6	0,0	0,0	0,0	599,6
R. Renovables	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	117,2	117,2	0,0	0,0	0,0	117,2
R. No renovables	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,6	12,6	44,4	0,0	0,0	57,0
Bioetanol	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,6	0,0	0,0	21,6
Biodiésel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,0	0,0	32,4	50,4
Biogás	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	29,1	29,1	8,9	0,0	0,0	38,0
Ref. Petróleo	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,867,7	207,8	1,576,6	8,219,0	3,388,6	0,0	13,134,2
Electricidad	0,5	0,5	0,0	6,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,5	598,8	657,1	3,873,5	0,0	0,0	4,530,6
Consumos intermedios	1,6	0,5	0,0	52,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,633,7	10,382,6	25,071,0	15,943,0	3,349,6	32,4	44,396,1

.../...

Cuadro n.º 3 (continuación)
Entradas y salidas de energía en Cataluña, 2005
(en ktep)

	Carbón	Petróleo	Saldo ref. Petróleo	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Solar fotov.	Eólica	Nuclear	Hidráulica	Saldo elec. import.	Residuos renovables	Residuos no renovables	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad	Consumos intermedios	Consumo final	Usos no energéticos	Saldo energético exportador	CONSUMO TOTAL DE ENERGÍA
USOS TOTALES ENERGÍA (PRIMARIA Y SECUNDARIA)																							
Producción	74,5	163,0	0,0	2,0	95,5	6,2	0,4	20,8	5.231,0	323,5	0,0	117,2	57,0	0,0	50,4	38,0	9.183,3	3.931,1					19.293,9
Saldo Importador de energía	186,8	9.031,8	3.950,9	6.761,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	599,6	0,0	0,0	21,6	0,0	0,0	3.950,9	599,6					25.102,2
Necesidades de energía	261,3	9.194,9	3.950,9	6.763,1	95,5	6,2	0,4	20,8	5.231,0	323,5	599,6	117,2	57,0	21,6	50,4	38,0	1.3134,2	4.530,6					44.396,1
	total primaria (*)																						26.698,9

(*) Total primaria es la suma de los consumos totales de energía excluyendo las fuentes secundarias (refinados de petróleo y electricidad) para evitar una doble contabilidad; al mismo resultado se llega sumando las necesidades de energía, de nuevo excluyendo las fuentes secundarias. Del total se excluye también el saldo energético exportador de biodiésel, que no forma parte de la energía primaria utilizada en Cataluña.

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN. Para el significado de esta matriz véase la explicación metodológica del texto.

Cuadro n.º 4

Matriz de relaciones energéticas directas

	Carbón	Petróleo	Saldo refinados de petróleo	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Solar fotovolta.	Eólica	Nuclear	Hidráulica	Saldo import. electricidad	Residuos renovables	Residuos no renovables	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad
Carbón	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,052
Petróleo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0
Saldo refinado del petróleo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,301	0
Gas natural	0	0	0	0,007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0,663
Biomasa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,000
Solar térmica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solar fotovolta.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,000
Eólica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005
Nuclear	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,155
Hidráulica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,071
Saldo import. de electricidad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,132
Residuos renovables	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,026
Residuos no renovables	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003
Bioetanol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biodiésel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biogás	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,006
Refinados de petróleo	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,104	0,046
Electricidad	0,002	0,000	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0,132

Nota: En este cuadro y los siguientes, los valores 0 y 1 sin decimales se usan cuando el valor es exacto; en los otros casos hemos conservado los valores decimales, incluso en los casos en los que los tres primeros valores son nulos.

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN. Para el significado de esta matriz véase la explicación metodológica del texto.

Cuadro n.º 5

Matriz de necesidades de energía primaria ligadas a los diferentes tipos de consumos finales de energía. Cataluña, 2005

	Carbón	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Residuos no renovables	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad
Carbón	1,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,060
Petróleo	0,003	0,000	0	0	0	0	0	0	0,782	0,042
Saldo ref. Petróleo	0,001	0,000	0	0	0	0	0	0	0,336	0,018
Gas natural	0,001	1,008	0	0	0	0	0	0	0,009	0,771
Biomasa	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Solar térmica	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Solar fotovoltaica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,000
Eólica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,005
Nuclear	0,002	0,001	0	0	0	0	0	0	0,006	1,332
Hidráulica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,082
Saldo Elec. Import.	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,001	0,153
Residuos renov.	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,030
Residuos no renov.	0,000	0,000	0	0	1	0	0	0	0,000	0,003
Bioetanol	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Biodiésel	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Biogás	0,000	0,000	0	0	0	0	0	1	0,000	0,007
Total primaria	1,009	1,009	1	1	1	1	1	1	1,134	2,503

Nota: Para el significado de esta matriz, véase la explicación metodológica del texto.

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

mitad en forma de calor nuclear (1,332); el gas natural tiene también un papel considerable (0,771); una importancia mucho más pequeña tuvieron el saldo eléctrico importador (0,153), la hidroelectricidad (sólo 0,082)¹¹ y el carbón y el conjunto «petróleo y sus derivados importados» (0,06 en los

dos casos); las otras fuentes tuvieron un papel marginal. Podemos hacer el mismo tipo de análisis para los derivados del petróleo, para los cuales, evidentemente, la relación entre energía primaria total/consumo final es mucho más pequeña y las necesidades se concentran, como es lógico, de forma prácticamente total en petróleo crudo y en derivados importados ya transformados. Para diferentes formas de con-

¹¹ No olvidemos la forma de contabilización: véase nota 2.

sumo —como agrocarburos— debido a las características del modelo no captamos los gastos energéticos (véase nota 5) y para el caso del carbón y el gas natural aparecen muy infravalorados, ya que los consumos asociados a la extracción se hacen principalmente en otros territorios. Estas son, no obstante, limitaciones ya señaladas anteriormente¹².

3.3. Los cambios en las matrices de transformación de Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005

En este subapartado nos referiremos a los cambios en las matrices de transformación de energía final a requerimientos de energía primaria que se han producido en todo el periodo considerado. En vez de considerar el año 2005 y el año 1990, hemos preferido utilizar las medias de los tres primeros y de los tres últimos años con el fin de que los datos no se vean muy influidos por factores muy específicos de un año concreto, como pueden ser una excepcionalmente alta o baja producción hidroeléctrica o un saldo de importación-exportación excepcional.

¹² Recordemos que hemos considerado los saldos netos importadores de electricidad y derivados de petróleo como si fuesen fuentes primarias (por su valor energético). Como ya habíamos señalado, una opción consistiría en estimar cuánta energía primaria es necesaria para obtener estas energías secundarias obtenidas en el exterior. Ello requeriría información sobre las tecnologías energéticas de los lugares de exportación pero también podría hacerse el supuesto de la misma tecnología, con lo que en realidad estaríamos calculando más bien la energía que nos ahorraríamos —dadas nuestras tecnologías— por no llevar a cabo los procesos de transformación. Haciendo el ejercicio obtendríamos para la electricidad que en el año 2005 1 unidad de electricidad arrastra en total 2,778 unidades de energía primaria (y no 2,503); para los derivados de petróleo el resultado sería 1,204 (en vez de 1,134).

Con el método explicado anteriormente hemos llegado a las matrices de transformación de los cuadros n.º 7 y n.º 8. El cambio más relevante es la disminución en la energía primaria que estimamos que se ha utilizado de media para obtener una unidad de electricidad; de 2,96 a 2,59. Detrás de esta disminución puede haber fenómenos muy diferentes. Así, una mejora en la eficiencia en la distribución de electricidad que hubiera disminuido las pérdidas influiría en esta dirección. El otro factor clave tiene que ver con cuáles son las fuentes de energía primaria a partir de las cuales se obtiene electricidad. En este sentido, el cambio más importante en la composición media por fuentes de energía primaria que se utilizan para obtener una unidad de electricidad ha sido que mientras que para cada unidad de electricidad a principios de los noventa se gastaban 2,41 unidades de calor nuclear, ahora —debido al menor peso relativo de la energía nuclear en el *mix* eléctrico— se gastan 1,56; en cambio, las necesidades de gas natural han aumentado claramente de 0,12 unidades a 0,65 unidades, reflejando el creciente peso de las centrales térmicas de este combustible. Este cambio de energía nuclear a gas reduce las pérdidas de la transformación de calor en electricidad, dada la mayor eficiencia de las centrales actuales de gas. Todas las otras variaciones en la composición del *mix* eléctrico son de menor cuantía: el carbón, el total «crudo y saldo importador de derivados» y la hidroelectricidad disminuyen, mientras que aumentan el saldo eléctrico importador, los recursos renovables (incineradoras de residuos), el biogás y la energía eólica. Los saldos importadores de electricidad también aumentan su peso y este es otro de los factores (pero no el único) que contribuye —en este caso de

Cuadro n.º 6

Matriz de necesidades de energía primaria ligadas a los diferentes tipos de consumos finales de energía. Cataluña, 1990-1992

	Carbón	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Residuos no renov.	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad
Carbón	1,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,090
Petróleo	0,002	0,006	0	0	0	0	0	0	1,156	0,103
Saldo ref. Petróleo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gas natural	0,000	1,041	0	0	0	0	0	0	0,000	0,118
Biomasa	0,000	0,000	1	0	0	0	0	0	0,000	0,003
Solar térmica	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Solar fotovoltaica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,000
Eólica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,000
Nuclear	0,007	0,005	0	0	0	0	0	0	0,010	2,407
Hidráulica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,001	0,141
Saldo elec. Import	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,071
Residuos renov.	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,024
Residuos no renov.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Bioetanol	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Biodiésel	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Biogás	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Total primaria	1,010	1,053	1	1	1	1	1	1	1,168	2,957

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

forma sólo aparente debido a que no se consideran las transformaciones externas— a la disminución de la energía primaria necesaria para disponer de energía. La reducción de la energía primaria necesaria para disponer de los derivados de petróleo sí que se explica con toda probabilidad por el «ahorro» energético —también aparente— que comporta la importación de productos ya refinados.

4. LOS FACTORES EXPLICATIVOS DE LOS CAMBIOS EN LOS REQUERIMIENTOS DE ENERGÍA PRIMARIA ASOCIADOS AL CONSUMO FINAL

4.1. Método

Desde los años setenta, el análisis energético y ambiental ha utilizado de forma

Cuadro n.º 7

Matriz de necesidades de energía primaria ligadas a los diferentes tipos de consumos finales de energía. Cataluña, 2003-2005

	Carbón	Gas natural	Biomasa	Solar térmica	Residuos no renov.	Bioetanol	Biodiésel	Biogás	Ref. Petróleo	Electricidad
Carbón	1,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,054
Petróleo	0,004	0,000	0	0	0	0	0	0	0,767	0,044
Saldo ref. Petróleo	0,002	0,000	0	0	0	0	0	0	0,351	0,020
Gas natural	0,001	1,009	0	0	0	0	0	0	0,009	0,650
Biomasa	0,000	0,000	1	0	0	0	0	0	0,000	0,000
Solar térmica	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Solar fotovoltaica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,000
Eólica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,005
Nuclear	0,003	0,002	0	0	0	0	0	0	0,007	1,564
Hidráulica	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,115
Saldo elec. Import.	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,101
Residuos renov.	0,000	0,000	0	0	0	0	0	0	0,000	0,034
Residuos no renov.	0,000	0,000	0	0	1	0	0	0	0,000	0,003
Bioetanol	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Biodiésel	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Biogás	0,000	0,000	0	0	0	0	0	1	0,000	0,007
Total primaria	1,011	1,011	1	1	1	1	1	1	1,135	2,595

Fuente: Elaboración propia a partir de los balances de energía facilitados por el ICAEN.

creciente técnicas de descomposición en diversos factores o efectos para analizar los cambios en el uso de energía o en las emisiones contaminantes. Ya hace años, Ang y Zhang (2000) identificaron más de un centenar de estudios en este sentido. Cuando el método que se utiliza es el del enfoque input-output es usual utilizar el término «análisis de descomposición estructural» para referirse a este tipo de descomposi-

ción (Hoekstra, 2005). Como ya hemos indicado, nuestra perspectiva utiliza parcialmente el análisis input-output, ya que parte de la matriz de relaciones energéticas.

Nuestro análisis explica los cambios totales («efecto total») en las necesidades de energía primaria —y en sus componentes— a partir de la descomposición en tres efectos o factores que son: el cambio en el nivel de consu-

mo final de los diferentes sectores («efecto consumo final energía»)¹³, los cambios entre diferentes tipos de energías finales («efecto sustitución») y los cambios en las necesidades de energía primaria para disponer de las energías finales («efecto transformación»)¹⁴.

Como habíamos indicado en un apartado anterior, la matriz de energías primarias de cada período (por fuentes de energía y sectores responsables) puede expresarse como:

$$E = T * P * \hat{C} \quad (1)$$

Donde T representa la matriz de transformación de consumos finales de energía a energías primarias, P es una matriz que representa los pesos relativos de cada forma de energía final en las diferentes actividades y $\hat{C}$ es una matriz diagonal que tiene por diagonal principal los consumos finales de cada actividad.

Las variaciones de los requerimientos de energía primaria entre dos periodos se pueden expresar como:

$$\begin{aligned} \Delta E = E_1 - E_0 &= T_1 * P_1 * \hat{C}_1 - T_0 * P_0 * \hat{C}_0 = \\ &= \Delta T_{\text{efecto}} + \Delta P_{\text{efecto}} + \Delta \hat{C}_{\text{efecto}} \end{aligned} \quad (2)$$

Los tres efectos corresponden a los que hemos denominado «transformación» (derivados de los cambios en T), «sustitución» (cambios en P) y «consumo final energía» (cambios en $\hat{C}$).

Como se ha discutido en la literatura sobre la descomposición en factores, se podrían adoptar diversas técnicas de descomposición. La más «intuitiva» es calcular cada efecto como los cambios que se hubieran producido si sólo hubiera cambiado el factor considerado manteniéndose los otros invariables en su valor inicial. Sin embargo, esta alternativa —que se llama a menudo de tipo «Laspeyres»— no da una descomposición exacta, de forma que el efecto total normalmente no coincide con la suma de los diferentes efectos considerados (en nuestro caso tres) ya que aparecen interacciones entre los efectos. Esta es la razón principal por la cual muchos estudios aplican otras técnicas de descomposición para obtener una descomposición exacta. Aquí adoptamos la propuesta de Sun (1998) que distribuye los efectos y la interacción entre los diferentes efectos aplicando el principio «conjuntamente creado, igualmente distribuido». Es decir:

$$\begin{aligned} \Delta T_{\text{efecto}} &= \Delta T * P_0 * \hat{C}_0 + 1/2(\Delta T * \Delta P * \hat{C}_0) + \\ &+ 1/2(\Delta T * P_0 * \Delta \hat{C}) + 1/3(\Delta T * \Delta P * \Delta \hat{C}) \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \Delta P_{\text{efecto}} &= T_0 * \Delta P * \hat{C}_0 + 1/2(\Delta T * \Delta P * \hat{C}_0) + \\ &+ 1/2(T_0 * \Delta P * \Delta \hat{C}) + 1/3(\Delta T * \Delta P * \Delta \hat{C}) \end{aligned} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \Delta \hat{C}_{\text{efecto}} &= T_0 * P_0 * \Delta \hat{C} + 1/2(\Delta T * P_0 * \Delta \hat{C}_0) + \\ &+ 1/2(T_0 * \Delta P * \Delta \hat{C}) + 1/3(\Delta T * \Delta P * \Delta \hat{C}) \end{aligned} \quad (5)$$

4.2. Los factores explicativos de los cambios en los requerimientos de energía primaria asociados al consumo final: Cataluña 1990-1992/2003-2005

Pasaremos ahora a presentar los resultados del análisis de efectos aplicada a los cambios entre la media de los años 1990-1992 y la media de los años 2003-2005.

¹³ Si bien, cuando presentamos los datos de consumo final de energía, dejamos al margen los usos no energéticos (como es la práctica habitual), ahora, cuando analizamos el «efecto consumo final de energía», éste sí que incluye las variaciones de los «usos no energéticos», para explicar los cambios en los requerimientos de energía primaria.

¹⁴ Es importante destacar que la descomposición en factores es de tipo «contable» más que estrictamente explicativo, ya que se considera como si su evolución fuese independiente. En realidad, los factores pueden verse afectados por la evolución de los otros factores; por ejemplo, una mayor eficiencia en la transformación energética podría estimular una mayor demanda de energía.

Para tener en cuenta todos los usos de la energía primaria hemos incorporado no sólo los diferentes sectores de consumo final de energía, sino también los «usos no energéticos» —especialmente los derivados del petróleo utilizados para la industria química— incluyendo no sólo su valor energético, sino también la energía estimada para obtenerlos. No hemos considerado, en cambio, las exportaciones netas de productos energéticos que, de hecho, no forman parte de las necesidades internas de energía primaria y que, en cualquier caso, representan una parte muy pequeña del total y prácticamente no afectan al resultado¹⁵.

En primer lugar, presentamos (cuadro n.º 8) la contribución de los diferentes sectores a los requerimientos de energía primaria en los años iniciales y finales. Si comparamos esta tabla con el cuadro n.º 1, vemos que, lógicamente, todos los datos son superiores en valor absoluto, pero la diferencia es particularmente grande en los servicios y el consumo doméstico; en cambio, para el transporte —que depende mucho menos del uso de electricidad— las diferencias son menos relevantes. En consecuencia, la «responsabilidad» del sector transporte en la demanda de energía primaria¹⁶ para el 2003-2005 es inferior a la de la industria, a diferencia de lo que pasaba en términos de consumo final.

Entre los dos periodos señalados, las necesidades de energía primaria de Cataluña crecieron (en la media anual de los tres

años considerados) en más de 9 millones de teps. El cuadro n.º 9 resume los diferentes efectos que explican este aumento. En este cuadro, la desagregación de los efectos se hace por actividades (o «sectores»). Puede destacarse que —según esta perspectiva— el sector que más contribuye al aumento es el transporte, pero el sector industrial, el de servicios y el doméstico también impulsan considerablemente el crecimiento, como también lo hacen los usos no energéticos. Recordemos que el análisis en términos de energía primaria «amplifica» el papel relativo de los sectores con más peso de demanda eléctrica: si actualmente el consumo final del transporte ya supera al de toda la industria, no es así en cuanto a la energía primaria estimada para proveer el consumo final, que es aún superior en el caso del sector industrial, como se observa en el cuadro n.º 8.

Como era de esperar, el «efecto consumo final energía» —debido al aumento de los consumos finales— es el más importante de los tres con diferencia y para todas las actividades. De los comentarios de un apartado anterior, ya podíamos esperar también que el «efecto transformación» —es decir, de la reducción de la energía primaria necesaria para disponer de una unidad de las diferentes formas de energía final¹⁷— tenga en todos los casos el efecto de disminuir las necesidades de energía primaria, que es más fuerte en aquellos sectores de demanda que más dependen de la electricidad. El «efecto sustitución», que tiene mucha relevancia —como veremos— para explicar las variaciones en los

¹⁵ Para los años 1990-1992 se trata de la exportación de 89,9 kteps de derivados de petróleo y para los años 2002-2005 de 10,8 kteps de biodiesel. Los saldos importadores o exportadores siempre los hemos considerado a partir del total de los tres años.

¹⁶ Sin embargo, recordemos, de nuevo, que no consideramos todo el ciclo del transporte sino sólo la energía necesaria para proveer el consumo energético directo del sector.

¹⁷ Recordemos, no obstante, que una parte de esta mejora no es una reducción genuina de las necesidades de energía primaria, sino que puede ser explicada por un mayor uso de electricidad importada y porque se pasa a un saldo importador de derivados de petróleo.

Cuadro n.º 8

**Requerimientos totales de energía primaria por sectores.
1990-1992 y 2003-2005. Cataluña**

	Media 1990-1992	Media 2003-2005	Variación	
			absoluta	%
Primario	506,0	755,7	249,7	49,3
Industria	5.996,5	8.021,5	2.025,0	33,8
Servicios	1.914,4	3.677,0	1.762,7	92,1
Transporte	4.128,1	6.817,3	2.689,3	65,1
Doméstico	2.336,5	3.503,7	1.167,2	50,0
Usos no energéticos	2.204,6	3.689,0	1.484,4	67,3
Total	17.086,0	26.464,2	9.378,2	54,9

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

Cuadro n.º 9

**Efectos por sectores. Mediana de 2003-2005 respecto a mediana
de 1990-1992. Cataluña**

	Transformación	Sustitución	Consumo final energía	Total
Cambios en valores absolutos (kteps)				
Primario	-26,7	-1,6	278,0	249,7
Industria	-608,8	-26,0	2.659,9	2.025,0
Servicios	-320,5	75,4	2.007,7	1.762,7
Transporte	-175,0	-28,2	2.892,5	2.689,3
Doméstico	-282,4	-91,7	1.541,3	1.167,2
Usos no energéticos	-85,4	-0,4	1.570,2	1.484,4
Total	-1.498,9	-72,5	10.949,6	9.378,2
Contribución a la variación de la energía primaria (% de la energía primaria inicial total)				
Primario	-0,2	0,0	1,6	1,5
Industria	-3,6	-0,2	15,6	11,9
Servicios	-1,9	0,4	11,8	10,3
Transporte	-1,0	-0,2	16,9	15,7
Doméstico	-1,7	-0,5	9,0	6,8
Usos no energéticos	-0,5	0,0	9,2	8,7
Total	-8,8	-0,4	64,1	54,9

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

requerimientos de algunas fuentes de energía primaria, tiene, en cambio, muy poca relevancia para explicar los cambios en el total de energía primaria del periodo analizado.

El cuadro n.º 10 muestra el análisis del efecto total y de los diferentes efectos, pero con una desagregación no por actividades sino por fuentes energéticas. Podemos ver como el «efecto consumo final de energía» sobre todo provoca el aumento de necesidades de petróleo crudo (y de los

derivados del petróleo importados), un resultado lógico a causa del papel clave del aumento del uso de energía para el transporte por carretera. Los aumentos de las fuentes de obtención de electricidad (sobre todo nuclear) y de gas natural a consecuencia de este efecto también son remarcables. Por lo que respecta al «efecto sustitución», si bien su efecto sobre el total de energía primaria es muy pequeño, sí que explica una gran parte del aumento de la demanda de gas natural que se debe al

Cuadro n.º 10

Efectos por fuentes energéticas. Cambios en valores absolutos.
Media de 2003-2005 respecto a media de 1990-1992. Cataluña
(ktps)

	Transformación	Sustitución	Consumo final energía	Total
Carbón	-109,6	-288,8	172,7	-225,6
Petróleo	-3.844,7	-637,9	4.733,8	251,2
Saldo ref. Petróleo	3.355,1	-128,8	845,5	4.071,8
Gas natural	1.588,6	929,2	1.727,2	4.245,0
Biomasa	-9,5	-18,5	38,9	11,0
Solar térmica	0,0	3,5	1,0	4,4
Solar fotovoltaica	0,2	0,0	0,1	0,2
Eólica	13,9	0,0	3,5	17,5
Nuclear	-2.561,1	0,3	3.033,0	472,3
Hidráulica	-81,0	0,0	195,7	114,8
Saldo elec. Import.	89,2	0,1	131,3	220,5
R. Renov.	29,6	0,0	44,3	73,9
R. no renov.	10,0	36,7	9,4	56,1
Bioetanol	0,0	17,0	4,5	21,5
Biodiésel	0,0	8,8	2,3	11,1
Biogás	20,4	5,9	6,4	32,6
Total primaria	-1.498,9	-72,5	10.949,6	9.378,2

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

creciente peso relativo del gas natural en el consumo final de industrias, servicios y residencial a costa de los derivados de petróleo y a costa también (en el caso industrial) del carbón. En último lugar, el «efecto transformación» implica —como decíamos— una disminución de los requerimientos totales de energía primaria, pero en términos más desagregados podemos ver cómo hace aumentar los requerimientos de gas natural (ya que este combustible fósil se utiliza mucho más en la producción de energía eléctrica) a costa sobre todo de la energía nuclear que pierde peso relativo (pero no absoluto) en la generación de electricidad; la disminución de las necesidades de petróleo crudo, en cambio, responde básicamente al —antes inexistente— saldo importador de derivados del petróleo ya refinados que en nuestro modelo aparece como una forma de energía primaria para poder disponer de derivados de petróleo. También puede verse cómo el saldo importador de electricidad contribuye más a la oferta eléctrica.

Puede observarse que en los comentarios anteriores no hemos hecho ninguna referencia a fuentes energéticas «nuevas» como la eólica, el biogás o los agrocarburos. La razón es que los comentarios se han centrado en las variaciones más importantes en términos absolutos y, hoy por hoy, estas fuentes, a pesar de su gran incremento, son aún marginales dentro de la oferta total de energía.

En el Anexo I aparecen los cuadros desagregados, combinando sectores de demanda o actividad y fuentes energéticas, que permiten un análisis más detallado de los cambios en la matriz *E* a los cuales nos referíamos y de los tres efectos explicativos combinando las dos variables: tipo de fuente energética y tipo de actividad.

5. EVOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂ VINCULADAS AL CONSUMO FINAL DE ENERGÍA

5.1. Una visión de conjunto

Aunque existen otras fuentes de emisión, las emisiones de CO₂ se explican, principalmente, por el uso de energía. En este apartado y en los siguientes consideraremos, como hemos hecho para la energía primaria, las variaciones entre las medias de los periodos 1990-1992 y 2003-2005 para evitar aspectos muy coyunturales que podrían desvirtuar los resultados.

La base de datos de partida sigue siendo la de los balances energéticos de Cataluña y sólo consideraremos las emisiones de CO₂ relacionadas con el carbón, el petróleo y sus derivados y el gas natural. Otros elementos, como el biogás, biodiesel, y determinados residuos, no han sido tenidos en cuenta dada su poca importancia relativa. Tampoco hemos tenido en cuenta las emisiones asociadas a la importación (neta) de electricidad (emisiones que son generadas en otros países). Nuestras estimaciones son muy similares a las obtenidas en el Plan de la Energía de Cataluña y, por tanto, estas omisiones apenas afectan a los resultados obtenidos.

Por lo que respecta a los factores de emisión, nos hemos basado en IPCC (1997), teniendo en cuenta también la composición media de los carbones utilizados y de los derivados de petróleo importados. En concreto, hemos utilizado los siguientes factores (en toneladas de CO₂ por tep): 4 (carbón), 3,04 (petróleo crudo), 2,34 (gas natural) y 3,12 (saldos derivados del petróleo importados).

Para esta estimación nos basamos en la misma regla explicada anteriormente, es decir, en la energía primaria que «arrastran»

los consumos finales de los diferentes sectores pero añadiendo el factor de emisión de CO₂ de las diferentes energías primarias. Es decir, la matriz Q de emisiones desagregada por fuentes energéticas y sectores responsables es una matriz Q:

$$Q = \hat{F} * E = \hat{F} * T * P * \hat{C} \quad (6)$$

donde Q es, como E, una matriz jxs y $\hat{F}$ es una matriz diagonal jxj que tiene ceros en todos sus elementos excepto en aquellos de la diagonal principal que corresponden a las fuentes de energía cuyas emisiones hemos considerado (carbón, petróleo, derivados de petróleo importados y gas natural), en cuyo caso aparecen los factores de emisión ya especificados.

Un ejemplo destacable es el siguiente: nuestra estimación da las siguientes emisiones medias de CO₂ por unidad de elec-

tricidad (lo que podemos llamar «factor de carbonización») medidas en toneladas de CO₂ por tep: 0,95 (1990-1992) y 1,93 (2003-2005) reflejando el creciente peso relativo de las centrales de gas natural en detrimento de las nucleares.

Como en apartados anteriores, nuestra comparación se refiere a los años 2003-2005 respecto a los años 1990-1992. Las emisiones totales ligadas al uso de energía crecieron en total un 69,2%. En los cuadros n.º 11 y 12 podemos ver cómo dicho aumento se distribuye entre fuentes de energía y según la responsabilidad de los diferentes sectores. Para este último aspecto, los sectores considerados son, como en apartados anteriores, primario, industria, servicios, doméstico y transporte; no hemos considerado, en cambio, los usos no energéticos.

Cuadro n.º 11

Estimación de las emisiones de CO₂ por fuentes de energía primaria

	1990-1992	2003-2005	Variación	
	Miles de toneladas (ktCO ₂)		%	
Carbón	1.808,9	910,1	-898,8	-49,7
Petróleo	19.696,8	19.522,4	-174,4	-0,9
SDP importados	0,0	9.157,8	9.157,8	-
Gas	4.402,1	14.251,5	9.849,4	223,7
Total	25.907,8	43.841,8	17.933,9	69,2
	Distribución sectorial %		% variación respecto a las emisiones totales iniciales	
Carbón	7,0	2,1	-3,5	
Petróleo	76,0	44,5	-0,7	
SDP importados	0,0	20,9	35,4	
Gas	17,0	32,5	38,0	
Total	100,0	100,0	69,2	

Fuente: Elaboración propia a partir de ICAEN.

Cuadro n.º 12

**Estimación de la responsabilidad de los diferentes sectores
en las emisiones de CO₂**

	1990-1992	2003-2005	Variación	
	Miles de toneladas (ktCO ₂)			%
Primario	1.336,7	2.062,4	725,7	54,3
Industria	8.304,7	12.696,8	4.392,2	52,8
Servicios	1.531,4	3.935,4	2.404,0	157,0
Transporte	12.034,3	20.217,3	8.182,9	68,0
Doméstico	2.700,7	4.929,9	2.229,1	82,5
Total	25.907,8	43.841,8	17.933,9	69,2
	Distribución sectorial %		% variación respecto a las emisiones totales iniciales	
Primario	5,2	4,7	2,8	
Industria	32,1	29,0	17,0	
Servicios	5,9	9,0	9,3	
Transporte	46,5	46,1	31,6	
Doméstico	10,4	11,2	8,6	
Total	100,0	100,0	69,2	

Fuente: Elaboración propia a partir de ICAEN.

Como vemos, las emisiones ligadas al uso de la energía han aumentado considerablemente. El comportamiento por fuentes energéticas era previsible dado el análisis anterior: la contribución más importante (más de la mitad del aumento) es debida al uso de gas natural, y la segunda —un poco menos importante— es debida al uso de petróleo, con la particularidad de que este aumento es totalmente achacable a las importaciones de derivados del petróleo. No sorprende la contribución negativa del carbón, ya que ha perdido importancia como fuente de energía primaria. Estas evoluciones no deben obviamente interpretarse en el sentido de que el mayor peso del gas natural implique mayores emisio-

nes, porque es necesario comprobar las sustituciones que se han producido tanto en el consumo final como en la transformación energética; no obstante, estas cuestiones se pondrán de manifiesto en el análisis posterior.

Por lo que se refiere a las actividades, queda claro que el transporte es el gran responsable de las emisiones de CO₂ en Cataluña, que son casi la mitad del total. Sin embargo, son los servicios y los hogares los que más han incrementado su responsabilidad en las emisiones (sobre todo emisiones generadas en la obtención de electricidad). Así, el sector servicios ha pasado de representar el 5,9% en 1990-1992

al 9% en 2003-2005, una variación de 3 puntos (prácticamente la disminución de la industria) mientras que no llega al 1% el aumento del peso relativo de los hogares.

5.2. Efectos explicativos de la evolución de las emisiones de CO₂ vinculadas al uso de energía

La descomposición en factores explicativos de la evolución de las emisiones de CO₂ sigue el mismo método aplicado en el caso de la energía primaria, pero aplicando ahora el cálculo de las emisiones correspondientes por lo cual no repetiremos las expresiones ya vistas en el apartado 4 y a

las que sólo hay que añadir que cada término aparece multiplicado por la matriz diagonal de factores de emisión.

En los cuadros n.º 13 y 14 aparece la descomposición por efectos desagregada según dos perspectivas: la sectorial y la de las fuentes de energía que provocan las emisiones; en el Anexo II puede verse la desagregación cruzando las dos perspectivas.

Desde el punto de vista agregado, el efecto absolutamente dominante es el del consumo final de energía. Los efectos transformación y sustitución son de mucha menor cuantía. El primero actúa haciendo disminuir las emisiones, lo que contrasta con lo visto en el caso de la energía prima-

Cuadro n.º 13

Efectos explicativos de la contribución sectorial a la variación de las emisiones

	Transformación	Sustitución	Consumo final energía	Total
Cambios en valores absolutos, miles de toneladas (ktCO ₂)				
Primario	-3,8	-17,0	746,4	725,7
Industria	1.141,8	-685,8	3.936,2	4.392,2
Servicios	777,8	-231,1	1.857,3	2.404,0
Transporte	-259,7	-63,8	8.506,5	8.182,9
Doméstico	579,9	-318,5	1.967,7	2.229,1
Total	2.236,1	-1.316,2	17.014,1	17.933,9
Contribución a la variación de la energía primaria (% de las emisiones totales iniciales)				
Primario	0,0	-0,1	2,9	2,8
Industria	4,4	-2,6	15,2	17,0
Servicios	3,0	-0,9	7,2	9,3
Transporte	-1,0	-0,2	32,8	31,6
Doméstico	2,2	-1,2	7,6	8,6
Total	8,6	-5,1	65,7	69,2

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

Cuadro n.º 14

**Efectos explicativos de la contribución de las fuentes de energía primaria
a la variación de las emisiones**

Cambios en valores absolutos, miles de toneladas (ktCO₂)

	Transformación	Sustitución	Consumo final energía	Total
Carbón	-436,7	-1.150,0	687,8	-898,8
Petróleo	-8.658,4	-1.929,3	10.413,4	-174,4
SDP importados	7.663,7	-399,9	1.894,0	9.157,8
Gas natural	3.667,5	2.162,9	4.018,9	9.849,4
Total	2.236,1	-1.316,2	17.014,1	17.933,9

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del INE e ICAEN.

ria: ello se explica sobre todo porque el cambio más relevante en este terreno es el creciente peso relativo de las centrales de gas natural (más eficientes) a expensas de la energía nuclear lo que disminuye el coste energético medio de obtener electricidad, pero aumenta la intensidad media de emisiones de CO₂ por unidad de electricidad. En cambio, el efecto sustitución hace disminuir las emisiones, dado que el gas natural sustituye sobre todo a carbón y petróleo y sus emisiones por unidad de energía son significativamente inferiores.

Podemos ahora abordar el análisis desde el punto de vista de los sectores de actividad aquí considerados. Por sectores, la contribución más importante al crecimiento de las emisiones corresponde con diferencia al sector transporte (el incremento del transporte es casi el doble que el de la industria). En cambio, los aumentos asignados a los sectores servicios y doméstico son mucho más moderados. Para explicarlo es importante tener en cuenta que —en Cataluña— el mismo aumento de consumo

final de energía comportaría un mayor aumento de las emisiones en los casos de la industria y del transporte que en el doméstico y, sobre todo, los servicios, mucho más dependientes del uso de electricidad. Otro aspecto que podemos ver en el análisis sectorial es cómo el efecto sustitución que disminuye las emisiones es particularmente importante para el sector industrial, aunque también relevante para los sectores de servicios y doméstico. No obstante, como muestra el «efecto transformación», el incremento muy elevado de los consumos de energía eléctrica compensó ampliamente en todos estos sectores el «efecto sustitución» positivo. En el sector transporte, cuyas emisiones están totalmente dominadas por el uso de derivados de petróleo en los desplazamientos por carretera, los efectos sustitución y transformación tienen un papel muy pequeño.

Por lo que se refiere a la procedencia de las emisiones, el petróleo y sus derivados importados pueden verse como un conjunto cuyas emisiones aumentan como era de

esperar de forma muy considerable, dado el papel predominante del transporte en el incremento en el uso de la energía. Sin embargo, las emisiones de gas natural impulsadas por los tres efectos aún aumentan más. En el caso del carbón, en cambio, las emisiones totales disminuyen y ello se explica sobre todo por su sustitución en el consumo final por otras formas de energía.

6. CONCLUSIONES

En este trabajo hemos analizado, en primer lugar, la evolución del consumo final de energía durante el período 1990-2005 en Cataluña y hemos analizado cómo los consumos finales de energía crecen por encima del crecimiento del PIB en términos reales. Los aumentos relativos más importantes se producen en el sector servicios, doméstico y en el transporte. Es esta última actividad (que incluye el transporte privado y el comercial) la que experimenta un mayor aumento en términos absolutos, hasta llegar a representar un consumo final de energía superior incluso al del sector industrial.

Si en vez de hacer el análisis en cuanto a consumo final de energía, lo hacemos en cuanto a los requerimientos de energía primaria que permiten este consumo final de energía, podemos ver que el transporte, a pesar de su gran importancia, «arrastra» menos energía primaria que el sector industrial.

En el conjunto del periodo analizado, la energía primaria necesaria para disponer de las diferentes formas de energía final experimenta cambios significativos. El cambio más relevante es la disminución en la energía primaria que estimamos se utiliza de media para obtener una unidad de electricidad —de 2,96 los años 1990-1992 a 2,59 los

años 2003-2005— y aún más importante es el cambio en la composición media por fuentes de energía primaria que se utiliza para obtener una unidad de electricidad; mientras que para cada unidad de electricidad a principios de los noventa se gastaban 2,41 unidades de calor nuclear, en los años finales del estudio —debido al menor peso relativo de la energía nuclear en el *mix* eléctrico— se gastaban 1,56; en cambio, las necesidades de gas natural aumentaron claramente: de 0,12 unidades a 0,65 unidades, reflejando el creciente peso de las centrales térmicas de este combustible.

Los importantes cambios en las necesidades totales de energía primaria de Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005 han sido analizados mediante una descomposición en tres efectos o factores: efecto consumo final de energía (debido a los cambios en los niveles de consumo final de energía), efecto sustitución (debido a los cambios en la composición del consumo final de energía) y efecto transformación (debido a los cambios en la matriz de transformación energética que relaciona consumos finales de energía con requerimientos de energía primaria).

El efecto consumo final de energía es el más importante de los tres con diferencia y para todas las actividades. El efecto consumo final de energía provoca un aumento de los requerimientos de todas las fuentes energéticas, pero particularmente del petróleo, debido al papel del transporte y también a la creciente demanda de derivados de petróleo para «usos no energéticos».

El efecto transformación hace disminuir las necesidades de energía primaria, y esta disminución es más fuerte en aquellos sectores de demanda que más dependen de

la electricidad. El efecto sustitución, que tiene mucha relevancia para explicar las variaciones en los requerimientos de algunas fuentes de energía primaria no es, en cambio, demasiado relevante para explicar los cambios en el total de energía primaria para el periodo analizado.

Los requerimientos de energía primaria que más crecen son los de gas natural, debido a que tanto el efecto transformación (mayor proporción de producción eléctrica en térmicas de gas) como el «efecto sustitución» (creciente peso relativo del gas natural en el consumo final de industrias, servicios y residencial) son importantes y se suman al efecto consumo final energía. En cambio, el uso de energía nuclear aumenta poco en términos absolutos debido a que el efecto transformación (pérdida de peso relativo de la electricidad de origen nuclear) actúa en dirección contraria al efecto consumo final de energía. La única fuente de energía primaria que disminuye en términos absolutos es el carbón y eso es debido a que el efecto transformación (menor uso en el sector energético) y sustitución (menor uso en el consumo final) más que contra-

rrestan el efecto consumo final de energía. Por último, hay que destacar cómo en los años 2003-2005 hay una importante dependencia de la importación de derivados del petróleo ya refinados, mientras que en el conjunto del periodo 1990-1992 el saldo global de estos derivados en unidades energéticas fue exportador.

Seguidamente, hemos analizado la evolución de las emisiones de CO₂, el más importante de los gases de efecto invernadero asociadas al uso de energía. Hemos comparado también los años 2003-2005 con los años 1990-1992 y hemos seguido exactamente la misma metodología de descomposición en efectos.

Gran parte de los resultados en términos de emisiones se deduce directamente del análisis energético, por lo que ahora no repetiremos lo analizado pero sí destacaremos las diferencias que quedan resumidas en el cuadro n.º 15.

Lo primero a constatar es que las emisiones de CO₂ aún aumentan más que la energía primaria utilizada a pesar del gran aumento de ésta. Un factor, poco importante

Cuadro n.º 15

**Contribución al incremento de las necesidades de energía primaria
y las emisiones de CO₂ por efectos explicativos**
(en %)

	Transformación	Sustitución	Consumo final energía	Total
Energía primaria	-8,8	-0,4	64,1	54,9
Emisiones de CO ₂	8,6	-5,1	65,7	69,2

Nota: En el análisis de la energía primaria están incluidos los «usos no energéticos». De no incluirse los datos cambiarían ligeramente con un aumento total no del 54,9% sino del 53%

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos del INE e ICAEN.

cuantitativamente que actúa en este sentido, es que el efecto consumo final de energía es un poco mayor en las emisiones, debido al papel preponderante del transporte.

Pero el factor clave para explicar la diferencia es el efecto transformación que, desde la perspectiva del CO₂, ha tenido un papel negativo, contribuyendo al incremento de las emisiones en un 8%, aunque, desde la perspectiva de la energía primaria, las necesidades para transformación disminuyeron. La razón principal es el peso decreciente de la energía nuclear respecto a la producción de electricidad en centrales térmicas de gas natural; éstas tienen una mayor eficiencia en la conversión de calor a electricidad, pero emiten CO₂, a diferencia de las nucleares que (directamente) no emiten este gas. Este es un buen ejemplo de las diferentes conclusiones que a veces podemos extraer de un análisis en términos de energía primaria o de emisiones de carbono. (Y también un buen ejemplo, aunque éste es otro tema, de cómo unas presiones ambientales pueden disminuir a costa de que aumenten otras).

Por otro lado, la sustitución de combustibles en el consumo final —en favor básicamente

del gas natural— ha jugado un papel favorable a la disminución de las emisiones, mientras que fue más o menos neutral respecto a las necesidades totales de energía primaria, pero insuficiente para compensar el «efecto transformación».

Por lo que se refiere a la descomposición por actividades, todos los sectores aumentaron sus emisiones (teniendo en cuenta siempre la energía primaria «arrastrada») pero es el transporte el que explica más del 45% del aumento, una proporción aún mucho mayor que la que supone en el aumento de las demandas energéticas.

Una conclusión es que en el caso de Cataluña —como en el conjunto de España y a diferencia de otros países ricos— no es posible hablar de desvinculación entre crecimiento económico y uso de energía, ni mucho menos entre crecimiento económico y emisiones de CO₂, ni siquiera en «sentido relativo» o «débil» (es decir, de reducción de la intensidad energética o de la intensidad de carbono; Roca y Alcántara, 2001). Este artículo contribuye, a profundizar en las causas de esta evolución.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÁNTARA, V. (2003): «Comptabilitat satèl·lit del medi ambient». (<http://www.idescat.net/cat/idescat/formaciorecerca/formacio/CS%20Medi%20Ambient.pdf>).
- ALCÁNTARA, V. Y ROCA, J. (1995): «Energy and CO₂ emissions in Spain. Methodology of analysis and some results for 1980–90». *Energy Economics*, vol. 17,3: 221–230.
- 2003: «Consumo energético y actividad económica: Sobre el uso de los balances energéticos desde una perspectiva input-output». Campos PALACÍN, P. Y. CASADO RAIGÓN J. M (coord.). *Contabilidad Nacional Ambiental Integrada*, Consejo General de Colegios de Economistas de España, Madrid: 163–178.
- ANG, B. Y ZHANG, F.Q. (2000): «A survey of index decomposition analysis in energy and environmental studies». *Energy*, vol. 25: 1149–1176.
- ESTEVAN, A. (2005): «Modelos de transporte y emisiones de CO₂ en España». *Revista de Economía Crítica*, n. 4: 67–87.
- FERNG, J.J. (2001): «Using composition of land multiplier to estimate ecological footprints associated with production activity.» *Ecological Economics*, vol. 37: 159–172.
- 2002: «Toward a scenario analysis framework for energy footprints.» *Ecological Economics*, vol. 40: 53–69.
- HOEKSTRA, R. (2005): *Economic Growth, Material Flows and the Environment*. Edward Elgar, Cheltenham.
- IPCC (1997): «Revised 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory», IPCC, disponible en: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invslohtm
- ROCA, J. Y ALCÁNTARA, V. (2001): «Energy intensity, CO₂ emissions and the environmental Kuznets curve. The Spanish case», *Energy Policy*, vol. 29/7, Julio: 553–556.
- SUN, J.W. (1998): «Changes in energy consumption and energy intensity: a complete decomposition model». *Energy Economics*, 20: 85–100.

ANEXOS

Anexo I

Tablas detalladas sobre descomposición en diferentes efectos de los cambios en los requerimientos de energía primaria en Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005

333

Efecto total (Ktep)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Usos no energéticos	Suma
Carbón	-0,2	-231,1	15,0	-0,9	-7,6	-0,9	-225,6
Petróleo	6,3	-326,7	-72,3	525,2	-189,9	308,6	251,2
Saldo ref. Petróleo	201,0	459,7	93,6	2043,3	137,6	1.136,6	4.071,8
Gas natural	34,3	2.083,5	970,8	91,6	1.028,9	35,8	4.245,0
Biomasa	1,7	-37,8	7,5	-0,2	39,7	0,0	11,0
Solar térm.	0,0	0,1	0,7	0,0	3,5	0,0	4,4
Solar fotov.	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2
Eólica	0,2	7,6	5,3	0,4	3,8	0,1	17,5
Nuclear	0,4	-140,2	563,3	-11,4	57,7	2,5	472,3
Hidráulica	0,9	29,8	59,7	1,4	22,4	0,5	114,8
Saldo elec. Import.	2,1	86,2	79,8	4,6	46,9	0,8	220,5
R. Renov.	0,7	28,9	26,8	1,5	15,7	0,3	73,9
R. No renov.	0,1	49,1	3,8	0,3	2,7	0,0	56,1
Bioetanol	0,0	0,0	0,0	21,5	0,0	0,0	21,5
Biodiésel	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	11,1
Biogás	2,1	15,7	8,5	0,6	5,6	0,1	32,6
Total primaria	249,7	2.025,0	1.762,7	2.689,3	1.167,2	1.484,4	9.378,2

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN y de la metodología explicada en el texto.

Anexo I (continuación)

Tablas detalladas sobre descomposición en diferentes efectos de los cambios en los requerimientos de energía primaria en Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005

Efecto transformación (Ktep)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Usos no energéticos	Suma
Carbón	-1,1	-50,6	-30,1	-2,8	-24,5	-0,4	-109,6
Petróleo	-185,6	-537,8	-134,3	-1798,6	-191,9	-996,5	-3.844,7
Saldo ref. Petróleo	166,3	430,6	91,8	1.620,2	147,3	898,8	3.355,1
Gas natural	19,6	699,0	435,9	70,2	342,5	21,3	1.588,6
Biomasa	-0,1	-4,4	-2,6	-0,2	-2,1	0,0	-9,5
Solar térm.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Solar fotov.	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Eólica	0,1	6,4	3,8	0,4	3,1	0,1	13,9
Nuclear	-26,8	-1.183,5	-703,9	-66,0	-572,1	-8,8	-2.561,1
Hidráulica	-0,8	-37,5	-22,2	-2,1	-18,1	-0,3	-81,0
Saldo elec. Import.	0,9	41,1	24,6	2,3	19,9	0,3	89,2
R. Renov.	0,3	13,6	8,2	0,8	6,6	0,1	29,6
R. No renov.	0,1	4,6	2,7	0,3	2,2	0,0	10,0
Bioetanol	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Biodiésel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Biogás	0,2	9,4	5,6	0,5	4,6	0,1	20,4
Total primaria	-26,7	-608,8	-320,5	-175,0	-282,4	-85,4	-1.498,9

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

Anexo I (continuación)

Tablas detalladas sobre descomposición en diferentes efectos de los cambios en los requerimientos de energía primaria en Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005

Efecto sustitución (Ktep)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Usos no energéticos	Suma
Carbón	0,0	-277,9	2,3	-1,0	-10,7	-1,3	-288,8
Petróleo	-8,7	-250,5	-136,3	-14,6	-224,5	-3,3	-637,9
Saldo ref. Petróleo	-1,7	-49,5	-28,7	-2,9	-45,3	-0,7	-128,8
Gas natural	6,4	573,5	112,8	-2,6	234,2	4,9	929,2
Biomasa	1,5	-59,5	6,8	0,0	32,7	0,0	-18,5
Solar térm.	0,0	0,1	0,6	0,0	2,8	0,0	3,5
Solar fotov.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Eólica	0,0	0,0	0,1	0,0	-0,1	0,0	0,0
Nuclear	-0,5	-2,4	104,0	-29,1	-71,7	0,0	0,3
Hidráulica	0,0	-0,2	6,8	-1,9	-4,7	0,0	0,0
Saldo elec. Import.	0,0	-0,1	4,7	-1,3	-3,2	0,0	0,1
R. Renov.	0,0	0,0	1,6	-0,4	-1,1	0,0	0,0
R. No renov.	0,0	36,7	0,1	0,0	-0,1	0,0	36,7
Bioetanol	0,0	0,0	0,0	17,0	0,0	0,0	17,0
Biodiésel	0,0	0,0	0,0	8,8	0,0	0,0	8,8
Biogás	1,5	3,8	0,7	-0,1	-0,1	0,0	5,9
Total primaria	-1,6	-26,0	75,4	-28,2	-91,7	-0,4	-72,5

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

Anexo I (continuación)

Tablas detalladas sobre descomposición en diferentes efectos de los cambios en los requerimientos de energía primaria en Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005

Efecto consumo final energía (Ktep)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Usos no energéticos	Suma
Carbón	1,0	97,4	42,9	3,0	27,6	0,8	172,7
Petróleo	200,6	461,7	198,3	2.338,5	226,4	1.308,4	4.733,8
Saldo ref. Petróleo	36,4	78,6	30,5	426,0	35,6	238,5	845,5
Gas natural	8,2	811,0	422,1	24,1	452,2	9,7	1.727,2
Biomasa	0,3	26,1	3,3	0,1	9,1	0,0	38,9
Solar térm.	0,0	0,0	0,2	0,0	0,7	0,0	1,0
Solar fotov.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Eólica	0,0	1,2	1,4	0,1	0,8	0,0	3,5
Nuclear	27,7	1.045,7	1.163,1	83,6	701,5	11,4	3.033,0
Hidráulica	1,8	67,5	75,1	5,4	45,2	0,7	195,7
Saldo elec. Import.	1,2	45,2	50,5	3,6	30,2	0,5	131,3
R. Renov.	0,4	15,3	17,0	1,2	10,2	0,2	44,3
R. No renov.	0,0	7,8	1,0	0,1	0,6	0,0	9,4
Bioetanol	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0	4,5
Biodiésel	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	2,3
Biogás	0,4	2,5	2,2	0,1	1,2	0,0	6,4
Total primaria	278,0	2.659,9	2.007,7	2.892,5	1.541,3	1.570,2	10.949,6

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

Anexo II

Tablas detalladas sobre descomposición en diferentes efectos de los cambios en las emisiones de CO₂ en Cataluña entre 1990-1992 y 2003-2005**Efecto total (ktCO₂)**

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Total
Carbón	-0,69	-927,68	59,23	-3,50	-31,22	-903,87
Petróleo	19,12	-992,91	-219,75	1.596,56	-577,37	-174,37
Saldo ref. Petróleo	626,97	1434,12	291,89	6.374,37	429,28	9.156,64
Gas natural	80,09	4.869,24	2.268,84	214,14	2.404,63	9.836,95
Total	725,49	4.382,78	2.400,20	8.181,57	2.225,32	17.915,35

Efecto transformación (ktCO₂)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Total
Carbón	-4,58	-202,31	-120,35	-11,30	-97,81	-436,34
Petróleo	-564,01	-1634,85	-408,19	-5.467,12	-583,18	-8.657,35
Saldo ref. Petróleo	619,10	1.614,86	344,13	6.012,67	555,45	9.146,22
Gas natural	45,88	1.633,65	1.018,82	164,04	800,53	3.662,92
Total	96,41	1.411,36	834,41	698,29	674,98	3.715,45

Efecto sustitución (ktCO₂)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Total
Carbón	-0,07	-1.110,97	9,01	-4,17	-42,95	-1.149,16
Petróleo	-26,54	-761,39	-414,45	-44,44	-682,26	-1.929,08
Saldo ref. Petróleo	-6,12	-174,71	-100,62	-10,21	-159,22	-450,87
Gas natural	15,04	1.340,33	263,61	-6,13	547,36	2.160,22
Total	-17,68	-706,74	-242,44	-64,95	-337,08	-1.368,89

Efecto consumo final de energía (ktCO₂)

	Primario	Industria	Servicios	Transporte	Doméstico	Total
Carbón	3,99	389,67	171,53	12,06	110,39	687,65
Petróleo	609,66	1.403,33	602,89	7108,12	688,07	10.412,06
Saldo ref. Petróleo	129,27	280,49	109,53	1513,00	127,94	2.160,23
Gas natural	19,17	1.895,26	986,40	56,23	1.056,74	4.013,81
Total	762,08	3.968,75	1.870,35	8.689,41	1.983,15	17.273,74

Fuente: Elaboración propia a partir de los balance de energía facilitados por el ICAEN.

El trazado de las redes transnacionales de la economía vasca

La globalización de la economía está asociada a un proceso de reestructuración productiva y reorganización territorial en la que las distintas empresas y ámbitos espaciales se aprestan a activar sus propios recursos para no quedar al margen o poder competir con éxito en un mundo cada vez más interconectado. Si bien hasta la década de los 60 Bilbao constituyó el único centro industrial del País Vasco, las provincias de Álava y Guipúzcoa han ganado un importante peso industrial desde entonces. Hoy en día, la región se presenta como una estructura espacial polinuclear que puede tener el potencial suficiente para funcionar como una unidad económica con un alcance global. Tras analizar la globalización de la economía vasca en la Historia, las políticas de internacionalización de la economía vasca y la inversión extranjera directa, la reciente reindustrialización, las redes de comercio exterior para Bilbao y la CAPV, nos centramos en el puerto de Bilbao, que es comparable a los de Nueva York y Los Angeles en cuanto a importaciones en toneladas de mercancía y exportación, y puede considerarse por lo tanto como un nexo de unión regional/nacional con funciones globales.

Ekonomiaren globalizazioa dela eta, produkzioa berregituratu eta lurraldea berrantolatu egingo dira, eta horren ondorioz, enpresak eta espazioa, hau da, lurraldea, baliabideak mugiarazten hasi dira, egoera berri horretan alde batera geratu ez eta arrakastaz lehiatzeko modua izateko, gero eta interkonektatuagoa den mundu honetan. 60ko hamarkada arte, Bilbo izan zen Euskadiko industria-gune nagusia, baina orduan Arabak eta Gipuzkoak pisu garrantzitsua hartu dute industriaren arloan. Gaur egun, Euskadik nukleo askotako egitura espaziala dauka, eta behar besteko indarra izan dezake irismen globaleko unitate ekonomiko gisa jardun ahal izateko. Lan honetan, hasieran, euskal ekonomiak historian zehar izandako globalizazioa, ekonomia horren nazioarteko politika, atzerriko zuzeneko inbertsioa, berriki gertatutako berreindustrializazioa, eta Bilbok nahiz EAEk kanpo-merkataritzarako dituzten sareak aztertzen dira, eta hori egin eta gero, Bilboko portua aztertzeari ekin diogu. Kontuan izan behar da portu hori New Yorkekoarekin edo Los Angelesekoarekin erkatzeko modukoa dela, inportatutako eta esportatutako merkatalgaien tona-kopuruari dagokionez, eta hori hala izanik, eginkizun globala duen eskualde edo nazio mailako lotu-netzat har daiteke Bilboko portua.

Economic globalization is associated to processes of restructuring of production and territorial reorganization in which corporations and state actors and agencies activate their own resources in order to be able to compete in an ever more integrated world economy. Whereas until 1960 Bilbao constituted the only industrial center in the Basque Country, the provinces of Álava y Guipúzcoa have increased their industrial power since then. Today, the Basque region presents itself as a poli-centered spatial structure with the potential of working as an economic unit with global reach. After discussing the globalization of the Basque economy in historical perspective, the policies of internationalization and FDI, the recent reindustrialization, and the foreign trade networks, we focus on the port of Bilbao, which can be compared to those of New York and Los Angeles in terms of raw tonnage in imports and exports, and could therefore be considered a regional/national node with global functions.

ÍNDICE

1. Introducción
2. La actual ola de globalización
3. La globalización de la economía vasca en la Historia
4. Las políticas de internacionalización de la economía vasca
5. La inversión extranjera directa
6. La reciente reindustrialización
7. Redes de comercio exterior para Bilbao y la CAPV
8. El puerto de Bilbao como nexo de unión global
9. Conclusiones

Referencias bibliográficas

Palabras clave: reindustrialización del País Vasco, estructura espacial polinuclear, redes de comercio exterior, puerto de Bilbao.

Key Words: Basque Country reindustrialization, poli-centered spatial structure, foreign trade networks, port of Bilbao.

N.º de clasificación JEL: L80, L91, L92.

1. INTRODUCCIÓN

El País Vasco ha estado históricamente muy relacionado con los mercados internacionales gracias a su sector financiero (fundamentalmente gracias al Banco de Bilbao, al Banco de Vizcaya y, posteriormente, al BBVA)¹, la fuerza y alcance global del puerto de Bilbao (la principal ciudad de la zona), y

su base industrial manufacturera y de comercio exterior. Ha jugado de este modo un papel de unión entre la economía española y la mundial (muy especialmente en los mercados europeos y latinoamericanos). En cierto modo, estos precedentes históricos cuestionan la posible novedad del concepto de «ciudad-región global», aunque se debe admitir que en el caso del País Vasco, la «región» estaba, hasta hace poco tiempo representada económicamente prácticamente por la ciudad de Bilbao y su área metropolitana. Si bien hasta la década de los 60 Bilbao constituyó el único centro industrial del País Vasco, las provincias de Álava y Guipúzcoa han ganado un importante peso industrial desde entonces. Hoy en día, la región se presenta como una estructura espacial polinuclear que, como aquí

* El autor agradece las valiosas aportaciones efectuadas por los evaluadores anónimos en el proceso de revisión del artículo.

¹ Ha habido un gran debate en torno a la cuestión de si las corporaciones transnacionales (como los grupos bancarios) tienen una «nacionalidad». Mientras autores como Dicken, 2003 argumentan que están realmente unidos a su país o región de origen, otros como Sklair, 2001 hablan de una verdadera «clase capitalista transnacional». No entraré en cuestiones de movilidad y fijación de capital. El origen del BBVA es vasco y el banco continúa teniendo su sede social en Bilbao.

sostendremos, puede tener el potencial suficiente para funcionar como una unidad económica con un alcance global. Además, el traspaso de competencias a las comunidades autónomas y la «federación» *de facto* dentro de España han contribuido a la creación de gobiernos autónomos regionales con mucho poder desde 1980. El Gobierno Vasco tiene de hecho amplios poderes entre los que se incluye en el orden económico la autonomía fiscal y financiera. Sin embargo, me centraré en el trazado de algunas de las redes transnacionales que unen la economía vasca con la mundial.

Los análisis tradicionales de las ciudades globales y su inserción en la economía global (en los que destacan Castells, 1989 y Sassen, 1991) se han centrado en cuestiones tales como los servicios avanzados para empresas, telemática y tecnología informática, y las finanzas. Una perspectiva regional en un contexto global nos permitirá una visión más amplia del papel de la manufactura (el sector industrial en general), así como el cada vez más importante que representan los puertos en la economía globalizada de hoy en día. No olvidemos que autores como Michael Porter, entre otros, señalan que el aumento de la importancia de las ciudades-región globales en la economía global no significa una sustitución de las escalas nacionales o que los Estados nacionales vayan a dejar de ser formaciones sociales significativas (Porter, 2001, p.141; véase también Friedmann, 2001, p.122)².

² Uno de los debates que ha desencadenado el proceso de globalización es el de la dicotomía convergencia/divergencia de las dinámicas económicas, sociales e institucionales entre espacios diferentes. En otros términos, la cuestión que está debatiéndose en distintos foros es si la globalización no está produciendo una pérdida de vinculación de las relaciones, económicas, sociales y políticas con respecto al entorno local o territorial donde han nacido y, que al mismo tiempo, han contribuido a moldear. Hay autores que afirman que esta

Por tanto, nuestro análisis se centrará en la región vasca como una ciudad-región global, aún sin olvidar que el principal socio económico de los vascos continúa siendo la economía española, aunque la economía vasca se ha internacionalizado significativamente durante los dos últimos decenios.

La globalización de la economía está asociada a un proceso de reestructuración productiva y reorganización territorial en la que las distintas empresas y ámbitos espaciales se aprestan a activar sus propios recursos para no quedar al margen o poder competir con éxito en un mundo cada vez más interconectado. Es importante observar las tendencias globales porque, aunque la mayor parte de la actividad económica continúa siendo local o regional, las industrias que compiten fuera de esta área pueden ser conductoras del desarrollo económico³. Pero permítanme comenzar por las tendencias actuales que están teniendo lugar bajo el marco de la globalización.

desvinculación es irreversible; otros que las fronteras nacionales son en el actual contexto de globalización totalmente irrelevantes; o bien que las identidades político-culturales organizadas sobre una base nacional están siendo «desterritorializadas». Es indudable que el proceso de globalización genera unos intensos flujos económicos y culturales supranacionales que desbordan los tradicionales flujos nacionales y locales. La creciente importancia de dichos flujos y de actores globales tales como las empresas transnacionales serían, según muchos autores, los desencadenantes de los procesos de desterritorialización en curso, una desterritorialización que paradójicamente está impulsando los espacios regionales y locales a la búsqueda de la mejor posición en la frenética carrera por la competitividad global. Estas concepciones-representaciones exageradas de la economía global han acuñado expresiones como un «mundo sin fronteras» en el que los estados-nación desaparecen (véase los análisis de Kenichi Ohmae). Una extensa refutación de esta tesis puede verse en *The Myth of the Powerless State: Governing the Economy in a Global Era* de Linda Weiss, Cambridge: Polity Press, 1998.

³ Según Michael Porter (2001, p.146), las industrias locales de los EE.UU. representan alrededor del 64% del empleo privado total, un aviso de que no toda la actividad económica es global y ni siquiera de ámbito nacional.

2. LA ACTUAL OLA DE GLOBALIZACIÓN

La raíz de la actual ola de globalización parece residir en lo que los analistas han denominado «la nueva división internacional del trabajo» (Folker, Froebel y Kreye, 1980; Cohen, 1981) que ha ido creando una nueva geografía de la producción en el mundo durante los últimos 30 años y cambiado los complejos productivos de los países centrales a países periféricos. Por lo que sabemos, esta dispersión de la producción a escala planetaria ha causado el cierre masivo de plantas de producción en los países occidentales en sectores manufactureros tradicionales y ha ido acompañado de un resurgimiento o reorganización de las capacidades de control en unos pocos centros, que Saskia Sassen ha denominado «ciudades globales» (Sassen, 1991)⁴. Cabe señalar que el análisis de Sassen se centra en la industria financiera y en los servicios técnicos y de consultoría a empresa y servicios de alta tecnología (estrategia publicitaria, contabilidad sofisticada, planificación financiera, fusiones y dirección estratégica, diseño tecnológico e ingeniería...), no sobre la fabricación manufacturera, que hace tiempo que ha abandonado las ciudades centrales (y el centro de las ciudades).

Una segunda cuestión, no relacionada con la anterior, que cautiva la imaginación de los científicos sociales cuando intentan explicar las causas de la fase actual de globalización es la tecnología informática y la llamada «compresión tiempo-espacio» (Har-

vey, 1989) que puede estar creando «espacios de flujos» (Castells, 1989, 1996), en contraposición al «espacio de lugares» de nuestra experiencia cercana y directa. Según Castells, la novedad de la actual fase de reestructuración global tiene que ver con el aumento de la globalización mundial de la economía; ésta funciona ya posibilitada por la revolución telemática y de transportes, como una unidad a tiempo real en un ámbito planetario. Tanto Sassen como Castells centran sus análisis en el aumento de la economía basada en la información y en la terna conocida como FIRE (*finance, insurance, real state*), o finanzas, seguros e inmobiliaria y, más concretamente, la industria financiera que constituye, según opinión unánime, uno de los sectores más globalizados hoy en día. Mientras Castells parece pasar por alto el «lugar», en su sentido físico-geográfico, como una categoría fundamental para el análisis y mantiene que las «ciudades globales» son procesos, no lugares (Castells, 1996, p.380), el análisis de Sassen, que ha sido una fuerza conductora del estudio de las ciudades globales en los últimos 15 años, sostiene todo lo contrario. Para esta autora seguir estudiando las ciudades globales —frente a posturas que mantienen «el fin de la geografía»— está justificado debido al hecho de que la nueva geografía del capitalismo global puede estar creando una nueva jerarquía urbana global. Pero recordemos que la conectividad con la economía global no es necesariamente un factor de fuerza y proyección global exclusivos del sector financiero nacional.

En cualquier caso, parece haber cierto acuerdo en cuanto a las características generales que marcan la secuencia actual de la economía mundial capitalista: 1) un sistema expansivo de corporaciones multinacionales, 2) una creciente fuerza de la globali-

⁴ Un marco teórico para poder entender las ciudades en el contexto de la globalización, basado en una estrategia analítica de varios niveles que permiten unirse a una reflexión conjunta sobre las ciudades, regiones, estados y la economía global, ha sido desarrollado por Gerardo del Cerro en *Ciudades y globalización: un enfoque teórico*, Revista Española de Sociología, 4, Septiembre, 2004.

zación financiera y un cambio radical de las finanzas y del papel de las instituciones financieras, 3) una difusión de la doctrina del «Estado minimalista» y, consecuentemente, 4) una liberalización y privatización de los servicios y de las empresas públicas en todo el mundo. Estas características no son necesariamente nuevas en la economía mundial. Arrighi, por ejemplo, define la globalización de la siguiente manera: «la globalización puede resultar un término utilizado para indicar el cambio de un sistema financiero global controlado por una jerarquía de organismos públicos internacionales y de agencias gubernamentales, encabezadas por los EE.UU., a un sistema financiero globalizado de una manera más equitativa, en el que los gobiernos tienen un control menor sobre sus sistemas financieros nacionales y compiten ferozmente entre sí por captar ayuda del capital privado pero tienen más influencia a escala mundial» (Arrighi, 2000, p.119). Véase que esta definición hace caso omiso de la tendencia a la globalización de las actividades manufactureras, representada en la nueva división internacional del trabajo y estudiada bajo el paradigma denominado «cadenas globales de producción y distribución» (Gereffi y Korzeniewicz, 1994).

Los estudiosos de los vínculos existentes entre el proceso de formación del Estado y acumulación de capital a escala mundial tales como Tilly ofrecen una definición complementaria: la globalización sería «un aumento del alcance geográfico de las interacciones económicas y sociales de ámbito y efectos locales, especialmente cuando dicho aumento se extiende a una proporción importante de interacciones que traspasan los límites internacionales o intercontinentales» (Tilly, 1995). Aquí es donde Tilly nos acerca a conceptos generales aso-

ciados con la globalización del tipo «amplificación espacio-temporal» de Giddens y «la compresión espacio-temporal» de Harvey.

Tilly reconoce cuatro periodos de globalización intensa en el último milenio: 1) la aparición durante el siglo XIII de un sistema de comercio mundial afroeuroasiático analizado brillantemente por Janet Abu-Lughod en su obra *Before European Hegemony* (1989); 2) el surgimiento del «sistema mundial moderno» en el siglo XVI como acuñó Emmanuel Wallerstein (1974); 3) un periodo de imperialismo europeo durante el siglo XIX en el cual 4/5 partes del mundo se encontraba bajo el control de los estados europeos; y 4) el periodo actual, generalmente caracterizado por los rasgos anteriormente mencionados y que indican el auge de un sistema mundial con diversos centros, concretamente con tres núcleos: EE.UU, Europa y Asia oriental.

Existe una diferencia entre la ola de globalización del siglo XIX y la actual: mientras los estados del siglo XIX ganaron el control de la innovación tecnológica, la producción, el empleo, y la transferencia de capital, ideas y personas dentro y fuera de sus fronteras, hoy en día los estados están perdiendo dicho control (Tilly *et al.* 1995, p.14-18). Esto no significa que los estados estén a punto de desaparecer como formaciones sociales significativas, sino que han de reconfigurarse para intentar continuar su labor como actores globales fundamentales y activos, tanto en sus territorios como fuera de ellos, aunque para ello hayan de transformarse formando parte de organizaciones supranacionales que aparentemente limitan su soberanía.

Otra diferencia de la actual corriente globalizadora en relación a las pasadas es la proliferación de corporaciones o empresas

transnacionales; en 1980 se contaron 10.000 en los EE.UU.; en 1990, alrededor de 30.000 (Stopford and Dunning, 1983, p.3; Ikeda, 1996). En muchos sentidos las corporaciones transnacionales todavía «necesitan» de los estados —como los necesitaron en su origen y para su consolidación— pero, paradójicamente, su proliferación ha mermado los poderes de los estados occidentales, debido en parte a la pérdida de los marcos regulatorios tradicionales.

Gereffi ha dividido la actual etapa de globalización en los siguientes periodos: a) globalización basada en la inversión directa (1950-70); b) globalización basada en el comercio (1970-1995); c) globalización digital (desde 1995 en adelante). Esta reconstrucción es por supuesto un modelo teórico, es decir, realista pero simplificado y no hace justicia al hecho de que tanto la globalización de la inversión y los flujos de capital como la de comercio son simultáneas a la globalización digital. La periodización de Gereffi es sin embargo útil para comprender la diversidad de las fuentes que estimulan el proceso que todos llamamos globalización, el cual es parcialmente equiparable al término «internacionalización» aunque algunos lo distinguen del primero argumentando que ésta envuelve una integración funcional de actividades globalmente dispersas que no existían en periodos históricos anteriores. Dicha distinción por supuesto tiene más que un valor heurístico, ya que refleja el proceso que está teniendo lugar en el sistema mundial. Sin embargo, es un matiz útil solamente si uno presta atención a la funcionalidad del sistema global dirigido por las llamadas «cadenas globales de producción y distribución», un enfoque en el cual destaca Gereffi (véase Gereffi, 1994). Para nuestro propósito en este artículo, utilizaremos el término globali-

zación para referirnos a la internacionalización y la expansión de los flujos económicos que unen una región con la economía global.

3. LA GLOBALIZACIÓN DE LA ECONOMÍA VASCA EN LA HISTORIA

La corriente actual de globalización constituye la tercera a lo largo de la historia vasca. La primera coincidió con la expansión global de España y Castilla en el siglo XVI, aunque los comerciantes estaban ya presentes y de forma activa en las principales ciudades del mundo (sobre todo en Europa) en el siglo XIV, como documenta Abu-Lughod (1989). La segunda está unida al ascenso de Gran Bretaña como poder imperial durante el siglo XIX, y coincidió con la época de gran expansión de un emergente capitalismo industrial en Bilbao. La tercera, en la que nos encontramos, está teniendo lugar al mismo tiempo que asistimos a un relativo declive de Occidente, la reconstrucción de los Estados-nación europeos bajo la UE y las renovadas proyecciones globales de España especialmente en Latinoamérica.

Durante mucho tiempo se ha sostenido que la economía vasca se ligó al destino de la economía española y a su expansión global durante el siglo XVI, cuando Europa se preparaba para ejercer la hegemonía mundial con la emergencia del sistema mundial moderno. Recientes investigaciones (Grafe, 2001) sugieren además que la economía regional del norte de España se integró de forma gradual en la red comercial transatlántica que incluye Inglaterra y los nuevos territorios de América entre 1620 y 1650 aproximadamente. Los comerciantes vascos, constructores de buques y propieta-

rios, así como los puertos comerciales de las costas vascas jugaron un papel clave en este cambio de una dependencia local de la economía del norte respecto de Castilla a un papel más autónomo en el comercio global. El cambio en la integración comercial fue seguido por un marcado cambio en la actuación de diversos sectores de la economía cantábrica. Los comerciantes locales establecieron contactos con la nueva comunidad extranjera y ello fortaleció el sector protoindustrial del hierro. Surgieron en la región economías de aglomeración y Bilbao se convirtió con diferencia en el centro comercial más importante del Norte. El resto de los puertos de la costa norte perdió volumen de comercio en favor de Bilbao, y los puertos más pequeños dejaron de competir en el comercio extranjero. Además, los comerciantes de Bilbao comenzaron a controlar el comercio de lana aventurándose en Castilla para comercializar con alimentos básicos sin intermediarios castellanos. En resumen, la integración en una amplia red comercial transatlántica (que daba acceso a las colonias inglesas) modificó la estructura económica de la región y aportó a los puertos y comerciantes vascos un mayor dominio del comercio exterior.

Un segundo periodo de globalización de la economía vasca tuvo lugar a finales del siglo XIX y comienzos de XX. Esta etapa tuvo lugar en un contexto estructural considerablemente diferente porque ya se había desarrollado en España un mercado nacional y éste permitió a la industria bilbaína afianzarse para abastecer dicho mercado. La poderosa burguesía bilbaína no sólo creó un sector industrial que se extendía por toda España, sino que fue además miembro del bloque del poder político nacional y disfrutó de cierta influencia política en el Estado. Sin embargo, los vínculos en-

tre la economía local y los mercados internacionales seguían siendo importantes. En una época de desarrollo del mercado global de comercio en el que Gran Bretaña constituía el núcleo metropolitano y la cabeza del imperio, la minería de hierro bilbaína encontró su destino principal en aquel país, formando parte de una economía mundial más amplia. La internacionalización del proceso de distribución y extracción de minas viene documentada por historiadores económicos vascos como Montero (1998) y Fraile (1985).

En resumen, basta con señalar que el periodo actual de la globalización vasca puede presentar similitudes estructurales más con el siglo XVII que con la segunda globalización del siglo pasado. En ambos casos (en el siglo XVII y ahora) el Estado nacional estaba en una relativa decadencia debido a las fuerzas globales crecientes y a los desarrollos internos. Obviamente, una diferencia fundamental es que antes no existían las fuerzas políticas y legislativas de ámbito regional que hoy existen, y que pueden ser un motivo adicional para pensar que el País Vasco se esté transformando en una ciudad-región global del siglo XXI, compartiendo el porvenir de la ola de globalización actual.

El desarrollo de la industria de servicios financieros en el País Vasco es contemporáneo a la industrialización que se desarrolló desde mediados del siglo XIX. A principios del siglo XX, el peso del País Vasco en el sistema financiero español era importante, alcanzaba un 17% del valor de los activos financieros. Aunque actualmente ha perdido peso en dicho sistema, sigue siendo un sector de actividad importante en la economía del País Vasco, dando empleo a un 2% de los trabajadores. El sector financiero produce un alto valor añadido, y ge-

nera efectos multiplicativos en la actividad económica, que permite ofrecer servicios a otras regiones y países, y da visibilidad internacional a las ciudades y regiones en las que se concentra, por lo que sería esencial que el País Vasco recupere el protagonismo perdido en el sector financiero.

El sector financiero ha perdido peso en el seno de la economía vasca, desde un 9,4% del PIB a finales de los 1980 hasta el 5,4% del 2002. A pesar de que esta reducción ha sido algo más acusada que otras Comunidades Autónomas, el País Vasco sigue siendo la tercera, tras Madrid y Cataluña, con mayor peso de dicho sector en el PIB. Se trata de un sector muy concentrado en la banca, con un 60% del total, a la que siguen los seguros, 30%, y los servicios de inversión, 10%, tanto si consideramos los ingresos como el valor añadido. El sector de servicios financieros tiene también un efecto indirecto sobre la economía a través de la demanda que genera de bienes y servicios producidos en el País Vasco por otros sectores económicos⁵. En el País Vasco tienen su sede 16 entidades de crédito, de las cuales 5 son bancos (3 de ellos, el BBVA y dos filiales), 3 cajas de ahorros, 2 cooperativas de crédito, 5 establecimientos financieros de crédito, además de una entidad de crédito extranjera. Sin embargo en el BBVA, la más importante de todas ellas, se ha registrado un desplazamiento de buena parte de sus servicios centrales a Madrid. El negocio bancario efectuado en el País Vasco ha perdido significativamente peso en el conjunto de España, debido al mayor crecimiento de este último. La Bolsa

de Bilbao aporta en torno al 6,7% de la contratación del mercado continuo bursátil español, siendo la contratación de los corros muy poco relevante.

4. LAS POLÍTICAS DE INTERNACIONALIZACIÓN DE LA ECONOMÍA VASCA

A pesar de sus profundas, conexiones históricas y culturales con el resto de España, el País Vasco ha continuado ligado a los mercados extranjeros de forma independiente. Especialmente después de que España ingresara en la Comunidad Europea en 1986, la economía vasca ha experimentado una considerable internacionalización. Desde aproximadamente 1980 se aprecia una evolución tendencial clara en el porcentaje de las ventas de bienes vascos hacia el resto de España: la participación pasa de cerca de un 75% en 1980 hasta el 54% en 2000. Tras la adhesión de España a la Comunidad Europea una vez finalizado el periodo transitorio y consolidada la apertura comercial, buena parte de la demanda española de manufacturas metalúrgicas y máquinas-herramientas que era suministrada por las empresas vascas pasaron a ser satisfechas por empresas europeas más eficientes. Hoy en día, las exportaciones vascas a países extranjeros (con un total de 12.503,79 millones de dólares en 2001) alcanzan el valor de la producción regional destinada al resto de España (14.643,11 millones)⁶.

En cuanto a las importaciones, la situación es diferente, ya que el País Vasco es más dependiente de España (17.354,27 millones de dólares) que de otros países

⁵ Aplicando el método de las tablas input-output, 1 euro de demanda adicional del sector financiero vasco generaría una demanda adicional de 0,534 euros en otros sectores locales, principalmente servicios a empresas, comunicaciones, construcción y actividad inmobiliaria.

⁶ EUSTAT (Instituto Vasco de Estadística), Estadísticas de comercio exterior de varios años.

(9.136,97 millones). En efecto, a pesar de ciertas oscilaciones, el porcentaje de compras con origen en el resto de España sobre el total de compras al exterior, se ha mantenido desde 1980 en torno al 67%. Tanto España como el País Vasco se han «globalizado» durante los últimos 20 años pero, en conjunto, la economía vasca está actualmente más globalizada que la española. De hecho, el «grado de apertura» de la economía vasca en 2000 (el ratio de importaciones más exportaciones de bienes y servicios sobre el PIB) fue del 128,7, mientras que el español fue del 52,5⁷. Los motivos de esta enorme dimensión internacional de la economía vasca tienen un origen político, económico y estructural (la reducida dimensión de la economía vasca).

La entrada de España en la Comunidad Europea representó un catalizador del cambio de la política industrial vasca. Con pequeñas y medianas empresas constituyendo alrededor del 90% de la base industrial vasca, un nuevo modelo industrial era necesario para competir en el nuevo mercado europeo. La reestructuración industrial llevada a cabo durante la década de los ochenta, especialmente en las zonas industriales más antiguas, como el área metropolitana de Bilbao, que concentraba industrias e instalaciones obsoletas en los sectores del acero y la construcción de buques, adquirió enormes dimensiones. No sabemos todavía qué le deparará el futuro al área metropolitana de Bilbao, en términos de producción industrial, porque el desmantelamiento industrial que tuvo lugar fue considerable y todavía no se ha recuperado por completo de la pérdida de puestos de trabajo. Pero si analizamos el País Vasco en su conjunto, los últimos 20 años

de su historia económica han sido satisfactorios y logrado un resurgimiento espectacular de la industria y la economía vasca.

La estructura industrial se ha renovado y diversificado, y la región, al menos la mayor parte de ella, se ha beneficiado del crecimiento económico de la economía española. Aunque la industria pesada todavía permanece como el principal foco de la zona, el País Vasco está encontrando su sitio en sectores como la electrónica, los componentes de automoción, la aeronáutica, la informática, los bienes de capital, bienes de producción y herramientas de maquinarias. En 1997, la producción vasca representó una cantidad significativa de la producción industrial española en ciertos sectores, sobre todo en herramientas manuales (90% de la producción nacional), maquinaria y herramienta para el metal (80%), bienes de capital (75%), electrónica industrial (70%), acero especializado (65%), electrodomésticos (40%)⁸. Aunque parte de esta revitalización económica ha sido debida a «factores externos» o exógenos derivados de la integración en la Comunidad Europea, sin el deliberado propósito y sin las políticas del Gobierno Vasco, no se habría logrado dichas metas. Es más, el propio Gobierno Vasco es consciente de su protagonismo en el éxito de la reciente transformación económica de la región.

La «primera transformación económica», coincidiendo con la entrada en la Comunidad Europea, fue el tránsito de una cultura económica basada exclusivamente en el acero, el mercado nacional, la competitividad «coste-precio» y la gestión y tecnología tradicional a una estrategia de desarrollo que promueve la innovación tecnológica

⁷ Ibidem.

⁸ Liston, Linda; Basque Country; Site Selection; Junio/Julio de 1997.

sistemática, la diversificación industrial, las alianzas estratégicas y clusters y la penetración en los mercados internacionales sustentada toda ella en los principios de gestión total de calidad, innovación tecnológica permanente y capital humano. El resultado es un ingreso per cápita que se ha duplicado entre los años 1985 y 2001, un desempleo que ha disminuido a más de la mitad y una elevación de la renta per cápita que ha sobrepasado la media europea. En el año 2001, la Segunda Gran Transformación propuesta por el Lehendakari se basa en tres pilares clave: la construcción de una sociedad del conocimiento y la información, la extensión de la «calidad total» como referente de identificación internacional del País Vasco y hacer de éste uno de los lugares con más renombre en Europa, en lo que a tecnología e investigación se refiere⁹.

Desde principios de los noventa, el Gobierno Vasco, en asociación con los principales agentes (*stakeholders*) institucionales y económicos, ha patrocinado una serie de iniciativas con el objetivo de impulsar y mejorar la posición competitiva de las empresas vascas. Éstas incluyen dos planes de política industrial (el de 1991-95 y 1996-99), un plan de tecnología industrial (1993-96), y un plan de tecnología y ciencia (1997-2000). Tras la restauración de la democracia en España, la política industrial vasca establece como objetivo la internacionalización de las empresas vascas y para tal fin se creó en 1982 la Sociedad para la Promoción y Reconversión Industrial (SPRI) y, posteriormente, el «Plan estratégico para la promoción extranjera» (1996).

⁹ J. J. Imaz, Consejero del Departamento de Industria, Comercio y Turismo del Gobierno Vasco, en *Sociedad para la Promoción y la Reconversión Industrial (SPRI)*, Informe Anual, Vitoria-Gasteiz: SPRI, 2001, p. 43.

La autonomía fiscal de la que disfruta la Comunidad Autónoma Vasca le permite establecer sus propias prioridades políticas y el Gobierno Vasco ha apostado por una política industrial innovadora e invertido fuertemente en investigación y desarrollo (duplicando la media española), ha intensificado la formación profesional y ha hecho un uso eficiente de la capacidad industrial de la región. Más concretamente, el programa internacional de SPRI ha contribuido a que muchas empresas vascas busquen canales de distribución y establezcan acuerdos con empresas extranjeras para desarrollar proyectos conjuntos, tanto en el ámbito nacional como en el extranjero, especialmente con Latinoamérica, utilizando a menudo miembros de la diáspora vasca en Cuba, México, Chile, Argentina, Colombia, Venezuela o Perú como mediadores y enlaces (por ejemplo las Instituciones Vasco-Chilena o la Vasco-Argentina). Se ha extendido una red desarrollada de oficinas y agentes de SPRI en diversos países (EE. UU., sobre todo en Chicago, México, Chile, Argentina, Venezuela y Cuba), facilitando así el contacto entre las partes¹⁰.

Como resultado de esta estrategia de internacionalización de la mano del Estado y la fase positiva del ciclo económico, muchas empresas vascas se han «globalizado» y ahora se encuentran presentes en mercados extranjeros. CAF (Construcciones y Auxiliar de Ferrocarriles) tiene 3 empresas en España y se ha establecido en México, Argentina, Brasil, Holanda, Hong Kong, Gran Bretaña, Portugal y Finlandia. Alrededor del 68% de los pedidos de la empresa proviene del mercado internacional. Dicha globalización ha afectado incluso a la Cooperativa Mondragón (MCC), un líder mundial

¹⁰ SPRI, op. cit., p. 58.

en el movimiento cooperativista y un icono industrial en el País Vasco. MCC es el grupo industrial más grande del País Vasco y se encuentra entre los ocho mayores de España. Ahora mismo está presente en países como Tailandia, China, Marruecos, Francia, Brasil, La República Checa y Bretaña. La internacionalización de MCC está generando un crecimiento económico importante pero también ha contribuido al cambio en la estructura interna de dirección y algunos de sus principales hitos cooperativistas tradicionales han sido modificados o suprimidos¹¹. La maquinaria y herramienta vasca se vende en más de 100 países, fundamentalmente en Alemania, Francia, EE.UU., Portugal y Argentina. Un 70% de la producción se envía a países altamente industrializados. La industria de autocomponentes vasca compite eficazmente con proveedores de Japón, Francia y Reino Unido. Gamesa, una empresa de gran peso en el sector de la aeronáutica, es bien conocida en el exterior como un proveedor de calidad y participa en diversos proyectos multinacionales en Europa y América. Sidenor, empresa líder en el acero nacida tras la reestructuración de dos viejas plantas de acero, fue privatizada en 1995 (con una pérdida de 2.300 puestos) y actualmente está globalizando sus operaciones rápidamente con una red de ventas en varios puntos del mundo, aunque la mayor parte del negocio de la empresa se encuentra en España.

5. LA INVERSIÓN EXTRANJERA DIRECTA

La inversión extranjera directa (IED) vasca en países extranjeros en el 2000 fue de unos

3.000 millones de dólares, con más del 10% de dicha cantidad perteneciente al sector químico¹². La mayoría de ese dinero (2.400 millones) fue invertida directamente en la adquisición de empresas locales y en acciones corporativas. El resto fue diversificado entre distintos sectores industriales tales como maquinaria y herramienta, agentes inmobiliarios, transporte y comunicaciones. Sin embargo, alrededor de un 75% de la IED vasca total es atribuida a grandes empresas del sector bancario y de seguros. Alrededor del 80% de su inversión tuvo lugar en países que no pertenecían a la OCDE debido a la inversión ingente del BBVA en Latinoamérica. La IED vasca es todavía baja si la comparamos con su pujanza y con la aportación vasca al PIB español (4,9% de la población española y 6,4% de su PIB en 2003), y visiblemente menor en relación con las cifras de la década de los sesenta y setenta. Durante estos años, la IED de procedencia vasca representó más del 10% de la española. Obviamente, aquellos sectores en los que el País Vasco está más especializado y es más competitivo (Metalurgia y productos metálicos, Maquinaria y equipo mecánico y Caucho y plástico) son los que tienen los porcentajes de IED más altos. En cuanto al destino geográfico de la IED vasca, los principales destinos a lo largo del decenio 1993-2002 han sido la UE (25,5%) y América Latina (40,6%).

Las multinacionales extranjeras también se han instalado en territorio vasco, a pesar de la nefasta influencia del terrorismo¹³. La mano de obra cualificada y comparativa-

¹² EUSTAT y el Ministerio de Economía, Estadística de Inversión Extranjera, 2000.

¹³ Dos investigadores de Harvard calcularon el coste de la violencia en el País Vasco en un 10% de su PIB, Abadie, A. and Gardeazabal, J., «The Economic Costs of Conflict: A Case-Control Study for the Basque Country,» National Bureau of Economic Research, Trabajo número. 8478, Septiembre 2001.

¹¹ Huet, T., «Can Coops Go Global?, *Dollars and Sense*, Noviembre 1997.

mente barata puede ser un factor de atracción, aunque las organizaciones empresariales del País Vasco se quejan de que los trabajadores vascos son en promedio un 22% más caros que los españoles. Otros factores que contribuyen a la atracción de dicha inversión extranjera son una buena red de comunicación, una tradición y habilidades industriales y unas redes de eficientes proveedores y bien comunicados. La IED extranjera aumentó durante la década de los 90. Mientras en 1991 la inversión extranjera total fue del 128 millones de dólares, representando tan sólo un 1% de la española, en 1997 ya alcanzaba los 929 millones de dólares, situándose en un 5,2% de la española. Sin embargo, hay que advertir que España (e igualmente el País Vasco) ha ido perdiendo progresivamente atractivo para la inversión del capital extranjero, a pesar del fuerte incremento de la IED en el trienio 1999-2002. La cuota del País Vasco en la IED llegada a España se sitúa en torno al 4%, lo que contrasta llamativamente con la dimensión de su economía, su dinamismo y las ventajas de todo tipo (economías de aglomeración, externalidades tecnológicas, coste laboral unitario, política fiscal empresarial, planes industriales, etc.) que presenta.

En cuanto al origen geográfico de la IED, sólo Francia y Alemania representan cada uno el 20% del total, seguidos de Italia y EE.UU. que representan un 10% respectivamente. Algunas multinacionales presentes en el País Vasco son Daimler-Chrysler, Bridgestone, IBM, General Electric, Michelin, Mead Packaging, Chase Manhattan, ITT Hartford, Ericsson, PepsiCo, y Elf Atochem. La inversión de la UE fue de 2.600 millones y proviene la mayoría de los Países Bajos (2.000 millones), seguido por Bretaña y Luxemburgo. Fuera

de la UE, el principal inversor es EE.UU. con 235 millones de dólares¹⁴.

Un imán importante para las empresas extranjeras que buscan establecerse en España son las políticas fiscales vascas, extremadamente «amistosas» con las corporaciones. El tipo impositivo del impuesto de sociedades es uno de los más bajos del país (32,5 frente a 35%). Además, el Gobierno Vasco ofrece toda una serie de compensaciones para los inversores extranjeros, tal y como créditos fiscales para la formación de los empleados, facilidades a las exportaciones y empleo, enclaves industriales con precios baratos, y subvenciones en I+D. Esto ha ocasionado problemas políticos significativos con el Gobierno español e incluso la pronunciación por parte de tribunales españoles y europeos. El Gobierno central del Estado ha intentado durante años que el País Vasco armonice su régimen fiscal con el resto de España, pero su posición ha sido constantemente desestimado por los tribunales, incluido un fallo reciente en el que el Tribunal Superior del País Vasco sostuvo la decisión de los Tribunales españoles de permitir un impuesto de sociedades más bajo en el País Vasco. Sin embargo, el tribunal también decretó la abolición del sistema de franquicias fiscales y subvenciones económicas para empresas que se establecían en la región.

El País Vasco forma parte de un grupo creciente de regiones lanzados a la búsqueda de mercados de capital extranjeros donde encontrar fondos baratos y desplegar agresivas campañas de promoción internacional en las que se ofrece una imagen de «un clima próspero para los negocios».

¹⁴ EUSTAT y el Ministerio de Economía, Estadística de Inversión Extranjera, 2000.

La Hacienda vasca ha buscado dicho acceso a mercados internacionales mediante la información y difusión de la economía vasca. Según el Gobierno Vasco, «podemos recaudar dinero de una forma más barata vendiendo bonos a nuestra propia población», gracias a la favorable ley regional vasca de impuestos sobre los rendimientos de capital (ingreso de intereses)¹⁵; Sin embargo el vender bonos al exterior, incluso con un coste superior, pagando incluso índices de interés altos, se eleva la percepción internacional del País Vasco. Según los responsables financieros del Gobierno Vasco «una ola de interés mediático y una lista de nuevos contactos hacen que merezca la pena pagar una prima superior a si lo hiciéramos en el mercado local»¹⁶. De este modo, el País Vasco ha emitido y vendido deuda pública en Francia, Alemania, Suiza, EE.UU. y Japón por un valor total de 571 millones de dólares durante los últimos 6 años. La autonomía fiscal y la brillante actuación económica son los argumentos que el Gobierno Vasco utiliza para convencer a las agencias de calificación crediticia de que les concedan calificaciones tan altas como al Estado¹⁷. Pero esta estrategia se enfrenta al escepticismo en muchas ocasiones. El romper con la calificación crediticia de España sería el tipo de «golpe de propaganda» que el Gobierno Vasco está buscando. Transmitiría la solidez de la región a los inversores extranjeros y sería un ejemplo al cual podrían aspirar otras regiones de la UE.

¹⁵ Walker, M., «Spreading the word with bonds,» *Euromoney* número 359, Marzo de 1999, p. 72.

¹⁶ Walker, M., op. cit., p. 73.

¹⁷ Desde 1992 existen en España tres agencias de rating: Moody's Investor Service, Fitch-IBCA y Standard & Poors. La máxima calificación para emisiones en pesetas la ostentaba el Reino de España (AAT según la calificación de S&P (N. del E.)).

La competencia en Europa se ha transformado en un asunto político para el Gobierno Vasco, que busca una presencia directa en las instituciones europeas, hasta el punto de bloquear los acuerdos más importantes con Madrid. La plena capacidad normativa y de ejecución de políticas fiscales independientes es parte de la autonomía financiera de la región, expuestas en una ley llamada «el Concierto económico». El Concierto fue propuesto por primera vez en el siglo XIX y reestablecido en 1981 tras el final de la dictadura de Franco. Cuando en 2001 los vascos negociaron con Madrid para establecer un nuevo acuerdo tras haber expirado el anterior, que contaban con 21 años de antigüedad, los ajustes técnicos no eran una cuestión de preocupación para el Gobierno español, el cual aceptó todas las propuestas presentadas por los representantes vascos. En cambio, a pesar de la oposición de la representación del Estado, los representantes vascos presionaron para conseguir una representación directa en Bruselas en cuestiones fiscales. Según ellos, el hecho de que el País Vasco tenga su propio Departamento de Hacienda hace que la región deba tener voz independiente en el contexto europeo.

6. LA RECIENTE REINDUSTRIALIZACIÓN

Las imágenes típicas de la reestructuración capitalista en Occidente presentan el proceso asociado a la desindustrialización masiva producida por el desmantelamiento de los sectores industriales tradicionales (siderurgia, construcción naval, electrodomésticos de línea blanca, etc.). Por el contrario, los procesos de reindustrialización y el aumento de la actividad económica en sectores intensamente reestructurados o

en otros nuevos surgidos en el ámbito regional (servicios culturales, servicios de alta tecnología a empresas,...) han sido mucho menos estudiados. Resulta esencial una especial atención al sector fabril industrial, si queremos valorar las capacidades globales de la región vasca, ya que «el desarrollo sostenible nunca viene promovido externamente sino que debe ser generado en el seno de la propia economía regional» (Friedmann, 2001, p.125), puesto que las regiones se aprovechan de la acumulación histórica y el desarrollo endógeno del capital físico, social y humano existente en su seno. Más que considerar a Bilbao como un área post industrial de producción, un enfoque regional nos permite caracterizar a la región vasca como una ciudad-región industrial emergente y globalizada, con Bilbao como su capital económica. A pesar de las graves pérdidas de empleo durante los 80 como consecuencia del ajuste impuesto por la tardía reconversión industrial que tuvo graves consecuencias económicas y sociales (en tan solo 15 años se perdió buena parte del tejido empresarial y el 45% del empleo en el sector industrial), en 2002 la industria todavía concentró el 29% de la población activa del País Vasco en comparación con el 41% de 1985. Las cifras cambian a un 25% cuando se trata del área metropolitana de Bilbao (38,9 en 1985)¹⁸. Entre 1985 y 2002 el número de personas trabajando en el País Vasco aumentó de 656.400 a 894.500, un crecimiento del 36%, a pesar del hecho de que la población regional se ha mantenido constante o incluso ha disminuido ligeramente. La mayoría de estos puestos de trabajo han sido creados en el sector servi-

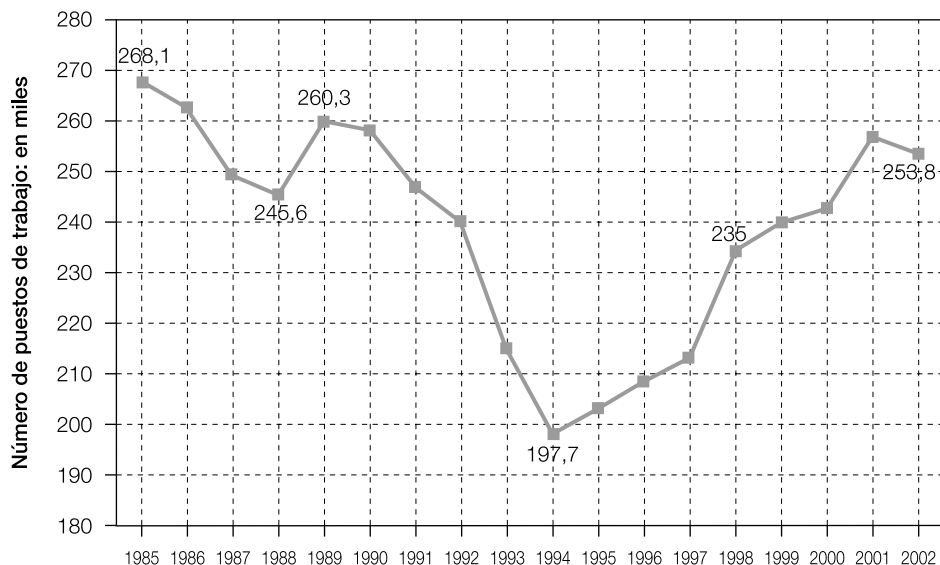
cios (213.000) siguiendo una tendencia global hacia la terciarización, pero resulta interesante que en 2002 solamente hubo 15.000 puestos de trabajo industriales menos que en 1985 (253.000 frente a 268.100), una disminución de un 5,3. Así que la reestructuración no sólo ha significado la desindustrialización, sino la reindustrialización, como indica el gráfico n.º 1. Tras el bajo índice alcanzado en 1994, el empleo industrial se recuperó hasta casi el nivel del que disfrutaba en 1985. Un buen indicador del dinamismo económico de la nueva economía industrial vasca en los que el País Vasco está más especializada (maquinaria y equipos mecánicos,...) son las exportaciones de productos de contenido tecnológico elevado: entre 1990 y 2002 las exportaciones del País Vasco de este tipo de manufacturas creció en un 13% aproximadamente, ligeramente por debajo del incremento medio nacional (15,2%).

En términos de valor añadido, la fabricación de manufacturas representa todavía el 30% de la producción vizcaína en 2001 (la producción provincial en 2000 fue de casi 21.000 millones de dólares). «*Manufacturing matters*», como el título del libro de Cohen y Zysman indica (1987)¹⁹, viene como anillo al dedo para la economía vasca. Lo que es nuevo, en términos de historia, es la redistribución y la descentralización de las actividades manufactureras dentro de la región. El

¹⁸ He hecho uso de datos relativos a la provincia de Vizcaya por falta de datos concretos sobre la zona metropolitana.

¹⁹ Cohen, S. S. and John Zysman, *Manufacturing Matters: the Myth of the Post-Industrial Economy*, New York: Basic Books, 1987. La tesis de este libro, aunque es aplicado a un contexto nacional, refuta los argumentos sobre la pérdida de importancia de la fabricación en algunas ciudades, como Bilbao, aunque el margen de variación entre las ciudades es considerable. Para analizar el caso de tres ciudades en las que la industria ha perdido un peso significativo, véase Savitch, H., *Post-Industrial Cities: Politics and Planning in New York, Paris and London*, Princeton: Princeton University Press, 1988.

Gráfico n.º 1

Puestos de trabajo industrial en la región. 1985-2002

Fuente: EUSTAT.

crecimiento industrial ha tenido lugar principalmente en las provincias de Guipúzcoa (32% empleado en la industria) y sobre todo en Álava (34%). De hecho, Álava pasó de 38.500 a 47.000 trabajadores industriales, un aumento del 0,9%. Vizcaya, en cambio, ha perdido puestos de trabajo industrial: pasó de 134.200 en 1985 a 110.700 en 2002, una disminución del 18%. El número de empleos industriales disminuyó casi de manera gradual entre los años 1985-94, con un pequeño pico en 1989, y no se volvió a observar un aumento hasta 1994. El año 2002 es el primero, desde 1994, en el que la tasa de puestos de trabajo disminuyó en relación al año anterior²⁰. La época en la

que sólo el área metropolitana de Bilbao era la zona industrial del País Vasco por excelencia ya es cosa del pasado. En una tendencia que comenzó en los sesenta (y por lo tanto es anterior a la reestructuración de la década de los ochenta); la región está sufriendo una reorganización espacial hacia una ciudad-región polinuclear de 2 millones de personas con una densidad de población alta (289 habitantes por m²). Su principal centro urbano continúa siendo Bilbao, pero menos de la mitad de la población regional vive en ese núcleo hoy en día. Los desplazamientos al trabajo en el interior de la región están siendo cada vez más comunes, aunque el tiempo de traslado al lugar de trabajo más lejano desde cualquier zona de la región no sobrepasa la hora y la infraestructura de comunicaciones es muy bue-

²⁰ El análisis de esta sección está basado en los datos de EUSTAT.

na. Sin embargo, la provincia de Vizcaya todavía concentra el 53,9% de la población regional y el 43,5% de los puestos de trabajo totales industriales de la región, en 2001. Bilbao concentra alrededor de un tercio de su industria regional y un 41,5% de la población regional (un 77,1% de la población de la provincia) y continúa siendo la concentración industrial más grande del País Vasco, aunque su relativa importancia ha disminuido desde la época dorada de la primera mitad del siglo XX, cuando era la única zona industrial de la región.

La provincia más industrializada ya no es Vizcaya sino Álava, seguida de cerca por Guipúzcoa. En Álava, los empleos del sector industrial (47.000) representan un 16,41% de la población ocupada provincial, que suma en total 286.387 habitantes. Guipúzcoa alberga 96.200 puestos de trabajo industrial (o el 14,2% de la población provincial), mientras que Vizcaya cuenta con 110.700 trabajadores que representan un 9,8% de la población total de la provincia. Ésta es la primera vez en siete siglos de historia en que la economía vasca no está basada en el hierro o en la construcción de buques, y es la primera vez también (desde los años sesenta) en que la economía vasca es algo más que la ciudad de Bilbao.

A pesar del hecho de que Bilbao puede ir por detrás que el resto de la región en términos de actuación económica (como veremos en la comparación local de datos en cuanto al comercio exterior), la región vasca se está reconfigurando como un territorio compacto con tres ciudades principales bien comunicadas mediante una buena infraestructura y que está en plena transformación. La tradición industrial de Bilbao y de la región continúa fuerte, aunque la base industrial se ha diversificado y marcado nuevos territorios. En cambio, los

clústers industriales se han extendido y esto probablemente hace del País Vasco una especie de «nódulo neomarshalliano»²¹ en una red emergente global de regiones²². Además, la región vasca constituye un ejemplo único en Europa de capacidad de dirección de su propia Hacienda Pública, lo que le permite organizar y asignar sus fondos de la manera que le resulte óptima. Por otro lado, la nueva configuración política europea con «estados red», como Manuel Castells los denomina²³, operando en diversos ámbitos espaciales, aparentemente favorece la histórica búsqueda vasca de emancipación política, o al menos así es como los líderes políticos lo perciben. La región vasca actúa en la práctica como un estado de desarrollo más al estilo de los países de Asia oriental²⁴. Una diferencia

²¹ Amin, A., and N. Thrift, «Neo-Marshallian Nodes in Global Networks», *International Journal of Urban and Regional Research*, 16 (4), 1992, pp. 571-87.

²² El argumento de las ciudades-región globales está perfectamente recogido en las obras de Scott, A.J. *Global city-regions: trends, theory, policy*, Oxford: Oxford University Press, 2002, y Simmonds, Roger, and Gary Hack., *Global City Regions: Their Emerging Forms*, London: Carfax, 2000.

²³ Véase Manuel Castells, *End of Millenium*, London: Blackwell, 1998, especialmente el capítulo cinco.

²⁴ Para un análisis de las ciudades globales de Asia oriental y sus relaciones con los estados de desarrollo véase Bunnell, T., «Views From Above and Below: The Petronas Twin Towers and/in Contesting Visions of Development in Contemporary Malaysia», *Singapore Journal of Tropical Geography* 20, n.º 1, 1999, pp. 1-23; Bunnell, T., «Cities for Nations? Examining the city-nation-state relation in Information Age Malaysia», *International Journal of Urban and Regional Research* 26 (2), 2002; Chiu, S. W. K. K. C. Ho and L. Tai-Lok, *City-sates in the Global Economy: Industrial Restructuring in Hong Kong and Singapore*, Boulder, CO: Westview Press, 1997; Chua, B-H, «World Cities, Globalization and the Spread of Consumerism: A View from Singapore», *Urban Studies* 35 (5/6) May, 1998, pp. 981-1000; Douglass, M., «The NEW Tokyo story: Restructuring space and the struggle place a world city», chapter 4 in Fugita, K. And R. Hill (eds.) *Japanese Cities in the World Economy*, Temple University Press, 1993; Hill, R. C. and Kim, J. W. «Global cities and developmental states: New York, Tokyo and Seoul», *Urban Studies*, 37 (12), 2000, pp. 2167-2195;

significativa, en cambio, es que el País Vasco no es un país recientemente industrializado, sino una región con una tradición industrial de siglos.

7. REDES DE COMERCIO EXTERIOR PARA BILBAO Y LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO

El País Vasco es una región volcada a la exportación con presencia considerable en varias regiones del mundo, sobre todo en Europa y Latinoamérica. Entre los años 1990 y 2000, en el balance global de comercio exterior las exportaciones fueron un 44% más elevadas que las importaciones; esto es, las empresas vascas exportaron una media de 1,44 dólares por cada dólar importado. Durante esta década, las exportaciones aumentaron en una media anual del 17%. En términos absolutos, la media anual del valor de las exportaciones vascas se acercaba a los 8.890 millones de dólares, mientras que el valor de las importaciones fue de 6.112 millones de dólares de media anual. Este empuje en las exportaciones es uno de los más destacados del mundo occidental. Si lo medimos en el porcentaje del PIB vasco, las exportaciones en los noventa representaron un promedio de 28,9%. Esta cifra sitúa al País Vasco por encima de Alemania (una economía alta-

mente exportadora) y también por encima de la media española. En la UE en su conjunto, el valor de las exportaciones en porcentaje del PIB es cercano al 20%, una cifra que duplica la tasa de EE.UU. y Japón. Alrededor del 10% del valor de las exportaciones españolas se originan en el País Vasco, que cuenta tan sólo con un 5,4% de la población de España²⁵. La situación es algo distinta si tenemos en cuenta un periodo más largo como el que comenzó en 1980, debido a los diferentes periodos de estancamiento y expansión que acaecieron desde entonces.

Bilbao ocupa en el conjunto del País Vasco un lugar prominente en la producción económica, representando un 50% aproximadamente de la producción total vasca²⁶. Aunque el valor de sus exportaciones en cuanto a porcentaje del PIB de la ciudad (20,6%) está por encima de la media española, Bilbao no es el principal productor del País Vasco. Sólo una quinta parte de la producción económica de la zona metropolitana de Bilbao está destinada a la exportación, en comparación con el tercio que se destina en el País Vasco en conjunto. En realidad, el ratio entre la exportación e importación de Bilbao es muy cercano a uno, lo que significa que el valor de las importaciones se aproxima al de las exportaciones. Las empresas de Bilbao exportaron 1,03 dólares por cada dólar importado durante la década de 1990, comparado con los 1,37 dólares exportados por dólar importado de Guipúzcoa y el 1,60 de Álava²⁷. Si tomamos en cuenta la evolución del comercio exterior en Bilbao desde 1979, en-

Machimura, T., «The urban restructuring process in Tokyo in the 1980s: transforming Tokyo into a world city,» *International Journal of Urban and Regional Research* 16 (1), 1992, pp. 114-28; Sirat, M. and S. Ghazali, *Globalization of Economic Activity and Third World Cities: A Case Study of Kuala Lumpur*, Kuala Lumpur: Utusan Publications, 1999; Wu, F., «The global and local dimensions of place-making: remaking Shanghai as a world city,» *Urban Studies* 37 (2), 2000, pp. 1359-77; Yeung, Henry Wai-Chung, «Global Cities and Developmental States: Understanding Singapore's Global Reach,» *Second GaWC Lecture*, Loughborough University, UK, 2000.

²⁵ Diputación Foral de Vizcaya, *Informe económico*, Bilbao: Diputación Foral, 2001, p. 16.

²⁶ Recordemos que los datos que estoy utilizando son relativos a la provincial de Vizcaya.

²⁷ Diputación Foral de Vizcaya, op. cit., p. 31.

Cuadro n.º 1

**Destino geográfico de las exportaciones vascas no relacionadas
con la energía**
(en millones de dólares)

	Total mundial	Unión Europea	El resto de la OCDE	Rusia, y Europa del Este y central	Países en vías de desarrollo
1993	3.973	2.397	667	66	317
1994	5.276	3.246	852	90	492
1995	5.982	4.002	684	82	507
1996	6.807	4.432	772	97	582
1997	9.016	5.896	1.269	79	930
1998	9.499	6.180	1.542	87	892
1999	9.690	6.751	1.307	86	832
2000	11.188	7.510	1.884	100	881
2001	10.600	7.200	1.573	117	973

Fuente: EUSTAT, Estadísticas de Comercio Extranjero y elaboración propia.

contramos un balance negativo, especialmente durante los años de la crisis de los ochenta. Además de esta crisis, otro motivo por el que el balance de Bilbao en comercio exterior no arroja un saldo favorable a las exportaciones (en comparación con el País Vasco como conjunto) guarda relación con el valor de volumen y las importaciones de petróleo y productos energéticos introducidos en el puerto de Bilbao, como mencionaré más adelante. Si quitamos los productos de energía del balance de comercio exterior, encontramos que el ratio de exportaciones-importaciones de Bilbao es del 1,14 y por tanto positivo para la ciudad en la mayoría de los años desde 1987. Con todo, el valor de las exportaciones de Bilbao durante 1990 representa alrededor de un 30% de todas las exportaciones del País Vasco. Bilbao exportó de media anual 3.200 millones de dólares. El valor de las

importaciones de Bilbao fue de un 50% de todas las importaciones vascas, con 3.116 millones de dólares importados de media anual durante la década de los noventa.

Cabe destacar la importancia del puerto de Bilbao en la economía de la ciudad y de la región. Alrededor del 85% de todo el comercio exterior del área metropolitana circula por dicho puerto, si lo medimos según el peso de su carga. Si tenemos en cuenta el valor de la mercancía, entonces encontramos que un 47% de éste pasa a través del puerto y que un 48%, a través del transporte de carretera²⁸. Estas cifras ya nos dan una pista sobre el tipo de carga que es transportada desde el puerto de Bilbao hacia el extranjero y viceversa, pero explicaré estos movimientos más adelante. Las ex-

²⁸ EUSTAT, *Informe sobre comercio exterior*, Vitoria-Gasteiz: EUSTAT, 1997.

portaciones vascas se concentran en un grupo de productos, la mayoría de los cuales se dirigen a un número reducido de países. El País Vasco alcanza el 77% de sus exportaciones con el 10% de sus productos, y la mayoría de ellos se dirigen a la UE (alrededor de un 64,6% del total de exportaciones), sobre todo Francia y Alemania (véase cuadro). Por el contrario, las importaciones vascas son más diversas y vienen de un número más amplio de países, aunque la UE aún representa un 65% de todas ellas. Los productos de automoción; maquinaria, herramienta y otros aparatos mecánicos; y los productos derivados del acero representan aproximadamente un 60% de las exportaciones vascas. Esta tendencia es más visible en Bilbao, la antigua ciudad fabricante de acero, donde el 75% de las exportaciones son productos intermedios que tienen que ver con la manipulación

del acero, la ingeniería mecánica y el sector de la maquinaria y herramienta.

Una gran parte de las importaciones son productos relacionados con la energía que vienen principalmente de Rusia e Irán y que son enviados a través del puerto de Bilbao para el consumo local y para ser distribuidos en el mercado español.

Los cuadros n.º 3 y n.º 4 recogen el valor de las exportaciones e importaciones del País Vasco y Bilbao por contenido tecnológico de los productos comercializados desde 1990. Mientras que en 1990 Bilbao representaba un 46% del valor del total de las exportaciones vascas, en 2001 dicha cifra descendió a un 36%. La exportación de alta tecnología (como aviones, material espacial, material informático, electrónica y maquinaria de comunicación) representó un 4% del total de las exportaciones vascas en 2001,

Cuadro n.º 2

Origen geográfico de las importaciones vascas no relacionadas con la energía

(en millones de dólares)

	Total mundial	Unión Europea	El resto de la OCDE	Rusia, y Europa del Este y central	Países en vías de desarrollo
1993	2.966	2.171	322	90	176
1994	3.941	3.000	350	132	187
1995	5.042	3.670	528	230	240
1996	4.882	3.590	482	172	254
1997	5.478	4.109	529	201	196
1998	6.121	4.510	640	252	266
1999	6.522	4.836	674	209	313
2000	7.890	5.733	800	247	400
2001	7.900	5.400	982	274	341

Fuente: EUSTAT, Estadísticas de Comercio Extranjero y elaboración propia.

Cuadro n.º 3

**Valor de las exportaciones del País Vasco y de Bilbao según
el contenido tecnológico**
(en millones de dólares)

	País Vasco		Bilbao	
	1990	2001	1990	2001
TOTAL	3.650	11.233	1.680	4.068
Alta tecnología	2,7	451,1	5,1	125,9
Tecnología intermedia-alta	1.336	5.379	407	1.433
Tecnología intermedia-baja	2.000	4.347	1.158	2.192
Baja tecnología	285	1.056	216	316

Fuente: EUSTAT, Estadísticas de Comercio Extranjero y elaboración propia.

mientras que representó un 3% de las exportaciones bilbaínas durante el mismo año. La mayoría de las exportaciones vascas se encuentra bajo el epígrafe «tecnología intermedia», tanto alta como baja. Los productos en esta categoría incluyen los vehículos de motor, la maquinaria eléctrica, los productos químicos, la maquinaria mecánica, plástico, productos refinados del petróleo. Un 36% de los productos vascos comercializados en 1990 y un 47% de aquellos exportados en 2001 fueron considerados de «tecnología intermedia-alta», una tendencia que revela la reciente investigación vasca en los sectores tecnológicos líderes. Para Bilbao, las cifras son de un 24% en 1990 y un 35% en 2001. Evidentemente, la industria bilbaína está menos desarrollada tecnológicamente que la del País Vasco en su conjunto, aunque se puede apreciar un progreso durante los años noventa.

La participación de Bilbao en las exportaciones vascas en productos de alta tecnología fue del 27% en 2001 (19% en 1990). En lo que respecta a «tecnología intermedia-al-

ta», su porcentaje durante ese año fue del 26% (30% en 1990). Sin embargo, en el segmento de «tecnología intermedia-baja» las exportaciones de Bilbao representan un 50% de la total vasca en 2001 (un 58% en 1990). En este apartado, encontramos productos metálicos, metales no ferrosos, buques y servicios de reparación. No es necesario analizar los datos de forma exhaustiva para captar las principales tendencias: la participación de Bilbao en las exportaciones vascas disminuyó durante la década de los noventa y las exportaciones no fueron tanto en el sector tecnológico líder sino en sectores tradicionalmente unidos a la economía de la ciudad, aunque se puede apreciar un cambio en sus exportaciones; de tecnología intermedia-baja a sectores de tecnología intermedia-alta y tecnología alta. En lo que concierne a las importaciones, Bilbao continúa siendo el principal lugar de entrada de los productos extranjeros en la región. En 1990 Bilbao fue el destino del 47% del total de las importaciones vascas, mientras que en 2001 esta cifra descendió a un 45%. Uno de los motivos del relativo estancamiento de las exportacio-

Cuadro n.º 4

Valor de las importaciones del País Vasco y Bilbao según el contenido tecnológico
(en millones de dólares)

	País Vasco		Bilbao	
	1990	2001	1990	2001
TOTAL	2.793	7.530	1.318	3.390
Alta tecnología	53	327	19	171
Tecnología intermedia-alta	1.086	3.127	494	1.166
Tecnología intermedia-baja	1.260	3.062	649	1.630
Baja tecnología	393	1.012	153	421

Fuente: EUSTAT, Estadísticas de Comercio Extranjero y elaboración propia.

nes de Bilbao es que el resto del País Vasco (Álava y Guipúzcoa) se ha vuelto más competitivo gracias a la naturaleza de su tejido industrial relativamente más diversificado y sofisticado. Bilbao ha desmantelado significativamente sus industrias viejas y obsoletas pero las que continúan no han aumentado su contribución al valor añadido de la economía local durante los últimos 15 años. Los productos energéticos y minerales, productos químicos, plástico y goma, metales comunes y productos manufacturados, maquinaria y electrodomésticos, y el material de transporte sumaron un 89% del total de los bienes exportados desde Bilbao en 2001, mientras que en 1987, la aportación de estos sectores a las exportaciones de Bilbao fue del 91%.

¿Se está globalizando Bilbao más o menos que el resto de la región? Si echamos un vistazo a los cuadros n.º 3 y n.º 4 podemos fácilmente calcular el aumento del valor de las importaciones y exportaciones, tanto en el País Vasco como en Bilbao durante el periodo analizado. El País Vasco

exportó bienes por un total de 3.650 millones de dólares en 1990 y 11.233 millones en 2001. Esto representa un aumento del 307% durante la década. Bilbao, en cambio, aumentó el valor de sus exportaciones en un 242%. Por otro lado, el valor de las importaciones aumentó un 269% en el País Vasco y casi lo mismo (257%) en Bilbao. De nuevo nos encontramos un modelo de exportación-importación que hemos visto anteriormente. Mientras las exportaciones de Bilbao están por detrás de las de la región (actualmente exporta menos en valor y en porcentaje de las exportaciones regionales que a comienzos de la década de los noventa), la ciudad mantiene su estatus de principal lugar de destino de los productos importados que vienen al País Vasco, gracias a la importancia de su puerto.

8. EL PUERTO DE BILBAO COMO NEXO DE UNIÓN GLOBAL

Los estudios de economía global se han centrado en las nuevas tendencias (tecno-

Cuadro n.º 5
Exportaciones de Bilbao por región y país
2001

Región/País	Porcentaje del total de exportaciones
Unión Europea	65,0
Estados Unidos	8,2
Latinoamérica y el Caribe	8,0
Europa del Este	3,2
Corea del Sur/Singapur/Taiwán/Hong Kong	1,4
Resto	14,2
Dentro de la UE	Como porcentaje del total de exportaciones europeas
Francia	27,60
Alemania	20,25
Italia	12,95
Reino Unido	10,00
Portugal	9,70
Bélgica	6,90
Países Bajos	4,60
Suecia	3,00
Resto (Austria, Dinamarca, Irlanda, Grecia, Finlandia, Luxemburgo)	5,00

Fuente: Base de datos de comercio exterior (EUSTAT), Cámaras de Comercio del País Vasco y elaboración propia.

logía informática y finanzas), desatendiendo la importancia de las infraestructuras y, en concreto, de los puertos en la articulación de la producción global. Los puertos continúan siendo el principal nexo de unión del transporte para la mayoría de la producción económica mundial, y los cambios económicos surgidos por la globalización son particularmente favorables a su desarrollo y fortalecimiento. La tendencia del desarrollo de los puertos está cambiando; de la existencia de varios puertos

importantes en diversas regiones del mundo hacia el desarrollo de una red de puertos global sobre antiguos puertos²⁹. El transporte marítimo internacional es un elemento sobre el que se sustenta el proceso de globalización económica y comercial. En efecto, buena parte de las innovaciones tendentes a integrar los flujos de mercancías pertenecientes a cadenas pro-

²⁹ Véase M. J. Bazan-Lopes, «Transformation in Port-Cities in Times of Globalization», http://www.isl-projekte.uni-karlsruhe.de/isocarp_content/186.pdf

ductivas crecientemente fragmentadas y dispersas fueron introducidas en el concierto internacional por las grandes navieras del mundo. Esto no es extraño si se considera que la mayor parte del comercio internacional se realiza por vía marítima. Desde este sector han emergido los principales cambios tecnológicos y organizacionales que han dado lugar al desarrollo del intermodalismo y de las cadenas de transporte «puerta a puerta», sin ruptura de carga.

Los puertos marítimos, antiguamente simples puntos de contacto físico entre el mar y la tierra, se han convertido primeramente en centros industriales y comerciales. Luego han evolucionado hacia plataformas de distribución y logística, hasta convertirse hoy día en nexos intermodales de las redes de abastecimiento internacional. Los puertos europeos han adquirido una «tercera dimensión» y se han convertido en áreas desde las que organizar los suministros a cadenas de montaje o a procesos industriales o la distribución a clientes finales. A la rapidez de paso por el puerto se ha añadido la fiabilidad del transporte terrestre masificado (contenedores o camiones completos). Esta cadena de transporte puede realizarse con uno o con varios sistemas de transporte.

El puerto de Bilbao es el tercero más grande de España, después de Algeciras y Barcelona. Más importante aún, es el puerto más profundo entre Rotterdam (Holanda) y Algeciras (sur de España, adyacente a Gibraltar) y está ubicado en el centro de las principales rutas europeas de transporte marítimo. El puerto tiene alrededor de 20 millas de largo y tiene un tráfico anual de 27 millones de toneladas. El agua de sus muelles tiene profundidades de entre 5 metros en el río Nervión y 32 metros en

Punta Lucero (el área del puerto más alejada), donde grandes buques cisterna anclan para desembarcar petróleo crudo para la refinería de Petronor. El puerto maneja 425.000 TEU (Twenty-foot Equivalent Unit, una unidad de medida de contenedores) anualmente. Más de 3.800 navíos atracaron en el puerto de Bilbao en el 2001. El puerto genera 4.200 puestos de trabajo, invierte un promedio de 56 millones de dólares anualmente (tanto como todo el sector de automoción vasco), y representa el 1,57% del PIB provincial y el 0,8% del PIB vasco.

Con el fin de observar claramente el estatus global del puerto de Bilbao, podemos hacer una simple comparación con tres ciudades globales americanas estudiadas por Janet Abu-Lughod en su *New York, Chicago, Los Angeles. America's Global Cities*. Como podemos ver en el cuadro n.º 6, Bilbao puede compararse con las tres ciudades en términos de toneladas importadas y exportadas a través de sus puertos, a pesar del hecho de que la región de Bilbao es mucho más pequeña que cualquiera de las tres ciudades americanas en términos de población. Bilbao sólo está detrás de Nueva York en lo que se refiere a toneladas brutas importadas, y sólo detrás de Los Angeles en toneladas brutas exportadas.

Más del 50% de los bienes que pasan a través del puerto de Bilbao están en ruta hacia o desde países de la costa atlántica europea. El Reino Unido es el mayor mercado de la Europa atlántica para el puerto de Bilbao, seguido por Rusia. En 2001, el tráfico con Rusia sumó más de 1 millón de toneladas, 98% de las cuales fueron importaciones (en su mayoría importaciones de petróleo). El área que sigue en importancia para el comercio con Bilbao es

Cuadro n.º 6

Estadísticas portuarias, Nueva York, Chicago, Los Angeles y Bilbao

Región	Toneladas brutas importadas	Toneladas brutas exportadas	Población
Nueva York	47.121.436	7.179.929	17.000.000
Los Ángeles	13.492.146	11.261.409	14.500.000
Chicago	3.162.718	1.078.530	7.200.000
Bilbao	18.804.551	7.715.487	1.000.000

Fuente: Los datos de Nueva York, Chicago, y Los Angeles se refieren a 1989, y están tomados de Janet Abu-Lughod, *New York, Chicago, Los Angeles. America's Global Cities*, Minneapolis: Minnesota University Press, 1999, p. 407. Los datos de Bilbao se refieren a 2001, y están tomados de Uniport Bilbao.

América del Norte y del Sur (18% de los bienes), seguida por la región del Asia-Pacífico (16%, principalmente importaciones de petróleo) y África (7%). El puerto ofrece una amplia gama de servicios. En los puertos europeos sólo un número reducido de empresas ofrece servicios de almacenamiento para líquidos a granel en el sector alimentos. El puerto de Bilbao tiene la mayor capacidad en este campo, debido a que varias empresas operan allí. A través de sus instalaciones, la mayor parte de este tipo de tráfico a granel es canalizado y desembarcado en Bilbao, y dirigido a las plantas de procesamiento ubicadas a lo largo de la Península Ibérica. La mayoría consiste en aceite de pescado proveniente principalmente de los países nórdicos.

En los ochenta, y en particular desde 1985, las posibilidades de una futura expansión del puerto de Bilbao fueron analizadas por primera vez, tras llegarse a la conclusión de que la utilización de las áreas más antiguas del puerto estaba próximas a su fin después de un siglo de

uso integral. Fue entonces cuando se fijaron fechas para el inicio de los trabajos de extensión del puerto de Bilbao en las áreas más apartadas. El proyecto de construcción fue emprendido en 1989. Una nueva extensión del puerto está siendo realizada ahora para dotar de más espacio para actividades y para transferir instalaciones portuarias desde sus antiguas ubicaciones en las orillas del río en el centro de la ciudad (las cuales han permitido el desarrollo de Abandoibarra en un nuevo distrito central de negocios en el centro de Bilbao). Ocho kilómetros de diques que contienen 6 Km² de aguas están siendo construídos y la profundidad de los muelles tendrá entre 21 y 25 metros. El proyecto permitirá la recuperación de 3,5 millones de metros cuadrados de tierra. La primera fase del proyecto se inició en diciembre de 1998 con un costo de 240 millones de dólares.

En principio, los cambios económicos generados por la globalización son particularmente favorables a los puertos. Primero, el transporte mundial de mercancías

se incrementa considerablemente, sea éste intercontinental o interno. Este tipo de transporte es cada vez más esencial para crear riqueza alrededor de los servicios conectados al manejo de la carga. Por otro lado, los puertos tienen una influencia en el desarrollo urbano (y también influyen en el proceso de globalización), debido a que constituyen nodos en un sistema de transporte global y multimodal, y están localizados con frecuencia en ciudades con tradicional capacidad para los negocios. Más aún, el proceso de circulación global de bienes y servicios ha cambiado el papel tradicional de los puertos. En el pasado, el puerto constituía una manera de servir a las áreas del interior a través de las infraestructuras estatales, mientras que actualmente el carácter multimodal del transporte sólo puede ser aplicado a aquellos puertos que controlan toda la circulación de bienes en un territorio en particular. El papel espacial y territorial de los puertos está asociado al rango de las funciones logísticas que cubren. La tendencia en el desarrollo de los puertos apunta hacia el reemplazo de varios puertos principales por región a escala mundial por una red de puertos globales ubicados en antiguas localidades portuarias. Los puertos globales se convertirán sin duda en las más grandes zonas de libre comercio. Con el crecimiento del transporte de contenedores, parece claro que un número menor de puertos podrá manejar las embarcaciones más grandes. Bilbao pretende ser parte de este proceso.

Durante el período fordista, los puertos creaban un gran porcentaje de los puestos de trabajo en las ciudades portuarias. Las nuevas obras en los puertos implicaban más empleos conectados a una rica productividad urbana. En el período post-

fordista, cuando las nuevas tecnologías del transporte y las transformaciones administrativas y de gestión han sido aplicadas a los puertos, el factor multiplicador se ha trasladado de las actividades específicas del puerto hacia un sector de servicios extendido. La drástica reducción de empleos directos no ha estado siempre relacionada con la reconversión laboral y muchas veces el sector de servicios portuarios no es suficientemente flexible para crear nuevos puestos de trabajo. Sin embargo, hay ciudades donde las actividades portuarias todavía representan una porción significativa de las economías local y metropolitana. En las zonas libres de impuestos del puerto de Hamburgo, por ejemplo, 1.047 empresas emplean a 40.000 trabajadores, y el puerto completo alberga 2.000 empresas con 140.000 empleados, incluyendo empleos directos e indirectos. Esto es equivalente al 15% del empleo total de esta ciudad alemana. Existe también una importante concentración de industrias en el puerto de Liverpool. Su zona libre de impuestos ocupa la mitad de la superficie del puerto y atrae actividades de almacenaje y distribución con más de 1.000 compañías establecidas actualmente y un tráfico de mercancías de más de 30 millones de toneladas (similar al del puerto de Bilbao). El área industrial del puerto de Amberes ocupa un tercio del área del puerto y emplea a 33.000 personas en los sectores de refinería, químicos y petroquímicos, automoción, gas, alimentos e ingeniería civil³⁰.

La reestructuración y extensión del puerto de Bilbao es un ejemplo de los muchos que han venido ocurriendo en años recién-

³⁰ Bilbao Metropoli-30, *Informe Anual*, Bilbao: Bilbao Metropoli-30, 1998.

tes en las áreas del Mar del Norte y el Báltico. Las inversiones en los puertos atlánticos están entre las más bajas de la Unión Europea, a pesar de que el tráfico ha venido creciendo en los últimos años. Los flujos comerciales entre los países del área atlántica se centran en Europa Central y Europa del Norte, y los volúmenes comerciales entre los cinco países atlánticos (Portugal, España, Francia, Irlanda y Gran Bretaña) representan porcentajes relativamente pequeños del total. Considerando también que las economías y culturas de estos cinco países no son homogéneas, uno puede preguntarse de dónde viene el concepto de «Europa atlántica,» aparte de ser una construcción meramente geográfica y discrecional. De hecho, es la Unión Europea quien está promoviendo dicho área como una nueva red económica. El concepto de «Europa atlántica» ha trascendido su dominio original: los planificadores de Bilbao, por ejemplo, afirman en su plan de revitalización que Bilbao debería convertirse en «la capital de la fachada atlántica». La mayoría del tráfico de productos a granel en Europa es generada por, por ejemplo, compañías petroquímicas, refinerías, plantas de acero, plantas eléctricas y otras industrias que utilizan grandes cantidades de materias primas. La presencia de estas compañías en los puertos vecinos es crítica para tal comercio, como sucede en Bilbao.

Una ola de privatizaciones también ha llegado al negocio de la gestión y administración portuaria. Expertos y consultores creen que lo que ellos llaman «liderazgo de costos» (abaratar precios) y diferenciación de mercado (proporcionar servicios portuarios específicos para nichos de mercado) puede ayudar a los puertos a hacerse más competitivos. En este sentido, una

fuerte presencia del Estado es todavía un factor común en un gran número de puertos atlánticos. Al mismo tiempo, los autores del informe de la UE se quejan de que el gasto público en los puertos atlánticos se encuentra entre los más bajos de Europa. En general el informe recomienda que los puertos atlánticos desarrollen sinergias y sociedades (por ejemplo desarrollando vínculos marítimos de distancias cortas, cooperando en la aplicación de presiones para conseguir fondos europeos, y promoviendo el área atlántica); que utilicen estructuras y mecanismos financieros innovadores (en otras palabras: privatizar); que modernicen la administración portuaria, definiendo sus mercados cautivos y comercializando tales nichos; que administren su infraestructura a través de conocimientos basados en redes; que desarrollen logísticas de valor agregado y actividades no marítimas relacionadas; que realicen inversiones cruciales en infraestructura; y que cultiven una imagen empresarial que tome en serio los temas ambientales y de seguridad³¹.

No olvidemos que, como se mencionó anteriormente, la mayoría de las transacciones comerciales globales de bienes se realizan hoy en día por mar, y a este respecto el carácter de la globalización económica no ha cambiado sustancialmente respecto a pasadas épocas históricas. De acuerdo con la UNCTAD (*United Nations Conference on Trade and Development*), el comercio marítimo mundial (de bienes embarcados) registró su décimo quinto crecimiento anual consecutivo en el año 2000, alcanzando una cifra sin precedentes de 5.800 millones de toneladas. El

³¹ UNCTAD, *Review of Maritime Transport*, Nueva York: UNCTAD, 2001.

puerto de Bilbao (con un tráfico de 30 millones de toneladas en el 2001, 8 toneladas embarcadas) representa un porcentaje muy pequeño del comercio marítimo mundial (alrededor de 0,1%), aunque éste comprende más de 146 países. El comercio marítimo se multiplicó por más de dos entre 1970 (2.566 millones de toneladas) y el año 2000. La carga transportada por buques cisterna pasó de 1.442 millones de toneladas a 2.149 millones en el 2000, un incremento del 50%. La carga de los buques cisterna representaba el 56% de todo el comercio en 1970, y pasó a ser solo el 36% del total en el 2000. En este año casi tres cuartos del comercio realizado por buques cisterna era de petróleo crudo, mientras que el comercio restante era de otros productos derivados de petróleo. El dato más significativo, sin embargo, es que la carga seca ha experimentado un incremento muy importante en su participación en el comercio total. Ésta ha pasado de 1.124 millones de toneladas en 1970 a 3.736 millones en el año 2000, un sorprendente incremento del 234%. En 1970 la carga seca representaba un 44% de todo el comercio marítimo, mientras que en el 2000 representaba el 64%³².

En este contexto de comercio global, el puerto de Bilbao es una puerta de entrada principal para los productos dirigidos al mercado español. En 2001, más de dos tercios (69%) de todos los bienes comercializados en el puerto, provenientes de más de 146 países del mundo, fueron bienes desembarcados (más de 18 millones de toneladas desembarcadas y 7,7 millones de toneladas embarcadas). Los princi-

pales bienes comercializados en Bilbao son, ordenados por peso total, petróleo crudo (más de 8 millones de toneladas en el 2001), productos de hierro y acero (más de 3 millones de toneladas), petróleo diesel (2 millones de toneladas), fuel-oil (1,7 millones), carbón (1,2 millones), y gasolina (1 millón). Todos estos productos juntos suman 18 millones de toneladas, el 72% del peso de todos los productos comercializados en el puerto en 2001. Siguiendo la tendencia a nivel global, el petróleo crudo es el producto de mayor comercialización en el puerto (30% de todo el tráfico). Es interesante observar que no todo el hierro y el acero comercializado en Bilbao es importado. De hecho, más de 1 millón de toneladas de estos productos correspondientes a la producción vasca y española son exportadas a través del puerto de Bilbao. Asimismo, los productos de petróleo refinado como diesel, fuel-oil y petróleo son exportados a través del puerto de Bilbao después de ser producidos en la cercana refinería de Petronor. Otros productos importantes exportados a través de Bilbao son materiales de construcción, maquinaria, productos químicos y carbón. Resulta interesante observar que la carga seca (sólidos a granel) no representa la mayoría de los bienes comercializados en el puerto, contrariamente a lo que se observa a nivel global. La carga en contenedores se ha incrementado significativamente en Bilbao, de 296.617 TEU en 1996 a 454.389 TEU en el 2001, un incremento de 53% en solo cinco años, de manera que la capital vasca sigue la tendencia mundial en este aspecto³³.

Una porción significativa del comercio ocurre con los puertos de la Europa atlántica. De hecho, más de 10 millones de to-

³² Comisión Europea, «Maritime Transport in the Atlantic Area. A Strategic Approach,» Brussels: European Commission, 2001, p. 25.

³³ Datos de Uniport Bilbao.

neladas de bienes (alrededor del 38% del total) son comercializadas con este área del mundo, especialmente con Gran Bretaña, continuando y consolidando así una larga relación histórica de comercio con este país, como ya vimos en el capítulo 3. El comercio con Gran Bretaña representó en el año 2001 3,5 millones de toneladas, o más de un tercio de todo el comercio con Europa, y más del 13% del comercio total en el puerto de Bilbao. La Europa atlántica es también el área que cuenta con el número más alto de líneas de transporte marítimo, con un total de 59. El resto de los países europeos que comercian con Bilbao representan un pequeño porcentaje en comparación con Gran Bretaña. El comercio con Holanda es de cerca de 900.000 toneladas, con Bélgica llega a las 700.000 toneladas, con Italia es de 640.000, y el comercio con Francia es de sólo medio millón de toneladas —la mayoría del comercio con Francia (el principal país de destino de las exportaciones vascas) ocurre por tierra. El comercio con Irlanda llegó a 390.000 toneladas en 2001. Los países escandinavos y bálticos también representan áreas comerciales importantes para Bilbao. El comercio con Finlandia alcanzó 437.000 toneladas en 2001; con Suecia llegó a 330.000 toneladas y con Noruega a 211.000. Más significativo es el comercio con Estonia (625.000 toneladas) y Lituania (425.000). El comercio con Letonia sobrepasó las 264.000 toneladas en el 2001. Un socio comercial importante de Bilbao es Rusia. En 2001, el tráfico con Rusia fue de más de un millón de toneladas, 98% de las cuales fueron importaciones (particularmente de petróleo).

Después de Europa, la siguiente ruta comercial importante para Bilbao es Asia-

Océano Indico, ciertamente debido al comercio de petróleo crudo con Irán. El comercio con este país alcanzó 2,9 millones de toneladas en el 2001. El comercio de petróleo crudo representa casi la totalidad del comercio (2 millones de toneladas) con los países africanos de la costa atlántica: Guinea Ecuatorial (1,2 millones) y Nigeria (680.000 toneladas). Sudamérica es también un área comercial importante para Bilbao (un total de 2 millones de toneladas de productos). El comercio con Sudamérica está bien diversificado en varios países. Los principales socios comerciales de la región son Venezuela (829.000 toneladas, mayormente importaciones de petróleo), Brasil (415.000 toneladas), Argentina (297.000), Chile (204.000) y Cuba (183.000). Norteamérica (1,6 millones de toneladas) y América Central (1,1 millones) son las siguientes áreas de comercio con Bilbao. Estados Unidos es el principal socio comercial con 1,4 millones de toneladas comercializadas en el 2001. Canadá solo representó 163.000 toneladas. El tráfico con los países del ASEAN en el Asia Pacífico llegó a 850.000 toneladas, la mayoría de éstas intercambiadas con China (217.000) y Singapur (207.000).

Desafortunadamente, no disponemos de datos sobre el origen de los bienes embarcados en el puerto de Bilbao. Sin duda alguna, éstos proceden de diversos puntos en España. El puerto de Bilbao es un puerto nacional con funciones globales, y el País Vasco está bien conectado por trenes y carreteras con las principales rutas de transporte en Castilla y las áreas mediterráneas. Tampoco se han podido obtener datos sobre la participación de Bilbao en relación con el total de España. Una información más precisa acerca del origen y destino de los productos comerciados en el

Cuadro n.º 7

Líneas regulares de transporte marítimo del puerto de Bilbao, 2001

Región	Número de líneas
Europa-Océano Atlántico	59
Europa- Mar Mediterraneo	18
África-Océano Atlántico	28
África Mediterránea y Medio Oriente	49
África-Océano Indico	20
América Central y el Caribe	43
América del Norte-Océano Atlántico	38
América del Sur- Océano Atlántico	30
América del Norte-Océano Pacífico	19
América del Sur-Océano Pacífico	18
Asia-India y Océano Pacífico	40
Oceanía	20
TOTAL	382

Fuente: Uniport, Estadísticas del Puerto de Bilbao, 2001.

puerto de Bilbao podría darnos una idea más clara sobre los flujos comerciales del puerto. En cualquier caso, creo haber demostrado un argumento más general: el puerto de Bilbao contribuye al desarrollo de la globalización como un nodo en una red global de flujos comerciales. Además de los flujos del comercio regional, en la forma de exportaciones e importaciones, que representan la presencia vasca en los mercados internacionales, Bilbao es un vínculo principal entre España y el mundo, como ya ocurriera desde la fundación de la ciudad en 1300. Junto al banco global de Bilbao (BBVA), el puerto es un actor principal en el proceso histórico de globalización de la ciudad.

La reestructuración del puerto de Bilbao no solamente es percibida como la principal característica del plan global de revitalización de la ciudad sino como una necesidad, debido no sólo al crecimiento de los flujos de comercio global (la mayoría de los cuales tiene lugar por mar), sino además por el aumento de la competencia entre los puertos del Mediterráneo, que se están convirtiendo en una alternativa viable a los puertos atlánticos. De hecho, en 2001, la UE encargó un estudio sobre el tráfico marítimo en la Europa atlántica³⁴ que se proponía encontrar soluciones al relativo des-

³⁴ Comisión Europea, «Maritime Transport in the Atlantic Area. A Strategic Approach,» Brussels: European Commission, 2001.

censo y pérdida de importancia de la región en el tráfico marítimo intercontinental. En cuanto a la posición geoestratégica del País Vasco dentro de los grandes ejes del comercio internacional, la Plataforma Aquitania-Euskadi, primer proyecto transfronterizo para la promoción del transporte y la logística, cuyo objetivo fundamental es la promoción de las regiones de Aquitania y Euskadi como «Puerta Atlántica de Europa», es una apuesta de Bilbao en su esfuerzo por conseguir que su puerto entre en el grupo del trío de puertos europeos con vocación de liderazgo y por colaborar en la descongestión de la frontera pirenaica por el paso de Biriattou.

El área atlántica de la cual Bilbao forma parte tiene ciertas ventajas para el desarrollo del tráfico marítimo, como su posición estratégica cercana a las principales líneas de transporte marítimo, las buenas relaciones con países africanos y americanos, y la posibilidad de incrementar el comercio entre territorios periféricos y los principales centros europeos. La mayoría de puertos en este área, sin embargo, no tiene los importantes territorios cautivos del interior y está experimentando reestructuraciones económicas masivas de las manufacturas hacia el sector de servicios, lo cual puede tener un impacto en el tráfico de los puertos. Por otro lado, estos puertos exhiben bajos niveles de inversión en infraestructura portuaria, en comparación con otras regiones europeas. Más aún, este área de Europa puede sufrir con la proyectada expansión de la UE hacia el Este, un proceso que podría traducirse en la reasignación de recursos hacia los nuevos países. El área atlántica es un área periférica de Europa. Las principales regiones industriales y consumidoras de Europa pueden ser servidas a través de

puertos ubicados en otras áreas. Sin embargo, un número restringido de puertos, uno o quizás dos, pueden desarrollarse como ejes principales de transbordo. Bilbao aspira a ser uno de ellos. Así, el área atlántica podría servir como una alternativa a otras regiones europeas más congestionadas.

9. CONCLUSIONES

Si aceptamos que hay un proceso de «re-escala» o «re-territorialización»³⁵ que está provocando un aumento de los espacios subnacionales (y supranacionales) de acción, entonces la pregunta es cómo se articula el sistema de ciudad-región mundial con una economía mundial más amplia. En cierto modo esto guarda relación con la pregunta de hasta qué punto los estatus de las ciudades y regiones están

³⁵ Hay un gran deseo político e institucional de convertir ciudades de Asia oriental (Singapur, Shanghai, Kuala Lumpur, Hong Kong) en proyectos nacionales de «reterritorialización». En el caso vasco, esta reterritorialización se transforma en una competencia entre los estados regionales y nacionales por el control de las ciudades. Neil Brenner supone un pionero importante en la introducción de este término en los estudios sobre globalización. Según sus palabras, la globalización es una mera reterritorialización (o re-escala) de las actividades estatales a un ámbito global o más elevado. Aunque no respalda esta idea en su totalidad, creo que el término puede ser utilizado con un uso más común. Véase Brenner, N. «Globalization as reterritorialization: the re-scaling of urban governance in the European Union,» *Urban Studies* 36, 1999, pp. 431-51; Brenner, N., «Global cities, glocal states: global city formation and state territorial restructuring in contemporary Europe,» *Review of International Political Economy* 5 no.1 1998, pp. 1-37; Brenner, N., «Beyond state-centrism? Space, territoriality, and geographical scale in globalization studies,» *Theory and Society* 1999, 28 (1), pp.39-78; Brenner, N., «Entrepreneurial Cities, 'Glocalizing' States and the New Politics of Scale: Rethinking the Political Geographies of Urban Governance in Western Europe» *Harvard Center for European Studies Working Paper* n° 76, 2001.

inextricablemente unidas a las naciones en las que se encuentran. En parte, esta cuestión implica un análisis de las áreas urbanas en términos de «posición relativa en el sistema mundial» de sus países en un continuo desde una hegemonía global a la dependencia o dicho de forma simplificada, como núcleos, y modos semiperiféricos y periféricos. La idea de «ciudades mundiales en un sistema mundial» (Knox y Taylor, 1995) implica que hay una articulación o fuerza de enlace entre la red urbana global y la economía mundial capitalista. Estos dos sistemas jerárquicos claramente se solapan y se refuerzan mutuamente (las ciudades globales son centros de orden y control para las empresas de economía transnacional remota con un alcance global). Hace más de 20 años, Walton (1997) sugirió que la jerarquía de la ciudad mundial está «anidada» en un sistema mundial más amplio; hoy en día Sassen (2002) reivindica que las ciudades globales son «pivotes» clave en los «circuitos globales». La reestructuración global contemporánea puede traer relaciones cambiantes entre las ciudades, regiones, estados y el sistema global. Taylor (2000) argumenta que varias fuerzas de reestructuración y «desnacionalización» del Estado (McMichael 1996; Sassen, 2003) junto a las dinámicas que promueven la polarización social dentro de las ciudades (la creación de nuevas periferias en el mismo corazón de la economía mundial) puede significar que las ciudades se conviertan en factores clave de protestas contra la globalización y el capitalismo en el sistema mundial del siglo XXI. Aunque tiene sentido imaginar un sistema mundial más complejo y dinámico en los próximos años, en el que los Estados-nación, las corporaciones y las empresas transnacionales continúen siendo los actores clave,

resulta difícil ignorar la importancia de las ciudades y regiones globales a la hora de cumplir sus funciones históricas y los desafíos que la globalización les plantea. Además las redes globales regionales y urbanas son cada vez más determinantes en la definición de los contornos de la economía mundial.

Se nos presenta otra contraposición protagonizada por el control frente al alcance global. Una de las principales tesis de Sassen en su estudio de Nueva York, Londres y Tokio fue que la dispersión de las actividades económicas está induciendo nuevas formas de centralismo en las ciudades mundiales líderes. Así las ciudades globales ganan nuevas capacidades de control sobre la economía global y constituyen unos emplazamientos de producción post-industrial, simplemente porque la globalización tiene que ser producida en algún sitio y, como muestra su análisis, se produce en centros financieros urbanos líderes en el mundo. Si aceptamos la tesis simultánea de Sassen de que las nuevas relaciones entre la dispersión y la concentración, entre la centralización y la descentralización, se encuentran en las raíces de una nueva estructura urbana global, entonces la cuestión se centra en trazar un plano sobre la nueva jerarquía urbana global y establecer las conexiones de dicha jerarquía en un contexto más amplio en la economía mundial. Hay, en cambio, una cuestión más importante y estratégica para las regiones, que es la relación entre el control y el alcance global. Por «alcance global» entiendo el proceso de incorporación de una ciudad o región en la economía global y los flujos activos que una región genera en dicho proceso de incorporación, más que las afluencias que dicho lugar pueda recibir de fuentes externas (como la IED). La cuestión es la siguiente:

¿puede una región ganar capacidad de gobierno y control al mismo tiempo que extiende su alcance global? Ésta es por supuesto una cuestión fundamental y tiene, en el caso económico vasco, no sólo implicaciones económicas sino políticas porque relaciona la búsqueda histórica de la emancipación del Estado español por segmentos

importantes de la sociedad vasca y trae las cuestiones de regulación autónoma y gobierno a un primer plano. Mi propósito en este artículo no ha sido tratar de dar respuesta a esta pregunta en un sentido u otro, sino tan sólo indicar algunas de las condiciones estructurales que hacen posible su formulación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABU-LUGHOD, J. (1989): *Before European Hegemony. The World-System A. D. 1250-1350*. New York: Cambridge University Press.
- ALDECOA, F. Y KEATING M. (1999): *Paradiplomacy in Action. The Foreign Relations of Subnational Governments*. London: Frank Cass.
- ARRIGHI, G. (1999): «Globalization and Historical Macrosociology», en JANET ABU-LUGHOD (ed.), *Sociology for the Twenty-First Century. Continuities and Cutting Edges*, Chicago: University of Chicago Press: 117-133.
- CARNOY, M. (1993): *The New Global Economy in the Information Age*, University Park, PA: Penn State University Press.
- CASTELLS, M. (1989): *The Informational City. Information Technology, Economic Restructuring, and the Urban-Regional Process*. London: Blackwell.
- 1996: *The Rise of the Network Society*, London: Blackwell.
- COHEN, R. (1981): «The new international division of labor, multinational corporations and urban hierarchy», en DEAR, M. Y SCOTT, A. (eds.) *Urbanization and Urban Planning in Capitalist Societies*. London: Methuen: 287-315.
- DEL CERRO SANTAMARÍA, G. (2007): *Bilbao. Basque Pathways to Globalization*, London: Elsevier.
- (2004): «Ciudades y globalización: un enfoque teórico», *Revista Española de Sociología*, 4, Septiembre.
- DICKEN, P. (2003): *Global Shift. Transforming the World Economy* (3rd edition), New York: Guilford Press.
- DUNFORD, M. Y KAFKALAS G. (1992): *Cities and Regions in the New Europe*, London: Belhaven Press.
- FOLKER, FROEBEL Y KREYE (1980): *The New International Division of Labor: Structural Unemployment in Industrialised Countries and Industrialization in Developing Countries*, New York: Cambridge University Press.
- FRAILE, P. (1985): «El País Vasco y el mercado mundial, 1900-1930», en Sánchez Albornoz, N. (ed.) *La modernización económica de España 1830-1930*, Madrid: Alianza Editorial: 226-252.
- FRIEDMANN, J. (2001): «Intercity Networks in a Globalizing Era», en SCOTT, A. J. ed., *Global City-Regions. Trends, Theory, Policy*, New York: Oxford University Press: 119-139.
- GEREFFI, GARY Y KORZENIEWICZ M. (1994): *Commodity Chains and Global Capitalism*, Westport, Conn: Praeger.
- GRAFE, R. (2001): *Northern Spain Between the Iberian and the Atlantic Worlds. Trade and Regional Specialisation, 1550-1650*, Unpublished PhD Dissertation, London.
- HALL, P. (2001): «Global City-Regions in the Twenty-first Century», en SCOTT, A. J. ed., *Global City-Regions. Trends, Theory, Policy*, New York: Oxford University Press: 59-78.
- IKEDA, S. (1996): «World Production», en T. K. HOPKINS Y I. WALLERSTEIN et al., *The Age of Transition: Trajectory of the World System, 1945-2025*, London: Zed Books: 38-86.
- KNOX Y TAYLOR (1995): *World Cities in a World-System*, New York: Cambridge University Press.
- MONTERO, M. (1998): Historia del País Vasco. De los orígenes a nuestros días, *San Sebastián: Txertoa*.
- PETRELLA, R. (1991): «World City-states of the future», *New Perspectives Quarterly*, 8: 59-64.
- PORTER, M. (2001): «Regions and the New Economics of Competition», en ALLEN J. SCOTT (ed.) *Global City-Regions. Trends, Theory, Policy*, New York: Oxford University Press: 139-157.
- SASSEN, S. (1991): *The Global City. New York, London, Tokyo, Princeton*: Princeton University Press (second edition, 2001).
- 2001: «Global Cities and Global City-Regions: A Comparison», en ALLEN J. SCOTT (ed.) *Global City-Regions. Trends, Theory, Policy*, New York: Oxford University Press: 78-96.
- 2002: «Locating Cities in Global Circuits». Introduction en SASKIA SASSEN (ed.), *Global Networks, Linked Cities*, New York: Routledge.
- SCOTT, A. J. (1998): *Regions and the World Economy. The Coming Shape of Global Production, Competition, and Political Order*. New York: Oxford University Press.
- 2001: *Global City-Regions. Trends, Theory, Policy*, New York: Oxford University Press.
- SKLAIR, L. (2001): *The Transnational Capitalist Class*, London: Blackwell.
- SMITH, D. Y TIMBERLAKE M. (2002): «Global Cities' and 'Globalization' in East Asia: Empirical Realities and Conceptual Questions», eScholarship Repository, University of California at Irvine.
- SOJA, E. W. (2000): *Postmetropolis. Critical Studies of Cities and Regions*, London: Blackwell.
- STOPFORD, J. M. Y DUNNING J. H. (1983): *Multinationals: Company Performance and Global Trends*, London: Macmillan.

- STORPER, M. (1997): *The Regional World. Territorial Development in a Global Economy*, New York: The Guilford Press.
- TAYLOR, P. (2003): «Recasting World-Systems Analysis: City Networks for Nation States», en WILMA DUNAWAY (ed.) *New Theoretical Directions for the 21st Century World-System*, Westport, Conn.: Greenwood.
- 2004: *World City Network. A Global Urban Analysis*, New York: Routledge.
- TILLY, C. (1995): «Globalization Threatens Labor's Rights», *International Labor and Working-Class History* 47: 1-55.
- WALLERSTEIN, IMMANUEL (1974): *The Modern World-System*, Vol. 1, New York: Academic Press.
- 1996: «The Rise and Future Demise of World-Systems Analysis». Paper delivered at 91st Annual Meeting of the American Sociological Association, New York, Aug. 16.
- WALTON (1977): «Accumulation and Comparative Urban Systems: Theory and Some Tentative Contrasts of Latin America and Africa», *Comparative Urban Research* 5 (1): 5-18.
- YEUNG, H. W (2000): *Global Cities and Developmental States: Understanding Singapore's Global Reach*, Secong GaWC Lecture on 7 March 2000, Loughborough University, UK.

La creación de una agencia federal de refinanciación de hipotecas para evitar una recesión en Estados Unidos

El problema original de los créditos de alto riesgo se ha convertido en un problema de insolvencia para millones de hogares en Estados Unidos. El reciente plan de «estímulos» fiscales no aborda directamente este problema de insolvencia. Bombeando más liquidez, la Reserva Federal no acabará con el problema de insolvencia en la vivienda, si no que, por el contrario, estimulará todavía más la burbuja inmobiliaria. En su lugar, nuestra propuesta es un extenso y sólido programa para crear un importante servicio federal de refinanciación de hipotecas con dos objetivos: refinanciar los antiguos bajos tipos de interés y vencimiento ampliado, y financiación de nuevas inversiones en la vivienda del sector privado. Los fines de este nuevo servicio de préstamos son acabar con el problema de insolvencia en la vivienda, evitar una grave recesión y futuras burbujas financieras similares debido a la titulización de activos vinculados a préstamos.

Arrisku handiko maileguen hasierako arazoa kaudimen-gabeziaren arazo bihurtu da Estatu Batuetako milioika familiatan. Berriki onartutako «pizgarri» fiskalen planak ez dio zuzenean heltzen kaudimen-gabeziaren arazoari. Likidezia handiagoa izateko gaitasuna areagotuz, Erreserba Federalak ez du lortuko etxebizitzaren inguruko kaudimen-gabeziaren arazoa konpontzerik, kontrakoa baizik: are gehiago puztuko du higiezinaren burbuila. Hala egin ordez, gure proposamena programa zabal eta sendo bat da, hipotekak berriz finantzatzeko zerbitzu federal garrantzitsu bat sortzea alegia, bi helburu dituela: hipoteka zaharrak berriz finantzatzea interes-tipo apal eta itzultzeko epe luzeekin, eta etxebizitzan eta sektore pribatuan beste inbertsio batzuk egitea finantzatzea. Maileguak emateko zerbitzu berri horrek helburu hauek izango lituzke: 1) etxebizitzaren arloko kaudimen-gabeziaz amaitzea, 2) atzeraldi larri bat, eta 3) etorkizuneko antzeko burbuila finantzarioak izatea saihestea, maileguei lotutako aktibo finantzarioak titularizatzearatik.

The original subprime mess has ultimately resulted in an insolvency problem for millions of U.S. households. The government's fiscal "stimulus" plan does not directly address this insolvency problem. The Federal Reserve pumping in more liquidity will not end the housing insolvency problem. Instead, I suggest a tried and true comprehensive program to create a major federal facility to refinance mortgages at low rates and extended maturities, and to finance new investment in private sector housing. The goal of this new lending facility will be to: 1) end the insolvency housing problem; 2) avoid a serious recession, and prevent similar financial bubbles due to securitization of loan-backed financial assets from developing in the future.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Crisis de solvencia bancaria
 3. Las hipotecas 'Adjustable Rate Mortgage' y el proceso de titulización de hipotecas: la creación de los 'Collateralized Debt Obligation'
 4. La Corporación de refinanciación de préstamos hipotecarios
 5. Respuesta a quienes alegan el 'riesgo moral'
 6. La falacia de la pregunta del 'coste del contribuyente'
 7. Los costes contables de instituciones como la HOLC y la RTC
- Referencias bibliográficas
- Anexo

Palabras clave: Hipotecas *subprime*, refinanciación, burbuja inmobiliaria en EE.UU.

KeyWords: Subprime mortgages, refinance, housing bubble in USA.

N.º de clasificación JEL: G14, G21, G33.

1. INTRODUCCIÓN

Durante los últimos quince años, la economía de Estados Unidos estuvo siendo sustentada por una burbuja inmobiliaria que había reemplazado a la burbuja del mercado bursátil (especialmente el «tecnológico») de los años 1990. Pero ninguna burbuja puede expandirse eternamente y la realidad termina por imponerse. La Reserva Federal (Fed) comenzó a subir sus tipos de interés desde el 1% en 2004 hasta el 5,25% en 2006.

La palabra «*subprime*» quizás se ha convertido en la más repetida en los medios de co-

municación desde mediados del pasado año 2007, y, al mismo tiempo, la denominada «crisis hipotecaria de préstamos *suprime* (de alto riesgo¹)» ha ido evolucionando y ha pasado de ser un punto diminuto en el radar económico a una situación que amenaza a los mercados e instituciones financieros de todo el mundo.

Como es bien sabido, *subprime* se refiere más que a un tipo de crédito hipotecario es-

* El autor agradece las valiosas aportaciones efectuadas por los evaluadores anónimos en el proceso de revisión del artículo. Una versión preliminar y reducida de este artículo se publicó como documento de trabajo en el Schwartz Center for Economic Policy Analysis en enero de 2008.

¹ En EE.UU. hay un sistema de calificación de créditos hipotecarios estandarizado. Para calificar los préstamos bien como *prime* o *subprime* se usa la puntuación crediticia. Los préstamos *prime* o de primer grado (A-grade) o «conformes» generalmente cuentan con puntuación inferior a 600 puntos (ratios de ingresos de entre 28 y 36%, y ratios de préstamo a valor del bien hipotecado inferiores al 95%) y los bancos comerciales se encargan de dar la mayor parte de estos préstamos. Cuando la puntuación supera 600 puntos, el riesgo de impago es elevado y los bancos tradicionales se niegan a conceder el préstamo.

pecífico a la extensión de facilidades de crédito a prestatarios que tienen historial de crédito pésimo o un nivel de solvencia insuficiente. El tipo de interés aplicable en el mercado *subprime* es mayor debido al alto riesgo implícito en los préstamos a aquellas personas que no demuestran suficiente solvencia. El mercado hipotecario *subprime* se ha expandido rápidamente en los últimos años: hace una década, solo el 5% del préstamo hipotecario era *subprime*; para el año 2007 la cifra había aumentado hasta aproximadamente el 20%. Actualmente, hay alrededor de 1,3 billones de dólares de deuda pendiente de los préstamos *subprime*; de los cuales más de 600.000 millones se originaron en 2006.

El motivo de esta vertiginosa ampliación del crédito *subprime* no es difícil de imaginar. Tras el estallido de la burbuja de las empresas.com y la aparición de claras tendencias recesivas en la economía norteamericana, la Fed redujo los tipos de interés hasta un 1,5 por ciento en junio de 2003, su nivel más bajo desde 1958. Con un crédito disponible tan barato y los mercados de activos financieros a la baja no es de extrañar que el despliegue de crédito se encauzara en el mercado de la vivienda cuyos precios habían comenzado a mostrar una tendencia alcista tras haber tocado fondo. El gran sueño americano de poseer una casa encontró un socio ideal en los bajos tipos de interés y el aumento de los precios de la vivienda. A principios de 2003, la tasa a 30 años del tipo fijo hipotecario estaba en los niveles más bajos observados en casi 40 años. Al principio los préstamos hipotecarios se concedían a un ritmo acelerado porque los prestatarios no querían perder la oportunidad de hacer una fortuna aprovechando el aumento continuo de los precios inmobiliarios. Con los precios de la vivienda en una fuerte tendencia alcista, al

cabo de pocos años, el valor de mercado de una casa hipotecada superaba con creces el principal y el pago de intereses de la deuda, por lo que la casa podría ser vendida y el exceso del valor de mercado de la vivienda hipotecada sobre la deuda hipotecaria pendiente sería la potencial ganancia de capital del prestatario.

La inestabilidad financiera desatada por la insolvencia masiva de las hipotecas *subprime* indujo a la Fed a anunciar una histórica bajada de 75 puntos básicos en el índice de fondos federales el 22 de enero de 2008. De repente, los expertos y economistas financieros comienzan a hablar de una recesión en Estados Unidos en 2008, y la pregunta que cabe hacerse es cuan profundos serán sus efectos. Existe incluso la posibilidad de que se desate una recesión global. Esta amenaza de recesión ha llevado a la Casa Blanca y al Congreso a anunciar un paquete de medidas fiscales que consisten básicamente en un único reembolso fiscal de entre 300 y 1.200 dólares para las familias que se encuentren dentro de unos límites de renta concretos, además de una reducción fiscal temporal para empresas que realicen inversiones a lo largo de 2008. Pero posiblemente este plan de estímulos resulte escaso y tardío.

Hace poco más de un mes, muchos de los «mejores y más brillantes» expertos económicos se oponían al paquete de estímulos fiscales. *The Wall Street Journal* declaró que el antiguo presidente de la Fed, Alan Greenspan, recomendó a los políticos no hacer nada por evitar una posible recesión como resultado del problema de las insolvencias de las hipotecas de créditos de alto riesgo. Greenspan prefería dejar al mercado que solventara el problema «dejando que los precios de las viviendas (y los valores referenciados a hipotecas) caigan

hasta que los inversores las vean como gangas y comiencen a comprar, estabilizando así la economía». Pero si el Congreso no hace nada, es seguro que dentro de un año podemos estar hundidos en el fango de lo que puede ser la Gran Recesión de 2009, ochenta años después de la Gran Depresión de 1929.

El paquete de incentivos fiscales propuesto generará indudablemente un gasto adicional por parte de las familias y las empresas. Sin embargo, hasta un 20% de cada dólar de dicho reembolso fiscal se destinará a la compra de productos extranjeros importados, no estimulando por tanto la demanda de productos fabricados en Estados Unidos. Las familias emplearán otro 20 ó 30% en reducir el saldo pendiente de las tarjetas de crédito u otras deudas, o directamente irán a parar a sus cuentas de ahorros. Por lo tanto, para estimular la economía, tan sólo quedarán, como mucho, 50 céntimos de dicho dólar. ¡Un estímulo no demasiado atractivo para el dólar y la economía!

Por otro lado, el recorte fiscal a las empresas puede tener un impacto nulo pues si la demanda del mercado interior se mantiene baja, no incentivará demasiado la inversión empresarial. Además, como dicha ayuda fiscal a las empresas es temporal, estimulará el movimiento de inversiones previstas para el próximo año al periodo actual para así disfrutar de las ventajas fiscales, y puede crear una disminución potencial de la demanda de inversión aún mayor una vez que la ayuda cese. Resumiendo, los efectos que traiga consigo cualquier paquete de estímulos fiscales muy probablemente resulten, en caso de producirse, temporales y demasiado leves como para compensar la recesión que se aproxima, que probablemente comience a finales de 2008.

Como se argumentará más adelante, el problema original de los créditos hipotecarios de alto riesgo se ha convertido en un problema de insolvencia para millones de hogares en los Estados Unidos. Y el plan de «estímulos» fiscales no aborda directamente este problema de insolvencia. Bombeando más liquidez, la Fed no acabará con el problema de insolvencia en el sector de la vivienda, sino que, por el contrario, estimulará todavía más la burbuja inmobiliaria. En su lugar, nuestra propuesta es un amplio y sólido programa basado en la creación de un servicio federal de refinanciación de hipotecas con dos objetivos: refinanciar las antiguas con tipos de interés rebajados y vencimientos prolongados, y financiación de nuevas inversiones en la vivienda del sector privado. Los fines de este nuevo servicio de refinanciación son los siguientes: 1) acabar con el problema de insolvencia en los créditos a la vivienda, 2) evitar una grave recesión y la creación de futuras burbujas financieras similares debido a la titulización de activos financieros vinculados a préstamos.

2. CRISIS DE SOLVENCIA BANCARIA

Una vez dijo un sabio «los que no pueden recordar el pasado están condenados a repetir sus errores». Así que echemos un vistazo a lo que la historia puede enseñarnos sobre las «causas» de esta burbuja inmobiliaria y cómo podemos reducir sus consecuencias. Tras el crack de la Bolsa de Estados Unidos en octubre de 1929, uno de cada cinco bancos quebró. Unos años después del crack y a principios de la Gran Depresión de los años 30, una Comisión del Senado de EE.UU. convocó una serie de audiencias para aclarar las posibles causas del crack. Éstas indicaron que en la primera parte del siglo XX los inversores parti-

culares quedaron seriamente dañados por los bancos que se habrán volcado a satisfacer sus intereses particulares consistentes en promover las ventas de valores, éstas sólo beneficiaban a los bancos. Así pues, se concluyó que la causa principal del crack en la década de 1920 fueron los bancos, fundamentalmente al aumentar sus actividades de financiación de títulos. Consecuentemente, en 1933, el Congreso aprobó la Glass-Steagall Act², que prohibió a los bancos financiar la compraventa de títulos. Las instituciones financieras tuvieron que elegir entre ser simplemente prestamistas bancarios o aseguradores (corredores de bolsa o bancos de inversión). Esta ley aportó además a la Fed un mayor control sobre las actividades bancarias.

Como consecuencia y, durante varias décadas, los préstamos hipotecarios concedidos en los bancos no podían ser revendidos. El prestamista bancario que concedía un préstamo sabía que tendría que cargar con el título del préstamo hipotecario durante su vida. Si el acreedor no pagaba, el prestamista correría con el riesgo de pérdida de valor en caso de ejecución hipotecaria y los gastos correspondientes. Así, el prestamista del banco investigaba concienzudamente al prestatario, lo que en inglés

se conoce como «las tres C de un acreedor», *collateral* (aval y garantías), *credit history* (informe de crédito) y *character* (referencias)³, antes de conceder el préstamo hipotecario (ver cuadro n.º 1).

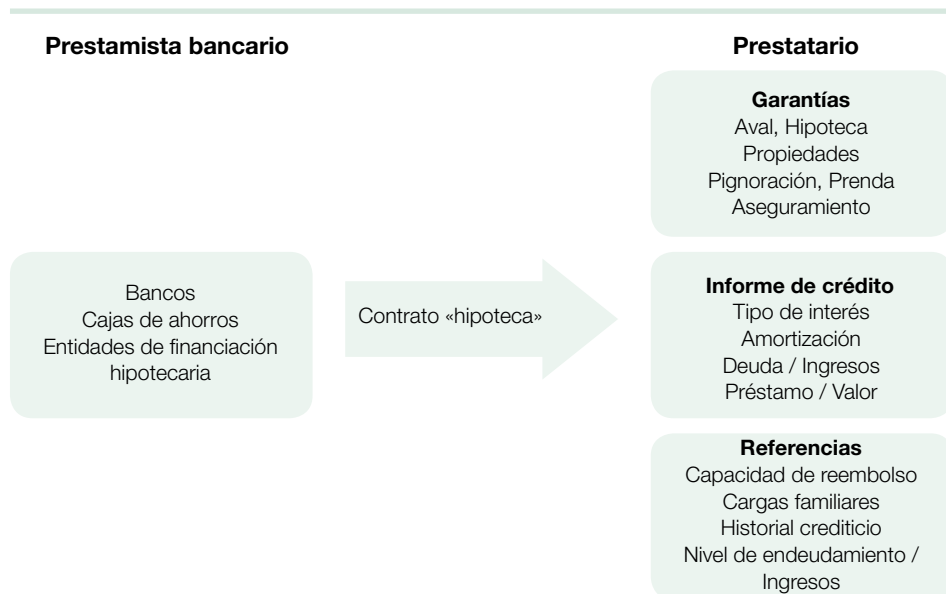
En la década de los 70, la liberalización de las actividades bancarias en Estados Unidos comenzó cuando las empresas de correduría de bolsa comenzaron a actuar en el mercado monetario, ofertando altos intereses y cuentas de emisión de cheques que competían con el negocio tradicional de la banca. En la década siguiente (1980), la Fed «reinterpretó» la Glass-Steagall Act de tal forma que se permitió a los bancos embarcarse en actividades de financiación y aseguramiento (*underwriting*) de títulos valores a pequeña escala. En 1987, la Junta de la Fed permitió a los bancos adentrarse en importantes actividades de financiación en el mercado bursátil incluyendo las titulaciones hipotecarias o títulos referenciados a hipotecas, a pesar de las objeciones del Presidente de la Reserva Federal, Paul Volker. Cuando Alan Greenspan se convirtió en presidente de la Fed en 1987, favoreció una mayor liberalización bancaria para ayudar a los bancos estadounidenses a competir con los extranjeros allí donde éstos últimos actuaban como banca universal múltiple; pudiendo actuar como bancos de inversión, tomar fuertes participaciones de acciones, y demás actividades con títulos.

² La Glass Steagall Act de 1933 imponía la separación entre las actividades de banca comercial y las de banca de inversión. Además, la reglamentación y la supervisión del sector de los seguros en EE.UU. ha sido siempre competencia exclusiva de los estados. Como no existe ninguna agencia federal con la misión de regular y supervisar los seguros, los bancos se veían privados de ofrecer una amplia gama de productos. La Ley Gramm-Leach Bliley de Modernización de los servicios financieros de 1999 (Financial Modernization Act), establece la posibilidad de que las compañías tenedoras de acciones bancarias puedan dedicar si quieren convertirse en sociedades de *holding* financiero autorizadas a emprender cualquier tipo de actividad de naturaleza financiera y de ofrecer cualquier tipo de combinación de servicios financieros a sus clientes (N. del E.).

³ *Character loan* o referencias. Frecuentemente los préstamos se conceden según factores distintos de la declaración de garantía. Un *character loan* se concede cuando el prestamista determina que el préstamo se devolverá en el momento oportuno sin necesidad de algún tipo de garantía o aval, bien porque el prestamista al estar familiarizado y conocer la reputación del prestatario, tiene plena confianza en la capacidad del solicitante de pagar el préstamo de acuerdo con los términos estipulados; o bien porque la historia crediticia personal del solicitante es impecable, aun a pesar de que el prestamista no haya tenido antes relaciones comerciales con el prestatario (N. del E.).

Cuadro n.º 1

Las tres condiciones exigidas para conceder una hipoteca



Fuente: Elaboración propia.

En 1996, la Fed dio un paso más y permitió a los holding bancarios poseer filiales de banca de inversión que contribuyesen hasta el 25% del ingreso total del holding. En 1999, tras 12 intentos en 25 años, el Congreso (con el apoyo del presidente Clinton) revocó la Glass-Steagall Act y quedó eliminada la distinción y delimitación legal estricta del negocio de la banca comercial, la banca de inversión y los seguros, compartimentación heredada desde la Depresión de 1929. En un artículo de 1999, The Wall Street Journal (unos pocos días antes de que el Congreso revocara la Ley), reveló una conversación del senador republicano Phil Gramm con un grupo de lobby del Citigroup «que me pasen a Sandy Weill (copresidente del Citigroup) al teléfono ahora mis-

mo. Dígame que llame a la Casa Blanca y dígame que actúen». Poco después, tras el aviso de Gramm, el presidente Clinton apoyó la revocación del Glass-Steagall. Al poco tiempo de que el Congreso revocara la Ley, el Secretario de Hacienda, Robert Rubin, aceptó un alto cargo en el Citigroup. Una vez que la Glass-Steagall Act fue revocada, no quedaban restricciones legales entre la concesión del préstamo y las actividades en mercados financieros y el aseguramiento.

Una de las consecuencias no previstas de la Gramm-Leach-Bliley fue que emergió un área gris de regulación financiera dado que los bancos estaban regulados por la legislación federal mientras que las compañías aseguradoras, en su mayoría, se regu-

laba por las autoridades estatales. Y el problema fue que no solamente la zona de intersección entre las actividades de seguro y bancaria quedo efectivamente ajena a cualquier regulación, ni federal ni estatal, si no que las operaciones en esta zona gris se sustrajeron del campo de visión de la gestión del riesgo de los bancos. Como consecuencia se produjo un fuerte incentivo para la obtención de ganancias por parte de los originadores de hipotecas consistente en buscar potenciales compradores de viviendas (incluyendo los de alto riesgo) y venderles una hipoteca. El banco prestamista podía vender sus hipotecas con gran rentabilidad, normalmente en 30 días, a un banco de inversión o fondo de titulización; o actuar como un asegurador para vender al público títulos exóticos y atractivos referenciados a hipotecas. De este modo, siempre y cuando el acreedor pudiera hacer frente, al menos, a la primera mensualidad de su hipoteca, el originador no había de temer el riesgo de impago.

El banco de inversión u originador empaquetaba estas hipotecas *subprime* junto con otros títulos de mayor calidad para evitar los recelos de los inversores: se crearon así las «obligaciones de deudas garantizadas» (*Collateralized Debt Obligation* o CDO⁴). Al mismo tiempo, se crearon los *Structured Investment Vehicles* (SIV) o ve-

hículos financieros estructurados⁵, u otros vehículos financieros esotéricos (*Conduit*), que son sociedades con personalidad jurídica propia, domiciliadas, normalmente, en paraísos fiscales, que se financian mediante emisiones de pagarés a corto plazo (ABCP) y que invierten en los activos citados (bonos de titulización CDO, etc.) a largo plazo. Estas entidades instrumentales llevaban a cabo una actividad muy parecida a la bancaria (financiación a corto e inversión a largo) sin disponer ni de los recursos propios, ni del acceso a la liquidez de un banco central, ni de la supervisión adecuada. Y estaban especializadas en inversiones específicas. El encargado de titular los préstamos hipotecarios era un banco de inversión que supuestamente no asumía riesgo en la operación puesto que al vender los títulos empaquetados a un inversor final «sacaba» el activo crediticio titulado de su balance. Por tanto, en realidad los bancos de inversión originadores tampoco eran inversores finales puesto que «aparcaban» los títulos en los vehículos de inversión citados (SIV, *Conduit*, etc.), es decir, fuera de balance para eludir la regulación, especialmente, la de recursos propios en función de los activos de riesgo.

En el centro del «modelo de originar para distribuir» se encuentran los bancos de inversión. Estos se encargaban de estructu-

⁴ Un CDO es un bono emitido por una entidad que tiene el respaldo de otros bonos; suele estar compuesto por una cesta de bonos de máxima calidad crediticia AAA; otra, denominada *mezzanine*, de bonos entre AA y BB; y otra denominada *equity*, con bonos sin calificación crediticia. Los CDO permitían adecuar el riesgo de la emisión al perfil de cada inversor, pero el problema es que la subida de morosidad de las hipotecas *subprime* afectó a buena parte de las emisiones que habían incluido titulaciones *subprime* o bien en el tramo *equity* o en el *mezzanine*, provocando un desplome del precio del bono y pérdidas no esperadas a los tenedores del mismo.

⁵ Para asegurar una demanda suficiente para el creciente número de titulaciones garantizadas de alto riesgo y asegurar un mercado para los tramos superiores calificados como AAA, se creó otro conjunto de entidades especiales, conocidas como vehículos de inversión estructurados, para actuar como compradores de los títulos senior de las obligaciones hipotecarias garantizadas. Estas entidades financiaban la compra de activos estructurados (por ejemplo, cuentas pendientes de tarjetas de crédito titulizadas, préstamos de coche, pero sobre todo obligaciones de hipotecas garantizadas) mediante la emisión de papel comercial apoyado en activos a corto plazo y certificados de inversión a medio plazo y capital subordinado.

rar las titulizaciones y de distribuir las entre los inversores a cambio de las correspondientes comisiones. No solo titulizaban y colocaban los préstamos originales, sino que, en sucesivas etapas, creaban y distribuían productos cada vez más complejos a partir de los bonos de titulización originales. Era habitual construir nuevas titulizaciones agrupando diferentes bonos con distinto nivel de riesgo para colocarlos entre inversores con diferente apetito por el riesgo. De hecho, los tramos de mayor riesgo eran de más fácil colocación que los «súper-sénior» por la diferente relación rentabilidad-riesgo. Esta actividad producía un flujo enorme de ingresos a estas entidades.

Las titulizaciones sucesivas se han acabado transformando en unos productos muy complejos y de muy difícil o imposible valoración que, en las circunstancias actuales, han visto reducir su demanda drásticamente. Este es el segundo reto que afronta el modelo de originar para distribuir. Va a ser difícil que los inversores vuelvan a comprar rápidamente este tipo de productos tan complejos y cuya valoración objetiva es imposible.

El banco de inversión que titula su cartera crediticia vendía tramos de esta emisión de títulos a fondos de pensiones, fondos de renta local o estatal, inversores individuales u otros bancos nacionales o extranjeros (por ejemplo, el *Northern Rock* en el Reino Unido) quienes engañados por los altos índices de calificación de estos títulos financieros realizadas por las agencias de calificación crediticia, creían que realizaban inversiones seguras. Así, desde el comienzo del actual siglo, este proceso de empaquetar y vender títulos referenciados a hipotecas ha contribuido a alimentar la burbuja inmobiliaria que elevó los precios de la vivienda a unos toques máximos en 2005.

3. LAS HIPOTECAS 'ADJUSTABLE RATE MORTGAGE' Y EL PROCESO DE TITULIZACIÓN DE HIPOTECAS: LA CREACIÓN DE LOS 'COLLATERALIZED DEBT OBLIGATION'

El negocio bancario de la hipoteca proporcionó a las entidades de crédito nuevos instrumentos como las hipotecas de tipo (de interés) ajustable (*adjustable rate mortgage*, ARM) para atraer con señuelo a nuevos prestatarios. Los bancos ofrecían hipotecas *subprime* a gente que no reunía las condiciones básicas para conseguir hipotecas normales o *prime*, bien por no tener suficientes ingresos, carecer de aval y garantías o tener una mala reputación crediticia. Una hipoteca ARM es una hipoteca con un reclamo consistente en unos tipos de interés durante un período inicial de uno, dos o tres años muy bajos (a veces, 3 o 4%) para, posteriormente, cada 6 meses, incrementarse fuertemente, a veces añadiendo a la tasa inicial cinco puntos o más, dependiendo de las expectativas de evaluación de los tipos. Unos tipos iniciales de interés muy bajos, e incluso sin amortización de capital, producía también unos pagos mensuales reducidos; pero después de este período inicial, la carga de intereses subía significativamente. Después de los ajustes de los tipos al alza, los pagos mensuales de tales préstamos ARM podría subir entre el 30 - 60 por ciento, llegando incluso a duplicar la cuota mensual y poniendo al prestatario al borde de la insolvencia.

Como es sabido, la «titulización» puede definirse como el proceso mediante el cual derechos de crédito, actuales o futuros, de una entidad pueden ser, generalmente previa su agregación y la modificación de algunas de sus características, transformados

en todo o en parte en títulos o valores que se pueden adquirir o negociar en un mercado organizado. Se trata de transformar derechos de crédito que, por su propia naturaleza, no son negociables en títulos que sí lo son. El proceso de titulización de hipotecas dio desde el principio un fuerte incentivo a los bancos e intermediarios financieros especializados en la concesión de hipotecas para vender hipotecas, con independencia de la calidad y riesgo de impago original. Y, por su parte, los fondos y entidades especializadas en titulización hipotecaria tuvieron la oportunidad de realizar grandes emisiones de valores respaldados con dichos préstamos hipotecarios. Por ejemplo, digamos que un banco comercial ha concedido préstamos hipotecarios por valor de 10 millones de dólares. Esta cartera de préstamos podría titulizarse en 100.000 títulos de 100 dólares de valor nominal cada uno, de distinta clase o calidad crediticia en función del riesgo del activo subyacente (la hipoteca) y con una remuneración proporcional al riesgo. Posteriormente podría venderse a una entidad gestora de un fondo de titulización hipotecaria.

- Tramo A: tramo de 20.000 títulos (valor nominal 100 dólares), de bajo riesgo y con un tipo de interés del 10%.
- Tramo B: tramo de 30.000 títulos (valor nominal 100 dólares), de riesgo medio y con un tipo de interés del 15%.
- Tramo C: tramo de 50.000 títulos (valor nominal 100 dólares), de alto riesgo y con un tipo de interés del 20%.

Hay que subrayar que el riesgo de incumplimiento, si hubiese transferencia efectiva del riesgo, es soportado por los titulares o inversores de los bonos u obligaciones hipotecarias. Las obligaciones garantizadas con deuda (CDO) se consoli-

daron como un título valor hipotecario muy popular, y fueron el detonante en la fase previa a la crisis⁶.

Los CDO y otros títulos similares respaldados por hipotecas de calidad más que dudosa fueron calificados con una calificación buena o máxima por diversas agencias de calificación crediticia, lo que hizo posible que con los altos tipos de intereses incorporados a estos valores, existiese suficiente demanda en Wall Street. El modelo de negocio, como se ha explicado, consistía en conceder préstamos hipotecarios (no importa lo mal concebidos que estuvieran y el alto riesgo implícito) a tipos de interés *subprime* (tipo mayor que las *prime*) en forma de hipotecas atractivas y asequibles; «empaquetar dichas hipotecas» o titularizarlas mediante la emisión de títulos valores respaldados por tales hipotecas y otros activos crediticios de alto riesgo, y embolsarse el beneficio por la diferencia entre el tipo de interés del préstamo y el coste de la titulización, o lo que es lo mismo, los intereses del préstamo *subprime* (8%, por ejemplo) y los intereses de la correspondiente titulación hipotecario (10%, por ejemplo).

A mediados del año pasado, las agencias de calificación crediticia rebajaron la calificación de cientos de emisiones de CDO, colapsando el mercado de crédito. A continuación se contagiaron los mercados interbancarios, y posteriormente el contagio se extendió a los balances y a las cuentas de resultados de los bancos (provisiones y pérdidas).

⁶ Se diseñó un complejo sistema de prioridades para atender el pago de las remuneraciones de los CDO y la prioridad en su amortización en caso de insolvencia e incumplimiento. Aquellos tramos de alto riesgo (y alta remuneración) serán los primeros en soportar la pérdida en caso de incumplimiento o insolvencia del prestatario hipotecario.

Cuadro n.º 2

Títulos valores respaldados por hipotecas (*Mortgaged Backed Securities*)

- Péstamos hipotecarios
- Préstamos al consumo
- Tarjetas de crédito
- Valor de la cartera de Préstamos al hogar («Home loans»): 10.000.000 dólares

La cartera de préstamos puede «trocearse» o dividirse en 100.000 títulos (securities) de 100 dólares cada uno de los que 50.000 son de alto riesgo, 30.000 de riesgo medio y 20.000 de bajo riesgo.

Titulización

TRAMO C (Alto riesgo)

50.000 títulos
Precio por título: 100 dólares
Tipo de interés: 20%

TRAMO B (Riesgo medio)

30.000 títulos
Precio por título: 100 dólares
Tipo de interés: 15%

TRAMO A (Bajo riesgo)

20.000 títulos
Precio por título: 100 dólares
Tipo de interés: 10%

Fuente: Elaboración propia.

En un artículo de diciembre de 2007, Paul Krugman en su columna del *New York Times*, definió la burbuja inmobiliaria como el punto en el que el precio de la vivienda excede el «ratio normal», la relación entre el valor o precio del bien y las rentas o ingresos que genera, es decir, el PER (*price earnings ratio*). Al igual que Greenspan, Krugman no señaló qué podían hacer los políticos para solucionar esta situación provocada por el desinfe de la burbuja inmobiliaria. Krugman opinaba que el mercado solucionaría el problema desinflatando los precios de la vivienda. Calculó que los precios tendrían que descender hasta un 30% para restaurar un «ratio normal». Esto implicaba que los valores de la vivienda en los Estados Unidos descenderían unos 6 billones de dólares.

El resultado sería que muchos acreedores «se encontrarían con unos valores negativos», ya que el saldo pendiente de sus hipotecas excedería el precio de mercado «normal» de su vivienda, es decir, un problema típico de insolvencia. Lo que sí señaló Krugman es que no se podía ofrecer una solución rápida al problema y que «costaría años» que el mercado se librase de este desajuste de insolvencia del sector de la vivienda. En muchos estados, las hipotecas son préstamos sin aval (es decir, tras el impago y la ejecución hipotecaria el prestatario o deudor no es responsable de la diferencia entre el saldo pendiente de su hipoteca y el precio de venta, más bajo, al ejecutar su hipoteca). Si la estimación del 30% que hace Krugman es exacta, 10 millones de familias terminarán con un saldo

negativo y se producirá una grave situación de insolvencia. Millones de propietarios perderán sus hogares en procesos de ejecución hipotecaria y los inversores de títulos referenciados a hipotecas acumularán grandes pérdidas.

4. LA CORPORACIÓN DE REFINANCIACIÓN DE PRÉSTAMOS HIPOTECARIOS

En los viejos tiempos, cuando a los prestatarios les resultaba imposible satisfacer sus obligaciones, se «reestructuraban» las hipotecas; las ejecuciones eran malas tanto para el prestatario como para el prestamista. La titulización hizo que la reestructuración de la deuda resultara difícil, si no imposible.

Pero no son los prestamistas rapaces los que necesitan la ayuda del gobierno sino sus víctimas. Con hipotecas que representan el 95% o más del valor de la vivienda, la reestructuración de la deuda no será fácil. Lo que se necesita es dar a las familias altamente endeudadas una manera expeditiva de empezar de nuevo —por ejemplo, una cláusula de bancarrota especial que les permita recuperar, digamos, el 75% del capital que originalmente invirtieron en la vivienda, y que los prestamistas asuman el costo de la diferencia.

Un análisis de la historia reciente nos puede aportar pistas sobre cómo solucionar el problema. El manejo de la Administración Roosevelt de la crisis de insolvencia de la vivienda en 1930 nos servirá de precedente para abordar la presión de la burbuja inmobiliaria en Estados Unidos. En 1933 el Home Owners Refinancing Act creó la Home Owners' Loan Corporation (HOLC), o Corporación de Préstamos a Propietarios de Viviendas, con el objetivo de refinanciar

las viviendas y evitar las ejecuciones hipotecarias, salvando así los holding de bancos hipotecarios. La HOLC fue un gran éxito, creó millones de préstamos a un bajo interés y prolongó a menudo el periodo de amortización del préstamo originario, reduciendo de este modo significativamente las mensualidades a los que los propietarios podían hacer frente. Durante sus años de vida, la HOLC no solamente pagó sus cuentas, sino que incluso produjo un pequeño beneficio.

Otras medidas incluirían el establecimiento de una agencia gubernamental encargada de sacar de las cuentas de balance de entidades privadas los préstamos morosos o en peligro de insolvencia, eliminando así la amenaza de insolvencia de aquellos que tomaron posiciones en títulos hipotecarios tras ser engañados por las agencias de calificación. El resultado evitaría mayores liquidaciones que causen problemas financieros en los mercados. La Corporación Fiduciaria de Resolución, establecida por el gobierno, eliminó los préstamos en peligro de mora del balance de las entidades financieras de créditos hipotecarios tras la crisis de las entidades de crédito y cajas de ahorros de los años ochenta, evitando de este modo un mayor daño financiero a otros. Además, el Congreso podría considerar una versión adaptada al siglo XXI de la Corporación Fiduciaria de Reconstrucción patrocinada por el Gobierno para ayudar a financiar las inversiones y las operaciones en el sector privado de la vivienda e industrias similares durante esta crisis.

La solución adicional que habrá que poner sobre la mesa (y cuanto antes mejor) ya no es de política monetaria sino de política fiscal. En esa dirección apuntaba el presidente Bush hace unos días, al proponer la actualización de un organismo público

creado por Roosevelt durante la Gran Depresión, la Federal Housing Administration, que en este caso tendría que avalar a las familias endeudadas con hipotecas de baja calidad, origen del problema. El coste, hoy por hoy, se estima entre 100.000 y 200.000 millones de dólares. Fácil de solucionar: el rescate de la quiebra de las cajas de ahorro norteamericanas a finales de los ochenta costó bastante más. Una vez que esas hipotecas, con el aval público, tuvieran una calidad máxima, automáticamente se iniciaría el círculo virtuoso de restauración de la calidad de todos los instrumentos financieros que están amenazando con sus pérdidas la estabilidad del sistema. Al mismo tiempo, igual que ya hizo la Reserva Federal en 1998, las autoridades deberían «persuadir» a los bancos más activos en este tipo de productos para crear un consorcio que se comprometiera a dar liquidez (es decir, a comprar y vender) los instrumentos y vehículos financieros que ellos mismos crearon. Y así, con esta combinación esquemática de medidas, 2 millones de familias en EE. UU. conservarían sus viviendas y el cuento podría tener un final feliz, para ellas y para la economía mundial.

El Congreso debería actuar rápidamente para crear las agencias gubernamentales necesarias para ayudar a solventar este problema más que esperar a que pasen «los años» que Krugman señaló que hacían falta si dejásemos la solución en manos del mercado. Además, la alternativa «de mercado» de Greenspan-Krugman causaría un daño colateral a muchos perjudicados económicos inocentes (por ejemplo, los propietarios de viviendas en vecindarios donde las ejecuciones hipotecarias son frecuentes, y trabajadores y empresas relacionadas con la construcción). Mientras esperamos a que el Congreso actúe, sería deseable que el

Gobierno Federal crease un programa de reconstrucción de infraestructuras que ayudase a estimular la economía y la sacase de la potencial recesión que se aproxima, y de paso conseguir aumentar la productividad a largo plazo. De hecho, existen estudios rigurosos que indican que más del 50% de los puentes y otras infraestructuras públicas se encuentran en una situación defectuosa o debilitada. ¿Qué mejor manera de compensar una posible recesión en la industria de la construcción a la vez que se contribuye a la mejora de la productividad del transporte en nuestro país? Cada dólar empleado en la reconstrucción o mejora de las infraestructuras crearía puestos de trabajo para los trabajadores estadounidenses que por la vía del multiplicador del gasto terminará por producir un crecimiento del PIB superior al impulso inicial, con los consiguientes beneficios para las empresas y para la nación.

5. RESPUESTA A QUIENES ALEGAN EL 'RIESGO MORAL'

Habrán quienes aleguen que esta solución al problema de la burbuja inmobiliaria será demasiado costosa. Además, se preguntarán por qué los contribuyentes estadounidenses deberían acudir al rescate de bancos y otras instituciones financieras, inversores institucionales e individuales muy especulativos que toman decisiones imprudentes de alto riesgo. Para ayudar a dichas instituciones y particulares, discutiremos el problema del «riesgo moral» (*moral hazard*): proteger a particulares e instituciones de las pérdidas económicas que puedan sufrir por culpa de sus decisiones imprudentes y poco meditadas, no hace sino fomentar que continúen tomando decisiones más arriesgadas, si cabe, ya que si de sus actos resultan gran-

des pérdidas económicas, pensarán que el gobierno siempre estará allí para sacarles del apuro. Por tanto, ¿qué respuesta se puede dar a quienes utilicen este clásico argumento para manifestarse en contra?

Primeramente, el coste de una grave recesión iniciada en 2008 podría ser muy elevado, si nos limitamos a esperar a que la Reserva Federal continúe bajando los tipos de interés a los que presta a los bancos. La propuesta nuestra asegura una suave bajada de la economía que tendrá lugar en 2008 y 2009, y muy posiblemente experimentaría un sustancial crecimiento mientras reconstruye sus infraestructuras de producción. Evidentemente, estos beneficios sobrepasarían los costes ciertos de una recesión potencialmente grave y que podría durar varios años.

En segundo lugar, esta propuesta evitaría importantes daños económicos colaterales a muchos afectados inocentes que se producirán si confiamos en que el mercado reduzca los precios de la vivienda en un 30%. Podemos distinguir los siguientes grupos de afectados:

1. Los propietarios de viviendas, sobre todo en zonas donde se produce un gran número de ejecuciones hipotecarias;
2. Potenciales compradores de viviendas que hayan invertido su dinero en viviendas sin terminar debido a que los constructores han quebrado (The New York Times publicó recientemente un artículo en portada abordando esta cuestión relativa a Levitt Builders en las Carolinas);
3. Trabajadores desempleados y empresas de la industria de la construcción y mobiliario;

4. Municipios regionales o instituciones públicas que destinen sus ingresos a CDO, pensando que su dinero estará a salvo; y
5. Algunos jubilados que podrían ver cómo sus pensiones disminuyen, debido a que los fondos de pensiones sólo registrarán pérdidas de sus inversiones en activos hipotecarios.

En caso de adoptar esta propuesta, ¿qué bancos han de ser rescatados? Probablemente, muy pocos. Salvo los grandes grupos que combinan filiales de banca normal comercial con filiales de financiación especulativa o de banca de inversión, bajo el paraguas del holding bancario (por ejemplo, Citigroup). Existen estudios que indican que en ocasiones estas grandes instituciones aportaron «*liquidity puts*» (es decir, compromisos de recomprar algunos de sus tramos de paquetes de títulos respaldados por activos), lo que significa que si se produce una turbulencia financiera, estos pasivos que se encuentran fuera de los balances de los bancos o sus filiales de financiación, tendrían que ser incluidos en dichos balances y por tanto verse en la obligación de registrar pérdidas es decir, reducción del capital y de los recursos propios. Esto explica, en parte, las enormes pérdidas patrimoniales de Morgan Stanley, Merrill Lynch, etc. Pero estas grandes instituciones bancarias son «demasiado grandes para quebrar», así que debemos planificar cierta ayuda. Los pequeños bancos regionales no son lo suficientemente grandes para implicarse en actividades de financiación demasiado significativas. Sin embargo, si decidiesen crear activos hipotecarios para venderlos al público en general, entonces estarían traspasando su responsabilidad de impago sin ningún tipo de garantía de *liquidity put*.

El último refugio de aquellos que se posicionan en contra de este paquete de ayudas es el argumento del «riesgo moral». Pero si el Congreso aprueba una legislación actualizada al siglo XXI de la Glass-Steagall Act, prohibiendo la reventa de préstamos bancarios, entonces habremos evitado que las entidades salvadas concedan de nuevo préstamos de alto riesgo sacándolos al mes de sus balances. La Historia además nos enseña que el «sufrimiento» de los contribuyentes estadounidenses refinado por estos programas de ayuda no es del todo significativo. ¿Soportaron a caso la mayoría de los contribuyentes algún coste importante en la solución que se dio a la crisis de préstamos y ahorros, a pesar de todo lo que los medios de comunicación publicaron que iban a sufrir? ¿Aumentaron los índices de presión impositiva sobre la renta de particulares y empresas como resultado directo del problema financiero?

6. LA FALACIA DE LA PREGUNTA DEL 'COSTE PARA EL CONTRIBUYENTE'

La pregunta sobre el coste para los contribuyentes de salvar a las instituciones financieras forma parte de los debates de los medios de comunicación. La pregunta «¿cuánto va a costar al contribuyente estadounidense?» refleja el prejuicio inconsciente contra las políticas activas del gobierno para evitar una recesión y una depresión. Preguntarse cuánto va a costar al contribuyente una política económica para evitar un desastre en el mercado financiero sólo puede sustentarse sobre una teoría económica que asuma que la actividad macroeconómica permanecerá invariable tanto si el gobierno toma acciones positivas para acabar con el problema de los mercados financieros, como si no. En otras palabras, bajo esta

pregunta se esconde el supuesto tradicional de la teoría microeconómica *ceteris paribus* —donde *ceteris paribus* significa aquí que el PIB seguirá una línea de tendencia de pleno empleo invariable y permanente a largo plazo, haga lo que haga el Gobierno.

Según esta hipótesis, si ocurriese una recesión debido a problemas financieros o de otra índole, ésta será concebida como una caída de un X % en la línea de tendencia durante un periodo de tiempo hasta que algunos mecanismos automáticos del mercado restauren la actividad económica a la línea de tendencia de pleno empleo anterior al estallido de la recesión. Si, por otro lado, el gobierno toma alguna medida política interventora para solucionar el problema financiero de la insolvencia inmobiliaria, entonces, se presupone que existe una deducción del «coste para el contribuyente» de un Y % respecto de la línea de tendencia. Cuando el problema se enmarca en esta retórica, entonces parece obvio que uno debería comparar las magnitudes del porcentaje X frente a frente con la reducción del porcentaje Y de la línea de tendencia. Si el porcentaje Y es mayor que el X, entonces no se debería tomar ninguna acción gubernamental. Ya que no se puede predecir de forma exacta el coste de una futura recesión antes de que se produzca, lo que sí se puede es hacer una estimación aproximada del coste de llevar a cabo un programa gubernamental. Obviamente el tamaño del plan del gobierno deberá ser al menos tan grande como el coste de una recesión leve. Consecuentemente, la retórica de la pregunta del «coste para el contribuyente» se alinearán casi siempre a favor del argumento de «no hacer nada», porque se supone que la economía cuenta con algún mecanismo automático de mercado que asegura que el PIB siempre volverá rápidamente a un nivel de pleno empleo del PIB.

El problema es que en el mundo real, sin embargo, no existe una línea de tendencia predeterminada de pleno empleo del PIB potencial a largo plazo. La actuación macroeconómica de la economía estadounidense mejorará sustancialmente tanto a largo como a corto plazo si el gobierno actúa directamente. Pero si el gobierno lo deja en manos del mercado, el resultado traerá consigo una recesión económica que podrá desembocar en una depresión. Consecuentemente, la renta de los contribuyentes estadounidenses mejorará significativamente, en general, si el gobierno toma una acción directa más que si confiamos en que el mercado lo haga. Si el gobierno no hace nada, los estadounidenses pueden prepararse para sufrir una reducción seria de sus niveles de renta. Por consiguiente, una política bien diseñada para evitar una depresión económica y financiera sólo aportará beneficios, y sin coste alguno, a la economía nacional.

Echemos un vistazo a un ejemplo histórico donde si nos hubiéramos planteado esta pregunta (¿cuánto costará al contribuyente o a la economía?), no se habría tomado la que fue una de las políticas gubernamentales más exitosas. En los Acuerdos de Bretton Woods se reconoció que las naciones europeas necesitarían de una gran ayuda para la reconstrucción de sus economías tras la guerra. Keynes calculó que la ayuda oscilaría entre los 12.000 y los 15.000 millones de dólares. El representante estadounidense Harry Dexter White advirtió de que el Congreso no podría pedir a los contribuyentes que aportaran más de 3.000 millones de dólares. Por consiguiente, en los Acuerdos de Bretton Woods se rechazó el Plan Keynes y se adoptaron las propuestas de Dexter White.

En 1946 se recomendó a los Estados Unidos dar una donación de 13.000 millo-

nes de dólares durante cuatro años a varios países europeos para ayudarles a reconstruir sus economías dañadas por la guerra (en dólares de la década de 1940, esta cantidad sobrepasaría los 150.000 millones de dólares en 2007). Si Dexter White hubiera estado en lo cierto, el Congreso nunca habría aprobado el Plan Marshall. Pero como dicho plan no reveló de antemano que aportaría 13.000 millones de dólares a gobiernos extranjeros durante un periodo de 4 años, el Congreso lo aprobó. El Plan Marshall concedió a países extranjeros aproximadamente un 2% del PIB de Estados Unidos en cada uno de esos cuatro años. ¿Resultó el Plan Marshall «costoso» a los contribuyentes y a la economía estadounidense? Las estadísticas indican que, durante los años del Plan Marshall, por primera vez en la historia de los Estados Unidos, su economía no experimentó una disminución grave tras el final de una guerra. Y esto ocurrió a pesar de que el gasto del gobierno federal en bienes y servicios disminuyó en un 57% aproximadamente entre 1945 y 1946. Además, cuatro años después del fin de la Segunda Guerra Mundial, el gasto del gobierno federal todavía era la mitad de lo que fue en 1945.

Cuando Estados Unidos emergió de la Segunda Guerra Mundial, la deuda federal ascendía a más del 100% de su PIB. Por consiguiente, existía una importante presión política a la hora de manejar el gasto del gobierno federal para asegurarse de que dicha deuda no aumentase todavía más. Evidentemente, fue el gasto deficitario keynesiano lo que impidió que Estados Unidos cayera en una recesión en el periodo inmediato al final de la guerra. ¿Cuál fue el coste del Plan Marshall para la economía estadounidense y a sus contribuyentes? En 1946, el PIB per cápita fue un 25% mayor de lo que había

sido en los pacíficos años anteriores a la Segunda Guerra Mundial. Más aún, el PIB per cápita continuó aumentando durante los años del Plan Marshall. A pesar de desprenderse del 2% de su PIB, los estadounidenses experimentaron un nivel de vida mayor año tras año. Se puede decir, por tanto, que el Plan Marshall no hizo a los contribuyentes estadounidenses sentir que estaban cargando con un elevado coste, en términos de ingreso real, sino todo lo contrario.

El Plan Marshall fue bueno para los países europeos, ya que los europeos utilizaron los fondos recibidos para comprar exportaciones estadounidenses que hacían falta para alimentar a su población y reconstruir el capital social dañado por la guerra. En Estados Unidos, el desempleo no fue un problema salvo los 9 millones de hombres y mujeres que quedaron liberados del ejército y se incorporaron a la población civil y a la mano de obra. El Plan Marshall financió un crecimiento significativo de las exportaciones estadounidenses que ayudaron a contrarrestar, en parte, la caída de la demanda agregada debido a una reducción en el gasto del gobierno. El crecimiento de las exportaciones estadounidense no fue el único contrapeso ya que la demanda insatisfecha acumulada de los consumidores también se expandió en la postguerra. Sin el Plan Marshall, en cambio, las industrias exportadoras estadounidenses no se habrían expandido, y, peor aún, probablemente se habrían contraído, ya que los países europeos agotaron rápidamente las escasas reservas de divisas extranjeras que poseían. En resumen, ¿hubo algún coste real del Plan Marshall si lo comparamos con la opción de no haber hecho nada? El argumento de que los estadounidenses estaban condenados a reducir sus niveles de vida en un 2% aproximadamente sería co-

rrrecto solamente si suponemos que el PIB habría sido el mismo en los primeros años de la post guerra sin el Plan Marshall. ¿Puede alguien de veras creer esto?

7. LOS COSTES CONTABLES DE INSTITUCIONES COMO HOLC Y RTC

Ya se ha indicado que la HOLC en realidad obtuvo un pequeño beneficio durante su vigencia. De 1933 a 1935, la HOLC aportó casi 3.000 millones de dólares a bancos a cambio de hipotecas, reduciendo de este modo la potencial quiebra económica de muchos bancos. Además, si no hubiera sido por la HOLC, un mayor número de viviendas habrían sido ejecutadas y el sufrimiento económico producido por la depresión habría sido peor. Más estadounidenses habrían tenido que vivir en las calles o en las *Hoovervilles* (suburbios infrahumanos creados en la Gran Depresión) mientras los valores inmobiliarios estadounidenses se habrían depreciado mucho más rápidamente debido al abandono de las viviendas ejecutadas que se han quedado vacías.

La HOLC financió todas sus operaciones mediante recursos propios, emisión de bonos y préstamos de Tesoro. El Congreso nunca destinó ningún fondo a la HOLC. (Obsérvese que esto hizo que las actuaciones de HOLC quedasen fuera del presupuesto federal). Inicialmente se exigió a la HOLC emitir sus propios bonos con un interés garantizado por el Tesoro y con un vencimiento que no excediese los 18 años. Un año después, la garantía del Tesoro se extendió también al capital. Aunque la HOLC inicialmente emitía sus bonos al público, de forma ocasional recibió fondos prestados directamente por el Tesoro en lugar de acudir a los mercados de valores.

De 1936 a 1940, la HOLC tomó prestados 875 millones de dólares directamente del Tesoro.

La RTC fue una corporación creada por el Congreso en 1989 para sustituir a la Corporación Federal de Seguro y Garantía de las Cajas de Ahorros (Federal Savings and Loan Insurance Corporation), y para dar respuesta a la insolvencia de alrededor de 750 cajas de ahorro y otras entidades de préstamos y ahorros. Se encargó de vender activos de las cajas de ahorros que habían quebrado y pagar a los depositantes sus depósitos asegurados. En 1995 sus obligaciones, incluyendo seguros de depósito en entidades de ahorro, fueron transferidas al Fondo de Seguros de la Asociación de Ahorros. La crisis financiera de 1989 tuvo lugar bajo una Administración republicana que se había comprometido a no aprobar nuevos impuestos. Sin embargo, la Administración reconoció la gravedad del problema, la profunda insolvencia de las cajas de ahorros norteamericanas, y apoyó la formación de la RTC. La primera Administración Bush anunció que la RTC no gravaría con nuevos impuestos a los contribu-

yentes estadounidenses para costear el programa de saneamiento. Tras mucha discusión por parte del Congreso, la financiación inicial de la RTC incluyó 18.800 millones de dólares de la Hacienda Pública y 31.200 millones de bonos emitidos por RTC (y por lo tanto responsabilidad extrapresupuestaria). En 1995, la RTC fue absorbida por otra gran agencia del gobierno, y no se han mostrado los registros de contabilidad pública para comprobar si sus operaciones obtuvieron finalmente algún beneficio o no.

En resumen, aunque existen costes reales (presupuestarios o extrapresupuestarios) a la hora de establecer cualquier institución similar a la HOLC y a la RTC, los resultados y beneficios de estas instituciones parecen no dañar a los contribuyentes estadounidenses. Los beneficios económicos globales proporcionados por estas instituciones aliviando los problemas económicos de millones de familias superan con creces los posibles costes que se ocasionarían de permitir a las fuerzas deflacionistas del mercado solucionar el problema de la burbuja financiera e inmobiliaria que está a punto de reventar.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

KRUGMAN, P. (2007): «After The Money's Gone.» *The New York Times*, December 14.

SCHROEDER, M. (1999): «Glass-Steagall Accord Reached After Last Minute Deal Making.» *The Wall Street Journal*, October 25.

STREITFELD, D. (2008): «With Builder in Bankruptcy, Buyers Are Left Out.» *The New York Times*, January 3.

WESSEL, D. (2007): «Don't Count On A Stimulus Plan.» *The Wall Street Journal*, December 20.

ANEXO (del editor)

La titulización

El proceso de titulización de activos permite transformar créditos o derechos de crédito en valores negociables en mercados organizados. Los bonos hipotecarios y las cédulas hipotecarias solventan el problema de la inmovilización de fondos a largo plazo ligados a financiación inmobiliaria, permitiendo una dinamización de la cartera de créditos.

Los principales generadores de derechos susceptibles de ser titulizados son las entidades de crédito, por la elevada cuantía de los préstamos de distinta clase que conceden. No obstante, la normativa española sobre este ámbito prevé la titulización de otros derechos de crédito, de forma expresa el derecho del concesionario al cobro del peaje de autopistas, así como los vinculados a la explotación de una concesión de obra pública. La titulización está económicamente justificada si es capaz de generar valor. Una de las fuentes de este valor es la refinanciación de nuevos derechos de crédito. Pensemos en los préstamos, y concretamente en los de garantía hipotecaria, cuya formalización se hace normalmente a medio o largo plazo, pero que, en una entidad bancaria tradicional, se financian con depósitos que tienen un vencimiento generalmente a corto plazo. La entidad bancaria asume un riesgo de liquidez que por sí mismo dificulta la concesión de dichos préstamos en las mejores condiciones para quienes los necesitan. Si dichos préstamos tienen como destino la adquisición de viviendas, se encarece el acceso a las mismas. La titulización se inició en el ámbito de los préstamos hipotecarios residenciales en EE UU en 1970. Dichos préstamos eran, en principio, los más seguros y, por tanto, los que mejor deberían ser aceptados por los mercados de valores para ser titulizados. Al facilitar su refinanciación, se está ofreciendo, a través del mercado, un apoyo a la adquisición de viviendas, un objetivo presente desde el inicio de un proceso protagonizado por varias agencias federales estadounidenses establecidas con esa finalidad. Conceptualmente, la titulización no exige por sí misma que los préstamos abandonen el balance de la entidad que los ha concedido, pero, suele reservarse dicho término a aquellos supuestos en que dichos activos y los correspondientes riesgos salen del balance. Por ejemplo los riesgos de impago, si salen del balance son transferidos a los inversores últimos. En efecto, las entidades bancarias recurren a dos grandes modalidades de titulización, según mantengan o no los activos y pasivos implicados en su balance. En sentido estricto, la palabra titulización se reserva para el segundo caso mientras que para el primero se emplea la denominación de «emisión de bonos cubiertos»

Los principales participantes de un proceso de titulización son el prestamista / banco originador de los derechos de crédito, el vehículo a través del que se realiza el proceso, o fondo de titulización, gestionado por una sociedad gestora, y los inversores que adquieren los títulos resultantes. Generalmente, la transformación exige la intervención de otras entidades especializadas para hacer el resultado más aceptable por los mercados de valores, por ejemplo mejorando la calidad crediticia de la cartera que ha sido incorporada al fondo. Una forma simple de conseguirlo es la sobrecolateralización, que consiste en poner a disposición del fondo más préstamos de los realmente necesarios, para ir sustituyendo a los impagados o amortizados por anticipado.

Las hipotecas titulizadas o fondos de titulización hipotecaria constituyen en EE.UU. el segundo tipo de valor más negociado del mercado, tras la Deuda Pública. Son los llamados genéricamente *Mortgage Backed Secutities* y están respaldados (*backded*) por una cartera de préstamos hipotecarios. Los flujos periódicos, que incluyen los pagos por intereses y amortización gradual del principal de tales hipotecas, se perciben hasta la amortización completa de la cartera. La casuística de estos valores es bastante diferente de la de los bonos, ya que los préstamos hipotecarios que constituyen la cartera o fondo de titulización pueden resultar amortizados anticipadamente, por lo que los flujos se ven alterados al recibir los partícipes las amortizaciones anticipadas, las cuales evidentemente, dejan de generar intereses.

La emisión de títulos hipotecarios por las entidades de crédito se enmarca dentro de una figura financiera de mayor amplitud, que ha sido objeto de reglamentación específica: el mercado hipotecario. Supone una forma de captación de pasivo, pero a través de una segunda fase de financiación que se asemeja mucho a una «refinanciación». La refinanciación es jurídicamente la venta de activos financieros crediticios. Existe, pues, una movilización de activos que no se da en la emisión de títulos hipotecarios, ya que, en este caso, los activos (los créditos hipotecarios) quedan en poder de la entidad financiera, aunque garantizando específicamente los nuevos títulos emitidos. La refinanciación consiste en que después de un primer proceso de «financiación-inversión» (captación de ahorro e inversión en créditos hipotecarios), entra la segunda fase, en la que el banco realiza una emisión de títulos hipotecarios (que figurará en su pasivo y es una nueva forma de captación de ahorro) que está garantizada con los créditos hipotecarios de la primera fase y a continuación procede a una nueva inversión general de los recursos captados mediante nuevos créditos.

La banca española ha financiado una parte del crecimiento de su actividad apelando a los mercados mayoristas, lo que pone de manifiesto una política activa de diversificación de sus fuentes de titulización. Un recurso ampliamente utilizado

ha sido la titulización de activos, que, en el caso español, presente particularidades importantes. Así, las entidades de crédito no han empleado la titulización como un mecanismo de transferencia de riesgo, como tampoco han desarrollado el tipo de estructuras y productos complejos que están presentes en otros sistemas bancarios. Lo anterior queda reforzado por la elevada calidad de las carteras que han sido titulizados en forma de cédulas hipotecarias.

Bonos hipotecarios: El capital y los intereses están garantizados por créditos hipotecarios específicos y afectos que deben figurar en la escritura de emisión, es decir, están garantizados con bienes concretos y determinados debidamente registrados en el Registro de la Propiedad. Tienen un vencimiento referenciado a sus créditos vinculados (plazo medio superior a cinco años), siendo sus principales emisores la banca privada, las entidades de crédito hipotecario, y las cajas de ahorro.

Cédulas hipotecarias: Se emiten con garantía hipotecaria total, es decir, están garantizadas por todas las hipotecas de la entidad emisora, con lo cual tienen un mayor respaldo que los bonos. No necesitan de inscripción en el Registro de la Propiedad. El activo más emitido en el mercado hipotecario español son las cédulas.

Participaciones hipotecarias: Se trata de títulos nominativos mediante los cuales la entidad emisora puede hacer partícipe a terceros, en todo o en parte, de uno o varios créditos hipotecarios, compartiendo beneficios y riesgos. De tal forma que la parte cedida no se computa como riesgo, aunque la entidad que realiza la cesión es la única que puede ejecutar la hipoteca. Son auténticas cesiones de parte del crédito hipotecario y, por tanto, de transferencia del riesgo. Al ser nominativas carecen de mercado secundario.

Evaluación de la reforma del pacto de estabilidad y crecimiento: ¿nuevo y mejor?

A pesar de la reforma del Pacto de Estabilidad y Crecimiento (PEC) ocurrida en 2005, la aplicación real de las normas vinculantes de disciplina fiscal en la Unión Monetaria Europea sigue resultando muy polémica, tanto en el ámbito académico como en el político, incluso a pesar de que algunas de las críticas lanzadas contra el PEC original se han incorporado al PEC reformado. El objetivo de este artículo es evaluar los cambios acaecidos en la reforma de dicho Pacto, teniendo en cuenta las propiedades de las normas fiscales «ideales» de Kopits y Symansky. Nuestro estudio defiende un evidente aumento de la flexibilidad, pero advierte de la posible aparición de problemas de aplicación y la falta de avances en la coordinación de las políticas fiscales nacionales. En este contexto nos planteamos la necesidad de nuevas mejoras a escala europea en la definición y puesta en marcha de las políticas fiscales nacionales.

Egonkortasun eta Hazkunde Hitzarmena (PEC) 2005. urtean eraberritu bazen ere, diziplina fiskalaren arloan lotesleak diren Europar Moneta Batasunaren arauak garatzeak garrantzia izaten jarraitzen du, eta gatazkatsua izaten ere bai, bai arlo akademikoan eta baita politikoan ere, nahiz eta erreforma horrek beharbada kontuan hartu PECaren hasierako testua kritikatzeko zutenek egindako zenbait ekarpen. Artikulu honen helburua hitzarmen hori eraberritzean izandako aldaketak ebaluatzea izan da, baina Kopits eta Symansky-k arau fiskal «idealek» izan beharreko ezaugarriak buruz esandakoak kontuan izanda. Gure azterlanak malgutasuna nabarmen handitzearen alde egiten du, eta horrekin batera, aplikatzeko beste arazo batzuk agertu direla eta politika fiskal nazionalak koordinatzeko prozesuan ez dela aurreratu erakusten du. Testuingurua hori izanik, beste hobeak batzuk egin beharra dagoela esaten dugu, Europar estatuetakoko politika fiskalak definitu eta garatzeko.

In spite of the recent reform of the Stability and Growth Pact (SGP) and the fact that some of the questions raised by those who criticised the initial framework for fiscal discipline may have been considered, the discussion on the implementation of binding fiscal rules in the European Monetary Union is still a matter of important controversy in both academic and political fields. The objective of this paper is to evaluate the changes contained in the reformed SGP by taking into consideration the properties for “ideal” fiscal rules put forward by Kopits and Symansky. Our analysis points towards a clear increase in flexibility together with the probable emergence of new enforcement problems and no advances in terms of the coordination of more effective fiscal policies. In this context, we discuss the need for new improvements within the European framework for the definition and implementation of national fiscal policies.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Del Tratado de Maastricht a la reforma del Pacto
 3. La reforma del Pacto: principales cambios y propuestas
 4. Los criterios de Kopits y Symansky: presentación y crítica
 5. Evaluación de la reforma: ¿mejora el Pacto?
 6. ¿Es necesario ir más lejos? Propuestas para una reforma más adecuada
 7. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: Pacto de estabilidad y crecimiento, reglas fiscales europeas.

Keywords: Stability and Growth Pact, European fiscal rules.

Clasificación JEL: H62, H63, H77.

1. INTRODUCCIÓN

La creación de la Unión Económica y Monetaria (UME) implica la pérdida de importantes instrumentos de intervención pública nacional, ya que las políticas monetaria y cambiaria se transfieren del ámbito nacional al nivel de decisión de la comunidad europea.

Sin embargo, no ocurre necesariamente lo mismo en lo que a la definición, desarrollo y ejecución de la política fiscal se refiere, ya que ésta se mantiene bajo la jurisdicción de las autoridades nacionales. En este caso, representa el único instrumento a su disposición para intervenciones dirigidas a

la estabilización coyuntural. Alternativamente, se podría haber avanzado hacia un grado de centralización fiscal, con la transferencia de competencias en este caso mayor con un gobierno «central», lo que reduciría aún más el margen de control por parte de los gobiernos nacionales.

La solución adoptada en la UME consistió en mantener la autonomía de la política fiscal y, al mismo tiempo, limitar el espacio para la creación de déficit público y aumento de la deuda pública, a través de la adopción de normas fiscales (obligatorias), posiblemente complementadas con la coordinación de las políticas fiscales nacionales.

Esta opción estaba ya clara en el Tratado de Maastricht pero se reforzó mediante el Pacto de Estabilidad y Crecimiento (PEC)

* Los autores agradecen las valiosas aportaciones efectuadas por los evaluadores anónimos en el proceso de revisión del artículo.

en el Consejo Europeo de 1997. Igualmente ha sido objeto de fuertes críticas, tanto por parte de políticos como de académicos, las cuales han sido tenidas en cuenta parcialmente en la reciente reforma del PEC (Consejo Europeo, 2005). A pesar de esta reforma, el tema de la disciplina fiscal dentro de la zona euro continúa siendo una de las cuestiones más controvertidas en el ámbito político y académico, y mantiene vivo el debate sobre la vía idónea de la construcción europea.

El principal foco de interés de este artículo se centra en una evaluación de la reforma del PEC, analizando si representa una «nueva» y «mejor» manera de llevar adelante y aplicar la disciplina fiscal en la zona euro. En los apartados 2 y 3, presentaremos brevemente las principales características de la solución europea para reducir la disciplina fiscal y esbozaremos los principales rasgos del debate, haciendo especial hincapié en los cambios principales de esta reciente reforma y las propuestas anteriores para mejorarlo. A lo largo del apartado 4, haremos mención de las propiedades expuestas por Kopits y Symansky (1998) para definir las normas fiscales «ideales», así como formularemos algunas críticas a dicho conjunto de propiedades. En el apartado 5, valoraremos los cambios fundamentales acaecidos como consecuencia de la reforma del PEC, clasificando el Pacto original y el reformado mediante los criterios propuestos por Kopits y Symansky. El apartado 6 contiene algunos elementos para una futura discusión, y se debatirán algunas posibles mejoras en la definición y puesta en marcha de las políticas fiscales en el marco de las políticas fiscales de la zona euro. Y, finalmente, el apartado 7 será el encargado de concluir nuestro artículo.

2. DEL TRATADO DE MAASTRICHT A LA REFORMA DEL PACTO

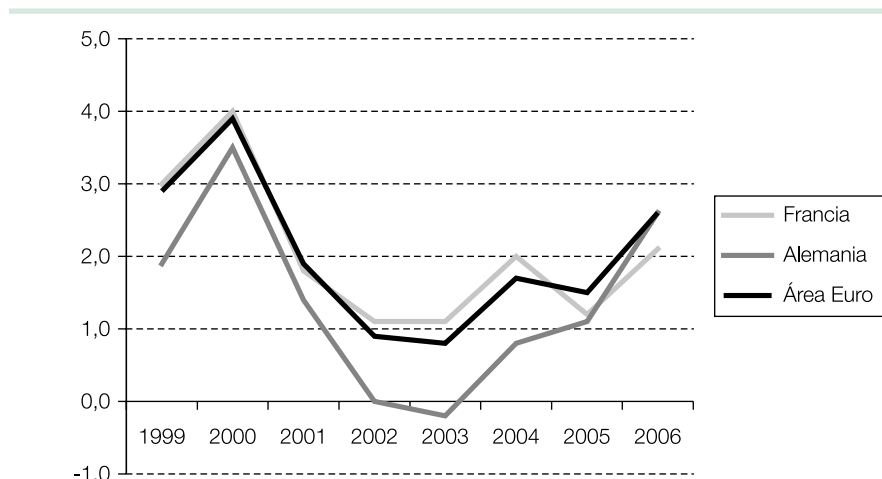
El Tratado de Maastricht (1992) estableció el marco para la política fiscal dentro de la UME: continuó siendo una competencia nacional, pero limitada por normas fiscales vinculantes que habrían de complementarse mediante la coordinación de las políticas fiscales nacionales.

La opción adoptada por el Tratado de Maastricht sería más tarde reforzada mediante la firma del PEC, cediendo a una fuerte presión alemana. Ello introdujo un objetivo a medio plazo para las cuentas públicas nacionales —una situación de equilibrio o incluso un ligero superávit, para asegurar un cierto margen de maniobra en caso de un choque negativo— así como el establecimiento de sanciones concretas en caso de que un Estado miembro mantenga una situación de déficit excesivo.

Esta solución ha sido objeto de una intensa crítica y debate tanto en el ámbito político como en el académico. En general, no se cuestionaba la necesidad de disciplina fiscal, como un elemento esencial para la creación de un ambiente favorable a la estabilidad y el crecimiento económico y como instrumento para evitar efectos externos negativos que resultasen de un comportamiento presupuestario deficitario por parte de algún Estado miembro (De Grauwe, 2005). Por el contrario, el debate se centró en la manera en que dicha disciplina fiscal debería ponerse en marcha y ser controlada, con dudas y críticas muy variadas en torno a la situación adoptada (e.g., Buiter *et al.*, 1993; Rubio y Figueras, 1998).

Entre 1996 y 2000, las críticas disminuyeron, en un contexto marcado por el optimismo relacionado con la creación de la UME y por una mejora económica general (gráfico n.º 1).

Gráfico n.º 1
Crecimiento del PIB
 (en %)



Fuente: OCDE, *Perspectives économiques*, diciembre 2006.

En cambio, a comienzos del presente siglo, el debate pasó de nuevo al primer plano como resultado de dificultades económicas experimentadas por algunos de los mayores Estados (especialmente Francia y Alemania), y la creciente creencia de que la solución adoptada en la disciplina fiscal podría entorpecer una lucha más efectiva contra los efectos negativos de la crisis económica o incluso empeorar las dificultades.

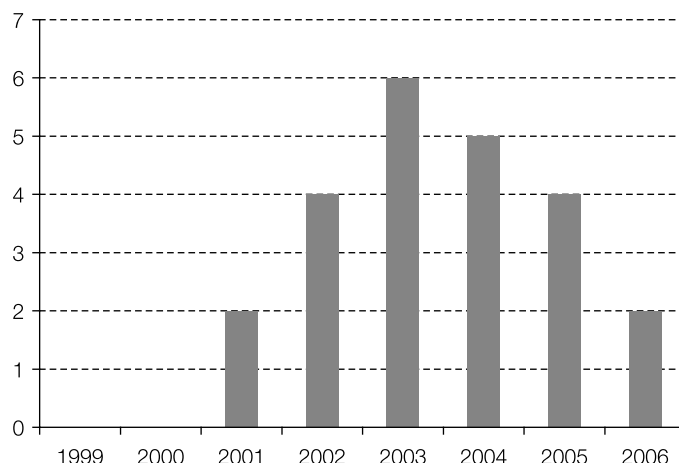
El hecho de que un creciente número de países no fuera capaz de cumplir el criterio relativo al peso del déficit público en el PIB también provocó, en este periodo, un creciente número de voces políticas y académicas a favor de la reforma del PEC (gráfico n.º 2). Estas opiniones señalaban la necesidad de introducir una mayor flexibilidad en las normas y un mayor equilibrio entre los objetivos reales y nominales, y culminarían

con la calificación del PEC como «estúpido» por parte del Presidente de la Comisión Europea de aquella época, Romano Prodi.

La petición de una mayor flexibilidad se basó fundamentalmente en la idea de que una política fiscal restrictiva en un contexto de crisis sería contraproducente: en este contexto, el simple funcionamiento de los estabilizadores automáticos probablemente generaría un déficit presupuestario mayor; si el gobierno responde a esto mediante recortes presupuestarios, empeora la crisis económica y, de este modo, podría agravar los problemas presupuestarios aún más. Por otro lado, no había excepciones para las situaciones de pérdida de producción acumulada resultante de periodos de estancamiento o de bajo crecimiento económico, ya que las sanciones eran (en teoría) aplicables a situaciones de crecimiento real del PIB superior al -0,75%.

Gráfico n.º 2

Número de países con déficit público superior al 3% del PIB



Fuente: OCDE, *Perspectives économiques*, diciembre 2006.

año (o sea, se aplicaban igual en los casos de crecimiento real negativo del PIB). En tercer lugar, el periodo de tiempo para la corrección de un déficit excesivo sería demasiado corto, destacando la indeseable tendencia procíclica de aplicar políticas restrictivas.

Esta crítica fue también apoyada por el hecho de que incluso algunas de las mayores economías de la zona euro tenían dificultades para cumplir el criterio de déficit público. De hecho, durante algunos años Francia y Alemania tuvieron un déficit público por encima del 3% del PIB (gráfico n.º 3) y surgió cierta preocupación sobre la aplicación de las sanciones a estos países, ya que muy posiblemente eso empeoraría la situación de toda la zona euro, mediante un efecto de *spillover* negativo.

La suspensión del PEC para estas economías, que tuvo lugar en noviembre de

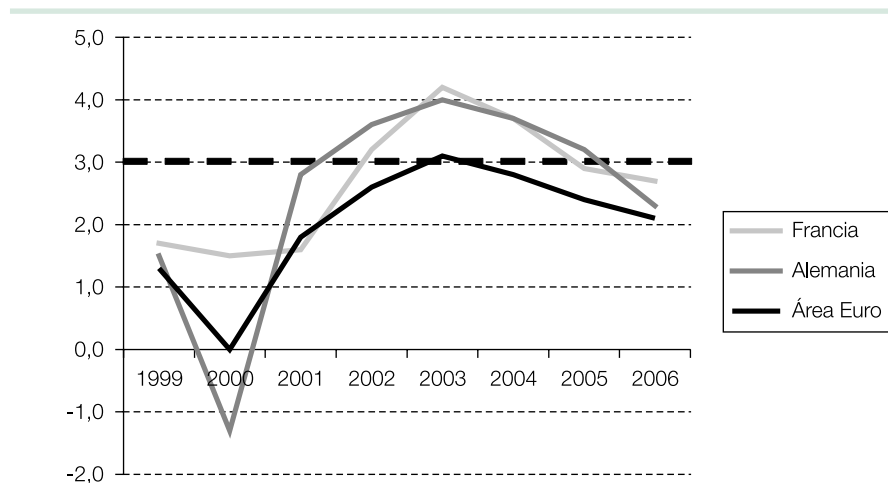
2003 (Consejo Europeo, 2003), determinó la desaparición de su forma original y la aparición de un PEC reformado después de marzo de 2005 (Consejo Europeo, 2005). Cabe destacar que, a partir de los hechos anteriormente citados, las cuestiones políticas tuvieron una mayor influencia en esta reforma, siendo su importancia tan grande como (o incluso mayor que) los debates académicos en torno al tópico de la disciplina fiscal dentro de la UME.

3. LA REFORMA DEL PACTO: PRINCIPALES CAMBIOS Y PROPUESTAS

La inversión de la situación económica a comienzos del siglo actual y el empeoramiento de los problemas reales, asociados a la pérdida de competitividad y empleo,

Gráfico n.º 3

Peso del déficit público en el PIB
(en %)



Fuente: OCDE, *Perspectives économiques*, diciembre 2006.

reanudaron el debate y la crítica en el campo político y académico. Este debate culminó con la reforma del PEC, ocurrida en 2005, con el objetivo de una mayor flexibilidad en su aplicación sin afectar, todavía en la esencia del PEC, la necesidad de mantener la disciplina fiscal. En el contexto de esta reforma se estableció lo siguiente:

1. Una ampliación del periodo de desarrollo y ejecución de las medidas para corregir un déficit excesivo;
2. La importancia de la corrección estructural en periodos de crecimiento del PIB efectivo sobre su nivel potencial, tomando como referencia la disminución del déficit estructural en un 0,5% anual aproximadamente, posibilitando de esta manera un mayor margen de maniobra en periodos en los que surjan dificultades económicas;
3. La atribución de mayor relevancia al criterio relacionado con la proporción de deuda pública respecto del PIB (prácticamente ignorado hasta el momento) como instrumento importante para evaluar la sostenibilidad de la posición presupuestaria a medio y largo plazo;
4. La ampliación de las circunstancias que permitirían no aplicar automáticamente las sanciones, considerando todas las situaciones de crecimiento negativo del PIB real (en lugar de un rígido -2%) incluyendo situaciones de pérdidas acumuladas de PIB durante periodos prolongados de un crecimiento considerablemente débil, en relación al crecimiento potencial;
5. La posibilidad de incluir diversos factores «pertinentes» a la hora de tomar

decisiones sobre la clasificación de un déficit público como excesivo (o no), posibilitando la consideración de varias formas de gasto público como factores justificativos de un ratio de déficit público superior al límite máximo (especialmente gastos en áreas como defensa, reforma de la seguridad social, políticas de apoyo a la innovación, la investigación y desarrollo, la reunificación europea —sobre todo en el caso de Alemania—, etc.)

Cabe señalar que parte de la crítica y las propuestas de reforma realizadas anteriormente al PEC original pueden haber sido tomadas en consideración a la hora de llevar a cabo la reforma, principalmente las siguientes¹:

- a) la idea de incluir «factores pertinentes» podría ser relacionada con las propuestas presentadas por Mills and Quinet (2001), Brunila (2002), von Hagen (2002), Fitoussi and Creel (2002) y Creel (2003); estos autores señalaron la introducción de una norma relacionada con la composición y calidad del gasto público, o el cambio hacia la denominada «regla de oro» de las finanzas públicas;
- b) la mayor importancia atribuida a la situación estructural puede ser relacionada, hasta cierto punto, con la propuesta presentada por Buiter y Grafe (2004), quienes reclamaban un cambio a la hora de evaluar la situación estructural; en su propuesta indicaban que dicho cambio habría de llevarse a cabo introduciendo el concepto de «regla de equilibrio permanente», esto

es, la diferencia entre el futuro valor medio a largo plazo del ingreso fiscal (constante) y el gasto público;

- c) la importancia renovada atribuida a la situación de la deuda pública también podría estar vinculada en cierta forma a las preocupaciones de Pisani-Ferry (2004), que sugería la introducción de un Pacto de Sostenibilidad de Deuda; dicho pacto obligaría a la presentación de programas financiero-presupuestarios que mostrarían los objetivos a medio plazo para la proporción de deuda pública en el PIB y posibilitaría a los Estados en los que este indicador fuese menor al 50% que quedarán exentos de los procedimientos de un déficit excesivo y de sanciones asociadas; así se orientaría la disciplina fiscal en la perspectiva de un mayor plazo y se basaría en la sostenibilidad de la situación presupuestaria también a largo plazo.

Sin embargo, las siguientes propuestas, más radicales, no han sido consideradas: a) Casella (1999) propuso que debía tenerse en cuenta el equilibrio presupuestario global de la zona euro, junto a un sistema de mercado de asignación del déficit; b) otros autores, entre los que se incluyen Wren-Lewis (2003), von Hagen (2002) y Wyplosz (2005), apostaban por el refuerzo de la disciplina fiscal por medio de los mercados financieros y la adopción de reformas institucionales y de procedimiento (por ejemplo, Wyplosz (2005) solicitó la creación de «Consejos Nacionales de Política Fiscal» independientes, responsables de garantizar la supervisión de la disciplina fiscal y la sostenibilidad de la deuda); Arestis *et al.* (2001), adoptando un punto de vista keynesiano, sugirieron el refuerzo de la coordinación de las políticas fiscales na-

¹ Se puede encontrar más detalles acerca de estas propuestas en Alves y Afonso (2008).

cionales, junto a cambios institucionales para asegurar que las autoridades monetarias no se encuentren en posiciones de privilegio y dominen la política macroeconómica de la Unión Europea; d) por último, teniendo en cuenta que existe un conflicto inherente entre los intereses nacionales y los europeos debido al fracaso del principio de equivalencia fiscal del PEC, Collignon (2004) se mostraba a favor de la creación de un gobierno europeo como única vía para solucionar este problema.

4. LOS CRITERIOS DE KOPITS Y SYMANSKY: PRESENTACIÓN Y CRÍTICA

Para llevar a cabo un análisis sobre la necesidad de realizar cambios sobre el PEC original y sobre las posibles mejoras introducidas con su reciente reforma, utilizamos la clasificación presentada por Kopits y Symansky (1998), relativa a la definición de reglas fiscales «ideales». Adviértase que entre autores que muestran distintas posiciones en lo que al tipo de reglas y sus indicadores de apoyo se refiere, se puede extraer un consenso razonable sobre esta clasificación (e.g., Buti *et al.*, 2003; and Creel, 2003).

Según esa clasificación, para que un conjunto de reglas fiscales se consideren «ideales», éstas deben reunir los siguientes requisitos:

1. estar «claramente definidas» y resultar operativas mediante indicadores perfectamente contruidos, la cobertura institucional y las cláusulas específicas de «escape», de tal manera que se evite ambigüedades y deficiencias en la aplicación práctica;

2. ser «transparentes» en lo que a operaciones gubernamentales se refiere, incluyendo acuerdos institucionales, previsión y contabilidad, para lograr «apoyo popular»;
3. ser «sencillas» de tal manera que el público las entienda en su totalidad, pero, sin perder rigor científico.
4. ser «ejecutables/aplicables» en el sentido en que existan reglas legales o constitucionales mediante las cuales se puedan ejecutar, así como sanciones creíbles para los casos de no cumplimiento y la definición de una autoridad competente que las aplique;
5. ser «flexibles» para permitir abordar con eficacia los choques exógenos, que den lugar a situaciones que escapen al control de las autoridades;
6. ser «adecuadas» en relación a los objetivos concretos;
7. ser «coherentes» las unas con las otras, así como con otras políticas macroeconómicas y otras normas políticas; y
8. ser «eficientes» para que puedan entenderse como catalizadores de la reforma fiscal que sería necesaria, hasta cierto punto, para asegurar la sostenibilidad de la posición presupuestaria.

Estos ocho requisitos abarcan una mezcla de criterios económicos y políticos, además de epistemológicos. Concretamente, los cuatro primeros son de una naturaleza más política y los cuatro restantes, de una naturaleza más económica. Por otro lado, no sólo resulta difícil para un grupo de normas fiscales reunir todos estos requisitos, sino que es inevitable que algunos se solapen con otros:

económicamente, por ejemplo, habrá un cierto intercambio o compensación (*trade-offs*) entre transparencia y flexibilidad o entre simplicidad y posibilidad de aplicación; políticamente, lo mismo ocurrirá, por ejemplo, entre transparencia y simplicidad. En cualquier caso, están basados en un conjunto de criterios cuyo objetivo es definir reglas fiscales, hacerlas creíbles y, en cada caso concreto, hacer posible la elección de uno u otro o una combinación de varios: «escoger entre los *trade-offs* alternativos sigue siendo una decisión política» (Creel, 2003, p.6).

También se debe tener en cuenta que esta clasificación surgió para evaluar la calidad de las normas fiscales dentro de un contexto nacional. Como viene señalado en Buti *et al.* (2003), la naturaleza multinacional de las normas en el caso europeo afecta a su diseño y puesta en marcha. Por otro lado, existen cuestiones relativas a la subsidiariedad y a la soberanía nacional, lo que significa que las normas deben ser tan neutras como sea posible a la vista de las preferencias sociales de cada Estado miembro. Por otro lado, la naturaleza y relevancia de los ya mencionados *trade-offs* puede variar: por ejemplo, con las consecutivas ampliaciones de la UE, la heterogeneidad y dispersión de las preferencias ha aumentado, y se ha vuelto más difícil encontrar normas fiscales uniformes óptimas.

Cabe igualmente señalar que en el caso de la zona euro, la situación también difiere de la analizada por Kopits y Symansky (1998) debido a la actual naturaleza de la zona euro. De hecho, al encontrarnos en un proceso avanzado de integración monetaria entre los distintos países, el incentivo para una coordinación más firme de las políticas fiscales también debería ser objeto de consideración para decidir si el conjunto de reglas es apropiado.

La necesidad de mayor coordinación de las políticas fiscales nacionales puede apreciarse en la teoría de las áreas monetarias óptimas, por ejemplo. En este contexto, la importancia del criterio de «coherencia» debería ampliarse y tomar en cuenta la existencia, en el sistema de disciplina fiscal, de un incentivo verdadero de coordinación, algo que está más allá de las definiciones originales de Kopits y Symansky (1998). En cualquier caso, sus criterios parecen aún válidos para evaluar el sistema de disciplina fiscal en la UE, como viene señalándose en distintos artículos (por ejemplo Buti *et al.*, 2003), siempre y cuando estas notas sean tomadas en cuenta.

5. EVALUACIÓN DE LA REFORMA: ¿MEJORA EL PACTO?

Ahora nos centramos en el principal objetivo de este artículo: evaluar la reforma del PEC, para ver si la aplicación real de la disciplina fiscal ha cambiado realmente y si se ha vuelto más adecuada. Para ello tenemos en cuenta las propiedades definidas por Kopits y Symansky (1998), con un método previamente utilizado por autores como Buti *et al.* (2003) y Creel (2003), para evaluar la actuación del PEC original.

El cuadro n.º 1 evidencia nuestra evaluación de las dos versiones del PEC, de acuerdo con las propiedades mencionadas. Debe señalarse que, en lo que se refiere al PEC original, nuestra clasificación se encuentra muy cercana a la propuesta por Creel (2003) y, como se aclara más adelante, es muy distinta de la propuesta por Buti *et al.* (2003), los cuales consideran que sólo ligeras variaciones de las normas del PEC serían justificables. Considerando el cuadro n.º 1, una evaluación general de la reciente reforma nos permitirá concluir que el PEC

Cuadro n.º 1

Comparación del PEC inicial con el PEC reformado

Reglas fiscales «ideales»	PEC (1997)	PEC (2005)
(1) Definición clara	++	+
(2) Transparencia	+	–
(3) Sencillez	+++	+++
(4) Aplicación	–	–
(5) Flexibilidad	+	+++
(6) Adecuación al objetivo final	–	+/-
(7) Coherencia	–	–
(8) Eficiencia	–	+/-

Clave: +++ «muy buena»; ++ «buena»; + «adecuada»; – «débil»

Fuente: Elaboración propia.

se ha hecho más flexible, pero no necesariamente más adecuado al objetivo de asegurar la disciplina fiscal en la zona euro. De hecho, su calificación sería mejor que la del original en términos de «flexibilidad», pero probablemente peor en «aplicación», «transparencia» o «eficacia»².

Analizando con más detalle la comparación por criterios, destacamos lo siguiente:

1. Definición clara

En cuanto a los indicadores utilizados y la cobertura institucional, ambas versiones parecen estar claramente definidas, evitando ambigüedades y deficiencias en su aplicación práctica. Sin embargo, a medida

que el número de cláusulas de escape concretas se amplía excesivamente, en el Pacto reformado, es posible que la aplicación de éste no sea tan inequívoca: por eso reducimos la clasificación de «buena» a simplemente «adecuada».

2. Transparencia

Algunas de las circunstancias que el PEC reformado reconoce (como permitir un déficit excesivo) parecen ser claramente pertinentes, concretamente las relacionadas con algunos de los gastos públicos de inversión o con la autorización de ciertos tipos de reformas estructurales en el ámbito de la seguridad social. Sin embargo, el exagerado número de cláusulas de escape junto a la creación de un sistema casi a la carta, donde cada Estado miembro aparentemente elegiría el «factor pertinente» más adecuado (Alves, 2007) parece suscitar nuevos problemas relacionados con la creatividad en el ámbito de la contabilidad

² Señálese que nuestra evaluación del PEC inicial es ex-post, e incorpora un número de resultados y hechos conocidos que emergen tras su creación. Lo mismo no puede aplicarse al PEC reformado, al menos hasta cierto punto: como el sistema no ha sido sometido a estrés después de 2005, la evaluación es más claramente ex-ante.

pública. En este contexto, la clasificación aportada para el PEC reformado es peor que la del original, «débil» y «adecuado», respectivamente.

3. Sencillez

Probablemente resultaría difícil utilizar indicadores de apoyo más simples que los ratios de déficit público sobre el PIB y la deuda pública sobre el PIB. Éstos son perfectamente comprensibles por el público y se mantienen del mismo modo tras la reforma. Esto es por lo que clasificamos ambas versiones como «muy buenas» en términos de «sencillez». Nótese sin embargo que la existencia de un número substancial de cláusulas de escape puede conducir a una aplicación más difícil y disminuiría el grado de comprensión por el público: así podríamos haber considerado la versión reformada más débil, en este aspecto.

4. Aplicación

El PEC original resultó ser incapaz de «ejecutarse» o incluso de fomentar cambios relevantes en el comportamiento de los transgresores, por la vía de un aumento de los costes de la deuda pública posterior a una pérdida de credibilidad. Particularmente instructivos en este aspecto resultan ejemplos como la suspensión del PEC, la sucesiva trasgresión de las reglas por parte de algunos países sin ser sancionados, o el impacto nulo sobre los índices de interés a largo plazo en Francia cuando ECOFIN adoptó un procedimiento de déficit excesivo para este país en 2002/2003.

Esto ha sido probablemente uno de las peores características del PEC original, si tomamos en consideración la clasificación de Kopits y Symansky. Incluso en Buti *et al.*

(2003), donde se defendió que el PEC original sólo necesitaba unos pequeños cambios, se acordó la necesidad de aumentar la capacidad de aplicación de estas reglas fiscales. Nótese que otros autores, especialmente aquellos que eran más escépticos sobre el Pacto (por ejemplo Creel, 2000), tuvieron el mismo punto de vista que nosotros.

En nuestra opinión, la situación no ha mejorado con la reciente reforma. Por un lado, hay varios países que siguen alejados de los objetivos a medio plazo y de ello pueden derivarse problemas de aplicación si la exigibilidad del sistema a una nueva situación de presión. Por otro lado, el elemento más negativo de la reforma parece ser el excesivo número y, sobre todo, la interpretación subjetiva de situaciones atenuantes para la falta de cumplimiento de la ratio máxima del 3% sobre el PIB del déficit público. Como se ha mencionado anteriormente, algunas de estas circunstancias parecen ser claramente pertinentes, pero la inclusión de otros, aparentemente en función de los intereses específicos de cada Estado miembro, suscita nuevas dificultades en la aplicación concreta de las normas de disciplina fiscal.

El aparentemente exagerado conjunto de válvulas de escape podría convertir la versión reformada incluso menos «aplicable» que la anterior, conduciendo la clasificación de «débil» a un nuevo tipo no incluido en nuestro análisis («muy débil»). De ser así, la valoración de otras propiedades de las «reglas ideales» quedaría igualmente dañada, concretamente en términos de «definición adecuada» y de «transparencia» así como, bajo ciertas circunstancias, de «eficacia» y de «adecuación al objetivo final».

Cabe señalar que Buti *et al.* (2005) muestra de cierto modo una preocupación

similar, lo cual conduce a una convergencia significativa entre nuestra apreciación y la valoración desarrollada por estos autores, que no se dio en el caso del PEC original. Al mismo tiempo, los autores críticos al Pacto original expresan sus preocupaciones sobre el potencial uso oportunista de las excepciones y el hecho de que las verdaderas raíces del problema no sean abordadas (por ejemplo, Buitter, 2005; Coeuré and Pisani-Ferry, 2005; Allington and McCombie, 2007).

5. *Flexibilidad*

En el contexto del PEC original, la flexibilidad resultó ser sólo aparente. Es cierto que el mecanismo incorporaba cláusulas de excepción y que sería posible dejar a los estabilizadores automáticos actuar sin cometer una trasgresión, en caso de que los Estados miembros comenzasen desde una situación inicial de equilibrio presupuestario. Pero la verdad es que estas cláusulas parecían ser demasiado severas (por ejemplo, es preciso recordar que simplemente una disminución anual real del PIB de más del 2% permitiría la no clasificación de un déficit público como excesivo) y el punto de partida para algunos países estaba ya muy cerca de la situación límite (eliminando la posible labor de los estabilizadores automáticos en el caso de un contratiempo negativo).

En la versión reformada, tanto la ampliación del periodo para corregir los déficits excesivos como la ampliación de las cláusulas de escape, o incluso la posibilidad de considerar diferentes factores atenuantes para una situación de aparente déficit excesivo, parecen aportar a los Estados un margen más amplio de maniobra, en caso de una situación de choque exógeno, provo-

cada por cambios en circunstancias que queden más allá del control del gobierno.

Éste resulta ser el motivo principal por el que valoramos más favorablemente la última versión del Pacto en lo que se refiere a la flexibilidad, y pasa de una clasificación «adecuada» a «muy buena» (cuadro n.º 1). El análisis llevado a cabo en Buti *et al.* (2005) apunta en la misma dirección, aunque a través de una forma de análisis diferente de la original (recuérdese que, en 2003, estos autores defendieron una clasificación mejor a la nuestra para el Pacto original).

6. *Adecuación al objetivo final*

En nuestra opinión, es posible aportar al PEC reformado una clasificación más favorable en este aspecto, si bien tenemos algunas dudas. En el pasado, diversos países no cumplieron sus programas de estabilidad y por ello no se alcanzó el objetivo final de sostenibilidad de la deuda. Esto justificaría nuestra clasificación negativa, llevando la contraria a la propuesta por Buti *et al.* (2003) o incluso por Creel (2003).

Ahora, si la renovada atención a la deuda pública resulta creíble, se podría desaconsejar un comportamiento de contabilidad creativa o la consideración de ciertos gastos como extra-presupuestarios, así como podría aumentar la sostenibilidad a largo plazo de las posiciones presupuestarias. Esto explica por qué nuestra clasificación cualitativa iría de «débil» a «adecuada».

Nótese en cambio que el número de países cuya deuda pública está todavía en torno al 60% del PIB continúa elevado (6 en 2006, según la OCDE, 2006) y que, para toda la zona euro, el valor se situaba por encima del 75% (OCDE, 2006), lo que sig-

nifica que se necesitan grandes esfuerzos para asegurar la sostenibilidad de la deuda. Igualmente ciertas dudas sobre la credibilidad de dicho cambio, teniendo en cuenta la historia reciente en lo que concierne al criterio de la deuda y la posible reducción del grado de «aplicación» del PEC reformado (debido a la inclusión de varios factores atenuantes), podrían hacer que la clasificación se mantuviese en su antiguo valor negativo y explicase el resultado final «indeterminado» del cuadro n.º 1.

7. Coherencia

En términos de coherencia con otras políticas macroeconómicas, el PEC original se quedó más corto de lo deseado: a) algunos de los países no satisficieron sus programas de estabilidad, siendo éstos los principales elementos para una eventual coordinación; b) el Pacto no fomentó la coordinación, ya que no cambió el complejo y no vinculante sistema de coordinación definido en el Tratado de Maastricht —de hecho, el PEC original ni siquiera hacía mención explícita a la coordinación; c) tampoco se garantizó la coherencia entre una política fiscal contra cíclica y una política monetaria más expansionista dentro de un contexto marcado por la baja expectativa de consecuencias inflacionistas. Creel (2003) compartió esta idea, pero no Buti *et al.* (2003), para quienes el respeto efectivo a las reglas del PEC sería suficiente para permitir una coordinación de las políticas fiscales nacionales.

Lo mismo parece ocurrir en la nueva versión del PEC, ya que continúa sin ser obligatoria ni sancionadora la referencia a la coordinación de políticas fiscales nacionales. Consecuentemente, parece no haber motivos para una coherencia más efectiva

entre las distintas políticas fiscales nacionales, y entre éstas y la política monetaria común. Esto ocurre a pesar de la demanda de una coordinación más estricta explícitamente presentada en el nuevo Tratado de Lisboa (consecuencia de la propuesta presente en el art. 15º del fracasado Tratado Constitucional (art. 15)). En este contexto, la clasificación no podría ser otra que «débil» tanto para el PEC reformado como para el original.

8. Eficiencia

El PEC original demostró contar con poca capacidad para fomentar que los países llevasen a cabo reformas estructurales y esto ha sido un motivo de peso para la manifestada imposibilidad de hacer uso de políticas contra cíclicas en un momento de recesión o de crecimiento económico débil, a menos que se transgredieran las normas. Una vez más, nuestra clasificación difiere de la de Buti *et al.* (2003), quienes admitieron una eficacia adecuada para las normas originales.

En lo que se refiere al PEC reformado, la eficacia podría haber sido mejorada, y conducir así a un cambio en nuestra clasificación, de «débil» a «adecuada» (o incluso «buena»). De hecho, la referencia a la importancia de un equilibrio estructural y la necesidad de correcciones estructurales en periodos de crecimiento económico efectivo sobre el nivel potencial podría conducir a los gobiernos a intensificar su atención sobre la necesidad de aplicar reformas en la tributación y en el gasto público para asegurar la sostenibilidad de las cuentas públicas. En cualquier caso, la posibilidad anteriormente mencionada de que las normas reformadas conducirían a una excesiva flexibilidad podría no resultar en ningún cam-

bio concreto respecto a la versión anterior en términos de «eficiencia», por lo que finalmente consideramos la clasificación como «indeterminada».

6. ¿ES NECESARIO IR MÁS LEJOS? PROPUESTAS PARA UNA REFORMA MÁS ADECUADA

Resumiendo los elementos de evaluación contenidos en el último apartado, nuestro análisis indica claramente que los cambios que ocurrieron en marzo de 2005 hicieron el Pacto más flexible pero no necesariamente mejor, ya que sus condiciones para una implantación efectiva pudieron haber empeorado.

En este contexto, podrían señalarse algunas sugerencias para asegurar mejoras en las condiciones de aplicación del PEC:

- a) la consideración de una lista relativamente exhaustiva de gastos que podrían considerarse «excluíbles» del cálculo del déficit público relevante para la aplicación de las reglas de disciplina fiscal;
- b) una vigilancia reforzada en los esfuerzos por mejorar las cuentas públicas en periodos de expansión económica como medio para posibilitar un mayor margen de maniobra de la política fiscal en periodos de recesión;
- c) la introducción de una mayor atención hacia la sostenibilidad de la deuda pública, siguiendo uno de los vectores de reforma y permitiéndole que se mueva en la dirección propuesta por, entre otros, Pisani-Ferry (2004); y
- d) una especial atención a las reformas de los sistemas de la Seguridad Social, que emerge como una de las

áreas fundamentales para la sostenibilidad de las cuentas públicas a medio plazo, en vista de los problemas que surgen de una evolución demográfica desfavorable.

Estas sugerencias ciertamente mejorarían la clasificación aportada a las normas de disciplina fiscal del PEC. Sin embargo, no pondrían fin al debate sobre el sistema ideal para la disciplina fiscal dentro de la zona euro.

Una de las cuestiones más importantes que todavía sigue abierta es la cuestión de cómo aportar una continuación de políticas adecuada en el contexto de la UME. En nuestra opinión, para el caso concreto de la Unión Monetaria, será muy difícil obtener un grado adecuado de coherencia sólo mediante la adopción de normas fiscales, incluso aunque éstas estén bien clasificadas según las propiedades definidas por Kopits y Symansky.

En este contexto y reconociendo que se mantendrá una situación de gran dificultad política a la hora de fomentar una mayor «centralización» fiscal, la solución podría implicar un grado significativo de coordinación de las políticas fiscales nacionales³. Como concluye buena parte de la literatura relevante, esta solución tendería a producir beneficios en términos de bienestar al compararla con soluciones no-cooperantes⁴, aunque ello continuaría mostrando algunas dificultades⁵.

³ Existe un largo debate en la economía centrado en «normas frente a coordinación». Este artículo, sin embargo, no tiene como objetivo desarrollar esta cuestión.

⁴ Existe gran cantidad de literatura sobre este asunto, comenzando con los trabajos de gran relevancia de Niehasn (1968), Cooper (1968) y Hamada (1976).

⁵ Véanse, entre otros, los argumentos desarrollados por Frankel y Rockett (1988), Millar y Salmon (1985), Maillet (1992) y Tabellini (1990).

Merece la pena señalar que en la literatura económica teórica y empírica, continúan predominando los análisis sobre coordinación de políticas monetarias, con un número mucho menor de estudios dirigidos a la problemática de la coordinación de políticas fiscales (y de éstas con las políticas monetarias), incluso a pesar de que el caso europeo haya fomentado el desarrollo de esta área⁶.

Finalmente, debería señalarse que, a pesar de la gran flexibilidad obtenida gracias al cambio en ciertas normas, no resulta claro que se haya propiciado un ambiente idóneo para combatir los efectos negativos resultantes de choques específicos o asimétricos. En este marco, la creación de un mecanismo limitado de absorción de este tipo de choques podría posibilitar una solución más satisfactoria.

Tal solución resultaría en un intento por fomentar cierta forma de «seguro», típica de las federaciones con moneda única y aconsejada, por ejemplo, por la literatura relevante en el contexto de las zonas monetarias óptimas. En este nivel, y para el caso europeo, se han lanzado algunas propuestas, fundamentalmente siguiendo los trabajos pioneros de Italianer y Vanheukelen (1992) y Italianer y Pisani-Ferry (1994). Cabe la pena señalar que algunos de estos estudios señalan que esto sería posible sin requerir un aumento muy significativo del presupuesto de la UE.

7. CONCLUSIONES

En este artículo hemos evaluado la versión reformada del PEC, teniendo en cuenta

las propiedades establecidas por Kopits y Symansky (1998) para las reglas fiscales, y el entorno del debate de los dos últimos decenios sobre el método idóneo de llevar a cabo la disciplina fiscal en la zona euro.

Nuestro análisis indica claramente que los cambios acaecidos en marzo de 2005 han hecho al Pacto más flexible, permitiendo un mayor horizonte temporal de adaptación a la hora de afrontar situaciones presupuestarias difíciles. También, al menos teóricamente, fomentar las reformas estructurales y el buen uso de situaciones económicas favorables para reorganizar las cuentas públicas. Igualmente, aumenta el número de circunstancias en las que las sanciones no acaecen «automáticamente», puesto que se incluyen situaciones de estancamiento o crecimiento económico débil o favoreciendo incentivos en actividades de I+D⁷, el Pacto se podría haber transformado en un «buen amigo» del Crecimiento, sin dañar la Estabilidad.

La principal crítica ahora parece centrarse en torno a la «aplicación», ya que el hecho de que haya un gran número de factores que permitan la no clasificación de un déficit como excesivo conduciría previsiblemente, a situaciones de un menor cumplimiento o incluso a la repetición de un comportamiento «creativo» y poco exigente en algunos países, como en el pasado. Ello finalmente significaría que el PEC reformado no sería «mejor» a la hora de asegurar la disciplina fiscal de la zona euro: de hecho, sería más «estúpido» en términos de aplicación. Por el momento, es difícil evaluar si

⁶ Tomando el caso de la Unión Europea como base, merece la pena consultar, entre otros, los estudios de Beetsma y Bovenberg (2001), von Hagen (2002), Uhlig (2002), o Muscatelli *et al.* (2004).

⁷ Nótese, por ejemplo, que recientemente, Afonso y Alves (2008) señalaron que deberían permitirse por tiempo limitado déficits para los países pequeños y menos desarrollados dentro de la zona euro, para permitir que el gobierno subvencione actividades en I+D y, así, reduzca el nivel del desfase de desarrollo.

esto puede ocurrir, ya que, entre 2005 y el primer semestre del 2008, ningún sobresalto importante ha puesto al sistema en una situación de tensión, al contrario de lo que ocurrió con el original. La crisis financiera que parece empeorar podría constituir una importante prueba a la nueva versión.

En este contexto, sugerimos algunas mejoras que harían más efectiva la puesta en marcha de la disciplina fiscal. Sin embar-

go, también subrayamos que algunas cuestiones importantes seguirían abiertas, incluso con una reforma más adecuada del PEC. Entre ellas, la necesidad de una coordinación más efectiva de las políticas fiscales nacionales en el seno de la UE, así como la posible creación de un mecanismo limitado de absorción de choques exógenos, cuestiones que constituyen unos campos interesantes para futuros estudios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, O. Y ALVES, R. H. (2008): «Endogenous Growth and European Fiscal Rules». *Applied Economics*, forthcoming.
- ALLINGTON, N. Y MCCOMBIE, J. (2007): «Nonsense Upon Stilts: An Assessment of the European Stability and Growth Pact and How It May Be Reformed», en MCCOMBIE, J. Y RODRIGUEZ, C. (eds.), «*The European Union*», Palgrave Macmillan: 26-49.
- ALVES, R.H. Y AFONSO, O. (2007): «The New Stability and Growth Pact: More Flexible, Less Stupid?». *Intereconomics*, vol 42, 4: 218-225.
- ALVES, R.H. (2007): «European Union and (Fiscal) Federalism». In JOHN MCCOMBIE Y CARLOS RODRIGUEZ (eds.), «*The European Union*», Palgrave Macmillan: 154-172.
- ARESTIS, P.; MCCAULEY, K. Y SAWYER, M. (2001): «An Alternative Stability Pact for the European Union». *Cambridge Journal of Economics*, vol. 25: 113-130.
- BEETSMA, R. Y BOVENBERG, A. (2001): «Designing Fiscal and Monetary Institutions for a European Monetary Union». *Public Choice*, vol. 102 (3-4): 247-269.
- BRUNILA, A. (2002): «Fiscal Policy: Coordination, Discipline and Stabilization». Bank of Finland, Helsinki, Discussion Paper No 7-2002.
- BUITER, W. (2005): «The 'Sense and Nonsense of Maastricht' Revisited: What Have We Learnt About Stabilization In EMU?» CEPR Discussion Paper No. 5405.
- BUITER, W.; CORSETTI, G. Y ROUBINI, N. (1993): «Excessive Deficits: Sense and Nonsense in the Treaty of Maastricht», en *Economic Policy: a European Forum*, April: 58-100.
- BUITER, W. Y GRAFE, C. (2004): «Patching up the Pact: Some Suggestions for Enhancing Fiscal Sustainability and Macroeconomic Stability in an Enlarged European Union». *Economics of Transition*, vol. 12 (1): 67-102.
- BUTI, M.; EIJJFINGER, S. Y FRANCO, D. (2003): «Revisiting EMU's Stability Pact: A Pragmatic Way Forward». *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 19 (1): 100-111.
- 2005: «The Stability Pact Pains: A Forward-Looking Assessment of the Reform Debate». CEPR Discussion Paper No. 5216.
- CASELLA, A. (1999): «Tradable Deficit Permits: Efficient Implementation of the Stability Pact in the European Monetary Union». *Economic Policy*, vol. 29: 323-361.
- COEURÉ, B. Y PISANI-FERRY, J. (2005): «A Sustainability Pact for the Eurozone». en LOUKAS TSOUKALIS (ed.), *Governance and Legitimacy in EMU*, European University Institute.
- COLLINGTON, S. (2004): «The End of the Stability and Growth Pact?». *International Economics and Economic Policy*, vol. 1: 15-19.
- COOPER, R. (1968): *The Economics of Interdependence*, McGraw-Hill, New York.
- CREEL, J. (2003): «Ranking Fiscal Policy Rules: the Golden Rule of Public Finance versus the Stability and Growth Pact». Documents de Travail de l'OFCE 2003-04, Observatoire Français des Conjonctures Économiques, July.
- DE GRAUWE, P. (2005): *The Economics of Monetary Integration*. Oxford University Press, 6th edition.
- EUROPEAN COUNCIL (2005): «Presidency Conclusions», European Council Brussels. Concl 1, 7619/1/05. Disponible en http://ue.eu.int/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/en/ec/84335.pdf
- 2003: «2546th Council Meeting Economic and Financial Affairs (Press Release)», 14492/1/03 REV 1 (en), Brussels, disponible en http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/en/ecofin/78051.pdf
- 1997: «Resolution on the Stability and Growth Pact». *Official Journal of the European Communities*, C 236/1.
- FITOUSSI, J. P. Y CREEL, J. (2002): *How to Reform the European Central Bank*, Centre for European Reform.
- FRANKEL, J. Y ROCKETT, K. (1988): «International Macroeconomic Policy Coordination When Policymakers Do Not Agree on the True Model». *American Economic Review*, vol. 78: 318-340.
- HAMADA, K. (1976): «A Strategic Analysis of Monetary Interdependence». *Journal of Political Economy*.
- ITALIANER, A. Y PISANI-FERRY, J. (1994): «The regional-stabilisation properties of fiscal arrangements». En MORTENSEN, J. (ed.), *Improving economic and social cohesion in the European Community*, St. Martin's Press, New York: 155-194.
- ITALIANER, A Y VANHEUKELEN, M. (1992): «Proposals for Community Stabilisation Mechanisms: Some Historical Applications». *European Economy*, special edition on 'The Economics of Community Public Finance'.
- KOPITS, G. Y SYMANSKY, S. (1998): «Fiscal policy rules», Occasional Paper 162. International Monetary Fund, Washington.

- MAILLET, P. (1992): *La Politique Économique Dans l'Europe d'Après 1993*. Presses Universitaires de France, Paris.
- MILLER, M. Y SALMON, M. (1985): «Policy Coordination and Dynamic Games». En W. BUITER Y R. MARSTON (eds.), *International Economic Coordination*, Cambridge University Press.
- MILLS, P. Y QUINET, A. (2001): «The Case for Spending Rules». *Fiscal Rules*, Banca d'Italia: 319-330.
- MUSCATELLI, V.; TIRELLI, P. Y TRECROCI, C. (2004): «Fiscal and monetary policy interactions: Empirical evidence and optimal policy using a structural New-Keynesian model». *Journal of Macroeconomics*, vol. 26 (2): 257-280.
- NIEHANS, J. (1968): «Monetary and Fiscal Policies in Open Economies Under Fixed Exchange Rates: an Optimizing Approach». *Journal of Political Economy*, vol. 76.
- OCDE (2006): *Perspectives Économiques de l'OCDE*, vol. 2006/2, 80, December.
- PISANI-FERRY, J. (2004): «Reforming the SGP: Does it matter? What should be done?» En ROGER LIDDLE Y MARIA JOÃO RODRIGUES, (eds.), *Economic Reform in Europe - Priorities for the next five years*, Policy Network.
- RUBIO, O. Y FIGUERAS, D. (1998): «Federalismo y Unión Monetaria en Europa» (*Federalism and Monetary Union in Europe*), Instituto de Estudios Fiscales, P.T, 10/98.
- SOLOW, R. (2004): «Is Fiscal Policy Possible?» en SOLOW, R. (ed.), *Structural Reform and Macroeconomic Policy*, Palgrave Macmillan.
- TABELLINI, G. (1990): «Domestic Politics and the International Coordination of Fiscal Policies». *Journal of International Economics*, vol. 28.
- UHLIG, H. (2002): «One Money, but Many Fiscal Policies in Europe: What Are the Consequences?» CEPR Discussion Papers, n.º 3296, April.
- VON HAGEN (2002): «More Growth for Stability – Reflections on Fiscal Policy». ZEI Policy Paper, June.
- WREN-LEWIS, S. (2003): «Changing the Rules». *New Economy*, vol. 10: 73-78.
- WYPLOSZ, C. (2005): «Fiscal Policy: Institutions versus Rules». *National Institute Economic Review*, 191: 70-84.

Estimación de los beneficios y costes de un programa de vivienda de protección oficial

En este trabajo se pretende evaluar un programa de vivienda de protección oficial en España, analizando sus beneficios y costes, los efectos en los patrones de consumo de los participantes y el resultado de reemplazarlo por una transferencia en metálico equivalente sin restricciones. Para ello, se estiman funciones de utilidad directa que llevan a las ecuaciones de gasto y al beneficio o valor equivalente para el receptor. Los datos provienen de la Encuesta de Presupuestos Familiares del Instituto Nacional de Estadística.

Lan honetan, babes ofizialeko etxebizitzentzako Espainiarako programa bat ebaluatu nahi da, eta ondorengoak aztertu dira: onurak eta kostuak zein diren, parte hartzaileen kontsumoko ohituretan zer nolako ondorioak dituen, eta dirutan egindako transferentzia baliokide baten bidez ordezkatzek (mugarik gabe) zer nolako ondorioak izango lituzkeen. Horretarako, zuzeneko erabilerako funtzioak hartu dira kontuan, eta hartzaileak zenbaterainoko gastua eta onura (edo balio baliokidea) izango duen aztertu da. Datuen iturria Espainiako Estatistika Institutu Nazionalak familien aurrekontuari buruz egindako inkesta izan da.

This article aims to evaluate a subsidised housing program in Spain, analysing its benefits and costs, the effects on participants' consumption patterns and the results of replacing it with an equivalent unrestricted cash grant. For this purpose, we estimate direct utility functions which lead to expenditure equations and the benefit or equivalent value to the recipient. The source of data is the Household Budget Survey conducted by the Spanish National Institute of Statistics.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El programa evaluado: la vivienda protegida a un precio inferior al del mercado en España
 3. Marco teórico
 4. Análisis empírico
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: transferencias en especie y en efectivo, vivienda protegida, función de utilidad, valor para el receptor.

Keywords: cash and in-kind transfers, subsidised housing, utility function, benefit to the recipient.

N.º de clasificación JEL: H53; D60.

1. INTRODUCCIÓN

Las transferencias del Estado a los individuos se pueden realizar en efectivo, como es el caso de los subsidios de desempleo o las pensiones, o en especie, en forma de bienes o servicios, como, por ejemplo, la sanidad, la educación, la alimentación o la vivienda.

En numerosas ocasiones los economistas nos hemos preguntado cuál es la mejor de ambas opciones, desde el punto de vista de la eficiencia y de la equidad¹. Es decir, si el gobierno debe producir y distribuir estos bienes y servicios o si, por el contrario, sería preferible proporcionar una transferencia en metálico equivalente que permita a

los beneficiarios acudir al mercado y cubrir sus necesidades de la forma que estimen más oportuna.

En este trabajo centramos dicha discusión en la política de vivienda en España porque este ámbito constituye un problema muy importante en nuestro país. El crecimiento de los precios y la escasez de oferta pública provocan que la demanda insatisfecha de este bien sea una de las principales preocupaciones actuales de la población española.

El objetivo principal es evaluar los beneficios y costes de un programa de vivienda de protección oficial² (VPO). En concreto, pretendemos: 1) Estimar el gasto en vi-

* Los autores agradecen los comentarios y sugerencias de un evaluador anónimo, que han contribuido a mejorar el trabajo.

¹ Myrdal (1945) fue el primero en hacerlo.

² A lo largo del trabajo utilizaremos los términos vivienda de protección oficial (VPO) y vivienda protegida como sinónimos.

vienda y el gasto en otros bienes que tendrían los beneficiarios del programa en ausencia del mismo y compararlos con dichos gastos siendo beneficiarios. Así, podremos observar los cambios en los patrones de consumo que origina el programa en los receptores de la vivienda protegida; 2) Estimar los beneficios para el receptor del programa, en términos de las variaciones de bienestar o utilidad que experimentan; 3) Calcular la transferencia en efectivo equivalente, es decir, la diferencia entre el precio de mercado de la vivienda protegida y el precio pagado por el receptor de dicha vivienda. Este dato nos aproxima a los costes sociales del programa. Además, estimaremos el gasto en vivienda y en otros bienes que tendrían los receptores de la vivienda protegida con dicha transferencia en efectivo equivalente sin restricciones en lugar del programa en especie; 4) Por último, trataremos de aproximarnos al beneficio del programa para los no beneficiarios o contribuyentes estudiando algunos resultados del mismo y analizaremos cómo se relaciona el beneficio que obtienen los receptores del programa con algunas características de los hogares. Con este propósito, y fundamentándonos en datos de corte transversal contenidos en la Encuesta de Presupuestos Familiares (EPF) 1990-91, se especifica un modelo que estima funciones de utilidad directa que llevan a las ecuaciones de gasto y al beneficio o valor equivalente para el receptor.

Como antecedentes del presente trabajo podemos señalar, a escala internacional, los trabajos de DeSalvo (1975), Murray (1975), Olsen y Barton (1983), Clemmer (1984), Schwab (1985) y De Borger (1989). Casi todos coinciden en que el programa de vivienda protegida mejora la vivienda de

los participantes, pero distorsiona sus patrones de consumo. Si esta restricción en el consumo es a un nivel no óptimo, la transferencia en efectivo equivalente es mayor que el beneficio del programa para los receptores. Sin embargo, se considera un medio eficiente de ayuda a los más necesitados, ya que son los que obtienen mayores beneficios.

En el marco español no tenemos conocimiento de que se hayan llevado a cabo análisis empíricos sobre programas de vivienda protegida desde el punto de vista que se va a tratar en este trabajo. Los aspectos en los que más se ha profundizado, dentro de la literatura de la economía de la vivienda, han sido principalmente las formas de tenencia, los precios, la política impositiva, los efectos redistributivos de la política de vivienda o la demanda de estos servicios (véase, por ejemplo, López García, 2001; Taltavull, 2001; Sánchez Martínez, 2002; o Colom y Molés, 2004, entre otros). Sin embargo, pocos han medido el nivel de satisfacción obtenido por los individuos ante este tipo de transferencias, considerando sus funciones de utilidad. Es dentro de este campo donde se engloba el presente trabajo, el cual pretende, por tanto, cubrir el vacío existente en la literatura española sobre esta cuestión y comprobar si en nuestro país se obtienen las mismas conclusiones que a escala internacional.

El resto del artículo se organiza de la siguiente forma: el apartado segundo describe el programa en especie y el por qué de su elección; el tercero explica el marco teórico y el método utilizado; el cuarto presenta los datos, el método empírico y los resultados empíricos obtenidos; finalmente el apartado quinto ofrece algunas conclusiones.

2. EL PROGRAMA EVALUADO: LA VIVIENDA PROTEGIDA A UN PRECIO INFERIOR AL DEL MERCADO EN ESPAÑA

Las transferencias en especie más importantes en España son las de sanidad, educación y vivienda. Una de las razones por la que se ha escogido ésta última es que mientras los programas de sanidad y educación son prácticamente universales, no ocurre lo mismo con el de vivienda, lo que permite distinguir entre los beneficiarios de la transferencia y los que no lo son.

Otro motivo es que la disponibilidad de una vivienda es uno de los grandes déficit del Estado de bienestar español, donde el gobierno no ha sido capaz de garantizar el derecho constitucional al alojamiento adecuado para todos los ciudadanos. El crecimiento de los precios y la escasez relativa de la construcción de viviendas protegidas son algunas de las principales preocupaciones actuales de la población.

Hasta mediados de la década de los ochenta la política de vivienda en España se centra, sobre todo, en el fomento de la construcción como medida para reactivar la actividad económica general (ayuda a la piedra). A partir de entonces, se asiste a un cambio en la política, algo más personalizada y con una mayor atención a los destinatarios. Los últimos años de los ochenta coinciden con el llamado «boom» inmobiliario, con fuertes alzas en los precios, elevados tipos de interés, tensiones especulativas de suelo y caída de la promoción pública a favor de la vivienda libre, provocándose un grave problema de accesibilidad a la vivienda. Esta situación, junto con el objetivo prioritario de bajar el déficit público, hizo que la política de vi-

vienda de principios de los noventa apuntara en mayor medida hacia los más necesitados. Al mismo tiempo, se reformaron el sistema financiero, el mercado de alquileres y la política del suelo. A pesar de estos cambios, la mayoría de los problemas continúan en la actualidad (altos precios, especulación del suelo, problemas de accesibilidad, escasez de la vivienda protegida, etc.).

Los instrumentos de la política de vivienda en España se pueden agrupar en: regulación económica (control de alquileres, legislación sobre el suelo y renovación urbana) e intervenciones presupuestarias (a través del gasto público directo y los beneficios fiscales). Las ayudas directas incluyen fundamentalmente la producción pública de vivienda o la provisión pública con producción privada (en ambos casos con unos precios de venta o alquiler por debajo de los del mercado), ayudas directas a la entrada o subsidios de los tipos de interés de los préstamos hipotecarios, todas ellas destinadas a familias de renta baja.

Las viviendas protegidas son una transferencia en especie y el instrumento más representativo y de más larga tradición de la política de vivienda en España. Nuestro análisis empírico se centrará en un programa de vivienda de protección oficial, esto es, en la producción o provisión pública de vivienda a un precio inferior al que tendrían si se adquirieran en el mercado libre. Así, el objetivo de este estudio será investigar los beneficios y costes de este programa, cómo favorece a los participantes y no participantes, sus efectos en los patrones de consumo de los beneficiarios y el resultado de reemplazar esta ayuda en especie por transferencias en metálico equivalentes.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Transferencias en especie frente a transferencias en efectivo: argumentos teóricos

En la literatura económica se han considerado diversos razonamientos para las dos clases de ayudas. Basándose en el igualitarismo general (Tobin, 1970; Fallis, 1986) y en la soberanía absoluta del consumidor (Thurow, 1974), el argumento económico tradicional señala que la utilidad del receptor será mayor con la transferencia en metálico, ya que si los beneficiarios pudieran elegir, probablemente preferirían que el gobierno les diera el dinero que cuesta realmente la transferencia en especie y les dejara gastarlo libremente. El individuo que recibe la transferencia en efectivo siempre estará mejor o igual que si la recibiera en especie, dependiendo de sus preferencias. Estará igual si quiere la misma cantidad de bien que la que le está transfiriendo en especie el sector público y estará mejor con la transferencia monetaria si prefiere menos cantidad (Browning, 1977).

Pese a estos argumentos, observaciones del mundo real indican que los programas en especie son bastante comunes y también son considerables las justificaciones para su utilización, siendo las más importantes:

- El paternalismo y la soberanía limitada del consumidor (Clarkson, 1976; Davis y Reynolds, 1976; Pollak, 1988; Ross, 1991): los donantes pueden creer que los receptores no son capaces de tomar decisiones sensatas de gasto. Así, mediante las transferencias en especie, el gobierno se asegura de que lo transferido se gasta en el consumo de bienes que se consideran «necesarios».

- El igualitarismo específico o en término de bienes (Tobin, 1970; Thurow, 1977; Fallis, 1986; Kelman, 1986): si a la «sociedad» le importa no sólo la distribución de la renta en sí, sino, sobre todo, la de ciertos bienes preferentes, los pagos en especie responden mejor a este objetivo.
- La teoría de las externalidades (Hochman y Rogers, 1969; Brennan, 1975): si el consumo de bienes específicos por parte de los receptores de la transferencia genera beneficios externos, el contribuyente maximiza su utilidad mediante las transferencias en especie, alcanzándose un óptimo de Pareto.
- Los programas en especie seleccionan de forma más precisa al necesitado, ayudando a disminuir el posible fraude (Nichols y Zeckhauser, 1982; Blackorby y Donaldson, 1988; o Singh y Thomas, 2000).
- Bajo determinadas condiciones, las transferencias en especie interfieren menos en la elección trabajo-ocio que las ayudas en efectivo de equivalente valor monetario (Murray, 1980; Smee-ding, 1984; Leonesio, 1988; Munro, 1989; Gahvari, 1994).
- Otros argumentos son: los efectos redistributivos de las transferencias en especie a medio y largo plazo (Foldes, 1967; Estruch, 1996); al aumentar la oferta de un bien, puede bajar su precio, transfiriendo renta de los proveedores a los consumidores (Coate, 1989; Zeckhauser, Coate y Johnson, 1992); las ayudas en especie pueden contribuir a propagar las creencias o valores deseados socialmente (Thurow, 1974); las transferencias en es-

pecie pueden ayudar a minimizar las necesidades futuras de recursos de los receptores («dilema del Samaritano») (Buchanan, 1975; Bruce y Waldman, 1991); o que benefician no sólo a los receptores, sino a determinados sectores o industrias de la economía productores del bien o servicio favorecido, así como a los funcionarios que gestionan los programas.

En definitiva, parece que las transferencias en efectivo maximizan la utilidad de los receptores, mientras que las transferencias en especie pueden satisfacer en mayor medida las preferencias de los contribuyentes, aunque todo depende de la naturaleza de la función de utilidad individual y la función de bienestar social. Por tanto, la teoría económica no permite establecer con certeza, y de forma general si las prestaciones en especie son más o menos valoradas que las transferencias en efectivo. Ello exige que se tengan que realizar análisis empíricos en cada caso concreto.

3.2. Método

Los beneficios del receptor de un programa de vivienda protegida son las variaciones de bienestar o de utilidad que provocan en los beneficiarios dichos pagos, pudiéndose utilizar como medida de estos beneficios el *excedente del consumidor*, la *variación compensatoria* o la *variación equivalente* de Hicks. La mayoría de los estudios calculan este último concepto de variación equivalente, que es el valor monetario equivalente al cambio de utilidad inducido por el programa. Fundamentalmente se utilizan dos procedimientos para medir la variación equivalente del beneficiario:

- Partir de las funciones de utilidad directas y estimar las funciones de de-

manda y de gasto correspondientes. Ver, por ejemplo, DeSalvo (1975), Murray (1975) y Olsen y Barton (1983).

- Utilizar funciones de demanda que lleven a funciones de utilidad indirecta y de gasto apropiadas. Ver, por ejemplo, Clemmer (1984), Schwab (1985) y De Borger (1989).

En este trabajo usamos el método que consideramos más adecuado para alcanzar el objetivo de la investigación, esto es calcular los beneficios y costes del programa de vivienda protegida en España, dados los datos disponibles y se basa en una función de utilidad directa; en particular, usamos la función de utilidad Stone-Geary. Ésta es la más utilizada en la literatura y tiene la ventaja de que posibilita elasticidades no unitarias, lo que la hace menos restrictiva que la función de utilidad Cobb-Douglas. A partir de dicha función, estimaremos la variación equivalente del beneficio del receptor, la transferencia en efectivo equivalente, y los gastos de los hogares bajo diferentes alternativas (sin ninguna ayuda, con la vivienda protegida y con la transferencia en metálico)³.

Específicamente, se asume lo siguiente: 1) hay dos conjuntos de bienes, llamados servicios de vivienda (Q_h) y otros bienes (Q_x); 2) los mercados no intervenidos de estos bienes son perfectamente competitivos y están en equilibrio a largo plazo; 3) las curvas de oferta a largo plazo en todos los mercados son perfectamente elásticas; 4) la información y el transporte no tienen coste (estos supuestos implican que todos los consumidores que compren los bienes en

³ Ver, por ejemplo, Olsen y Barton (1983) para una aproximación similar a la utilizada aquí. La mayor parte de los cambios realizados en el método empleado por Olsen y Barton se han hecho en los procesos de predicción y estimación, motivados fundamentalmente por disponer de datos diferentes.

mercados no intervenidos se enfrentan a los mismos precios y éstos serían iguales en las tres alternativas a considerar: vivienda protegida, transferencia en metálico sin restricciones en lugar del programa en especie y ninguna ayuda; en otras palabras, las distintas alternativas no tendrán efecto sobre los precios de mercado); 5) no hay diferencia en las cantidades de otros servicios públicos en los tres casos y las diferencias impositivas no afectan a los pagos fiscales de las familias elegibles para la vivienda protegida; 6) los ocupantes de vivienda protegida no son elegibles para recibir otros subsidios en especie y seleccionarían el mismo empleo y número de horas de trabajo bajo las tres alternativas.

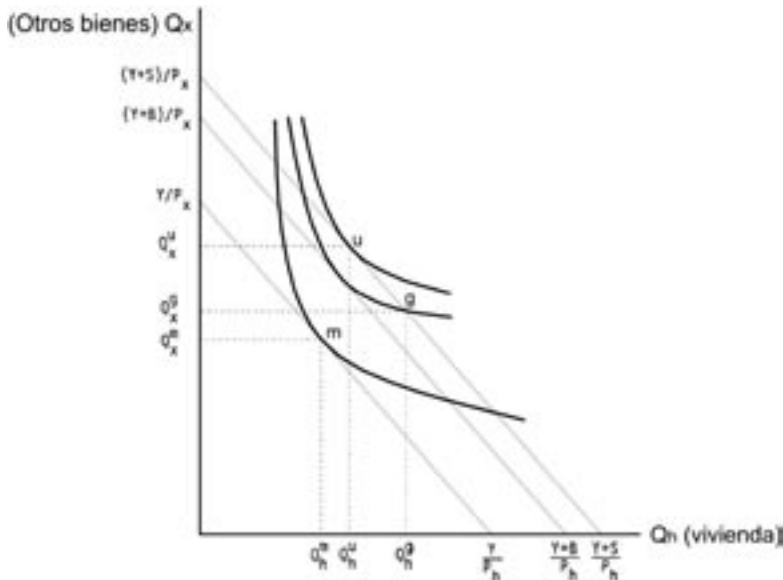
Como puede comprobarse, estos supuestos son muy restrictivos y reconocemos que suponen una fuerte simplificación de la realidad. Sin embargo, son necesarios para poder utilizar los datos macroeconómicos de la EPF, referidos a un momento determinado del tiempo. De ahí que el análisis deba tener este marcado carácter estático que indudablemente condicionará los resultados.

Así, bajo estas asunciones, la situación de un beneficiario de vivienda protegida en las tres alternativas puede representarse como aparece en el gráfico n.º 1.

En ausencia del programa, el hogar tendría unos ingresos totales Y y compraría

Gráfico n.º 1

El efecto de la vivienda protegida y la transferencia en efectivo sobre los patrones de consumo



Fuente: Elaboración propia.

tanto de cada bien como pudiera pagar a unos precios P_h y P_x . Seleccionaría alguna combinación m de los dos bienes, gastando $P_h Q_h^m$ en vivienda y $P_x Q_x^m$ en otros bienes.

Según el programa de vivienda protegida se le ofrece a la familia y ésta acepta una vivienda determinada proporcionando alguna cantidad de servicio de vivienda Q_h^g . Para acceder a ella, la familia debe pagar cierto precio E_h^g . Después de este pago, al hogar le queda suficiente dinero para gastarse $P_x Q_x^g$ en otros bienes. Es importante darse cuenta de que el programa no cambia la situación de la familia elegible rotando su restricción presupuestaria, sino que la eleva paralelamente. Como el gobierno podría ofrecer a la familia una vivienda peor que la que hubiera ocupado sin ayuda y exigir un precio lo suficientemente pequeño para inducir al hogar a aceptar la oferta, las asunciones básicas de la teoría del consumidor no implican que los beneficiarios de vivienda protegida ocupen mejores viviendas que en ausencia del programa. Lo único que podría decirse a priori sobre la localización del punto g es que está por encima de la curva de indiferencia que contiene la combinación m , ya que la familia tiene la alternativa de adquirir una vivienda libre, y que está por debajo de la línea horizontal a la altura de Y/P_x , porque los precios pagados por la vivienda de protección oficial son positivas.

Si a esta familia se le diera una transferencia en metálico equivalente que le permitiera consumir cualquier combinación de bienes con el mismo valor de mercado que la combinación consumida en el programa de vivienda protegida, sus ingresos aumentarían en dicha cantidad, situándose, por ejemplo, en el punto u .

Los supuestos considerados inicialmente permiten expresar los cambios en las canti-

dades en términos de los valores de mercado. Como hay sólo dos bienes, todo lo que la familia no se gaste en vivienda en este período, se lo gasta en otros bienes. Por tanto, el gasto en otros bienes en el programa de vivienda protegida sería:

$$P_x Q_x^g(i) = Y(i) - E_h^g(i) \quad [1]$$

Y el gasto en otros bienes en ausencia del programa sería:

$$P_x Q_x^m(i) = Y(i) - P_h Q_h^m(i) \quad [2]$$

De esta forma, el efecto del programa sobre los patrones de consumo de los ocupantes de la vivienda protegida puede calcularse conociendo el ingreso familiar Y , el precio pagado por su vivienda protegida E_h^g , el precio de mercado de dicha vivienda $P_h E_h^g$, y su gasto en vivienda en ausencia del programa $P_h Q_h^m$.

Alternativamente, se asume que la familia i tiene unas preferencias que pueden representarse mediante la función de utilidad Stone-Geary:

$$U(i) = [Q_h(i) - \beta_h(i)]^{\gamma_h(i)} [Q_x(i) - \beta_x(i)]^{1-\gamma_h(i)} \quad [3]$$

donde $\beta_h(i)$, $\beta_x(i)$, y $\gamma_h(i)$ son parámetros. Se permite que éstos sean diferentes para las distintas familias. La función de utilidad se define para todas las Q_h y Q_x no negativas tales que $Q_h \geq \beta_h$ y $Q_x \geq \beta_x$. $\beta_h(i)$ y $\beta_x(i)$ son parámetros de sustitución y se interpretan como las cantidades mínimas o de subsistencia de vivienda y otros bienes, respectivamente. Los exponentes en la función de utilidad se consideran números entre 0 y 1 y representan las propensiones marginales al gasto en vivienda ($\gamma_h(i)$) y en otros bienes ($1-\gamma_h(i)$). Finalmente, la elasticidad precio de la demanda para un bien es menor que 1 si y sólo si su parámetro de sustitución es positivo.

Asumamos que existe alguna transferencia en efectivo sin restricciones $B(i)$ que, si

se le diera a esta familia en lugar de la vivienda de protección oficial, la dejaría en la misma situación que bajo el programa. Esto es lo que se conoce como beneficio del programa para el receptor o variación equivalente y depende de sus preferencias. Si la familia beneficiaria de vivienda protegida tiene tales preferencias [3], este beneficio es⁴:

$$B(i) = \left\{ \left[P_h Q_h^g(i) - P_h \beta_h(i) \right] / \gamma_h(i) \right\}^{\gamma_h(i)} \left\{ \left[P_x Q_x^g(i) - P_x \beta_x(i) \right] / [1 - \gamma_h(i)] \right\}^{1 - \gamma_h(i)} + P_h \beta_h(i) + P_x \beta_x(i) - Y(i) \quad [4]$$

Depende, por tanto, del valor de su vivienda protegida en el mercado ($P_h Q_h^g$), el gasto en otros bienes bajo el programa ($P_x Q_x^g$), el gasto mínimo o de subsistencia en vivienda y otros bienes ($P_h \beta_h$ y $P_x \beta_x$), la propensión marginal al gasto en vivienda (γ_h) y de sus ingresos totales (Y).

En el programa la familia beneficiaria se gasta en vivienda lo que tiene que pagar por su vivienda protegida (E_h^g).

En ausencia del programa, estimaremos el gasto en vivienda que tendría el hogar como el gasto mínimo en vivienda más la propensión marginal al gasto en vivienda por lo que le queda de sus ingresos después de los gastos mínimos en ambos bienes:

$$P_h Q_h^m(i) = P_h \beta_h(i) + \gamma_h(i) [Y(i) - P_h \beta_h(i) - P_x \beta_x(i)] \quad [5]$$

Si en lugar de la vivienda protegida, al beneficiario se le da una transferencia en metálico equivalente sin restricciones igual a la diferencia entre el precio de mercado de la misma y el precio a pagar por el beneficiario, su ingreso aumentaría en dicha cantidad, es decir, su nuevo ingreso sería

$Y(i) + P_h Q_h^g(i) - E_h^g(i)$ y su gasto en vivienda, $P_h Q_h^g(i)$, se obtiene reemplazando $Y(i)$ en [5] por este mayor ingreso. Aunque la familia representada en el gráfico n.º 1 ocupa una mejor vivienda bajo el programa de vivienda protegida que con la transferencia en efectivo, sería posible lo contrario.

En resumen, en el apartado siguiente se van a realizar los cálculos siguientes: 1º) El gasto mínimo o de subsistencia en vivienda y en otros bienes y la propensión marginal al gasto en vivienda en ausencia del programa de vivienda protegida; 2º) El gasto en vivienda y en otros bienes que tendrían los receptores si no hubieran recibido la vivienda protegida y los gastos en vivienda y en otros bienes que realizan siendo beneficiarios del programa. Así, podremos comparar los patrones de consumo de los hogares sin la ayuda pública y con la vivienda protegida; 3º) El beneficio o valor equivalente para el receptor (al final del trabajo, además, se analizará cómo se relaciona este beneficio con ciertas características del hogar); 4º) La transferencia en efectivo equivalente a la vivienda protegida. Este último dato nos permitirá: a) aproximarnos a los costes sociales del programa; b) conocer si el beneficiario valora la ayuda en especie más o menos que la transferencia monetaria; c) calcular el gasto en vivienda y en otros bienes que tendrían los hogares con dicha transferencia en efectivo equivalente sin restricciones en lugar de la vivienda protegida y compararlos con los gastos en el programa en especie.

4. ANÁLISIS EMPÍRICO

4.1. Datos y estadísticos descriptivos

La principal fuente de datos en España para el propósito de este trabajo la consti-

⁴ Véase en Barton y Olsen (1976) la explicación sobre la derivación de la función del beneficio a partir de la función de utilidad Stone-Geary [3].

tuyen las sucesivas Encuestas de Presupuestos Familiares (EPF) del Instituto Nacional de Estadística, que tienen como principal objetivo conocer las pautas de consumo de los hogares. La última que incluye una variable con la información sobre la calificación legal de la vivienda (si es de protección oficial o no) es la correspondiente al período 1990-1991. Nos vemos obligados a utilizarla, aunque no sea reciente, para poder distinguir entre los beneficiarios del programa y los que no lo son.

Esta encuesta fue realizada entre abril de 1990 y marzo de 1991. Consta de 21.155 observaciones referidas a la población de hogares, donde se entiende por hogar «la persona o conjunto de personas que ocupan en común una vivienda familiar o parte de ella y consumen alimentos y otros bienes con cargo a un mismo presupuesto». Incluye datos sobre las características del hogar, de su vivienda y de sus gastos e ingresos.

En este análisis se utilizarán, fundamentalmente, los datos de la encuesta referidos al número de miembros del hogar, edad y sexo del sustentador principal, localización (medio urbano o no urbano), calificación legal de la vivienda principal, régimen de tenencia, año de adquisición, coste total de la vivienda de haberla pagado al contado en el momento de la adquisición, coste actual, alquiler anual imputado e ingresos anuales totales del hogar.

Como la vivienda en alquiler en España supone un porcentaje ínfimo respecto al total, sólo se analizará el régimen de propiedad. Se seleccionan únicamente aquellos hogares con vivienda principal en régimen de propiedad y con calificación legal conocida (14.354 hogares) y se dividen en dos submuestras: aquellos con vivienda de ren-

ta libre (no beneficiarios del programa) y los que poseen una vivienda de protección oficial (beneficiarios del subsidio al precio por parte del sector público).

En el cuadro n.º 1 se recogen los estadísticos descriptivos de algunas características de estos hogares.

Puede comprobarse que las familias beneficiarias tienen un número medio de miembros algo superior a las no beneficiarias y viven, en un alto porcentaje (el 74,4% de los hogares, frente al 36,9% de los no receptores), en un medio urbano, donde normalmente los precios de las viviendas son más elevados. La edad media del cabeza de familia y el porcentaje de hogares donde el sustentador principal es mujer (14,6%) son algo menores que en el caso de la vivienda libre. El nivel educativo medio del cabeza de familia con vivienda protegida es algo mayor, lo que puede llevar a un mejor conocimiento de la existencia y funcionamiento de estos programas y, por tanto, su mayor participación. Lo más destacado es que los beneficiarios de la vivienda de protección oficial tienen unos ingresos medios anuales por encima de los no beneficiarios. Este hecho no debe extrañar si nos situamos en la política de vivienda existente en estos años, centrada en el apoyo a la oferta, y que no empezó a tener en cuenta el ingreso del hogar hasta 1985. Lo mismo sucede con los gastos anuales. En las sucesivas EPFs se repite el hecho de que existen discrepancias entre las cifras de ingreso total y gasto total, siendo generalmente más alto el segundo debido a que las respuestas relativas a los gastos de consumo no despiertan el recelo de los hogares. Por último, cabe señalar que los beneficiarios del programa poseen una vivienda de menor antigüedad y mayor precio de mercado.

Cuadro n.º 1

Estadísticos descriptivos de algunas características de los hogares con vivienda libre y protegida

Características	Nº de observaciones	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
NO BENEFICIARIOS (hogares con vivienda en propiedad, de renta libre)					
Número de miembros del hogar	9.132	3,407	1,605	1	16
Edad del sustentador principal	9.132	55,568	14,591	17	97
Sexo del sustentador principal (a)	9.132	0,164	0,370	0	1
Nivel educativo del sustentador principal (b)	9.132	1,955	0,950	1	5
Medio urbano o no urbano (c)	9.132	0,369	0,483	0	1
Ingresos anuales totales del hogar (d)	9.132	13.202,75	9.494,74	276,44	259.036,22
Gastos anuales totales del hogar (d)	9.132	14.787,57	10.827,53	282,75	198.935,01
Gasto anual en vivienda (e)	9.132	1.975,71	1.548,66	0,72	26.071,91
Año de adquisición de la vivienda	9.132	1.972	12,414	1.850	1.991
BENEFICIARIOS (hogares con vivienda en propiedad, de protección oficial)					
Número de miembros del hogar	5.222	3,555	1,527	1	12
Edad del sustentador principal	5.222	51,090	14,547	10	97
Sexo del sustentador principal (a)	5.222	0,146	0,353	0	1
Nivel educativo del sustentador principal (b)	5.222	2,193	0,936	1	5
Medio urbano o no urbano (c)	5.222	0,744	0,437	0	1
Ingresos anuales totales del hogar (d)	5.222	14.526,35	12.052,52	1.406,37	598.007,04
Gastos anuales totales del hogar (d)	5.222	15.998,13	8.980,67	955,76	81.737,65
Gasto anual en vivienda (e)	5.222	2.208,27	1.267,67	0,00	19.112,18
Año de adquisición de la vivienda	5.222	1.976	8,794	1.930	1.991

(a) = 0 Varón; =1 Mujer.

(b) = 1 Analfabeto o sin estudios; = 2 Estudios primarios, EGB o FP-1; = 3 BUP, COU o FP-2; = 4 Carrera de grado medio o equivalente; = 5 Estudios superiores o equivalente.

(c) = 0 Conjunto no urbano (hasta 50.000 habitantes); = 1 Conjunto urbano (más de 50.00 habitantes).

(d) En euros.

(e) Recoge el dato de la EPF referido al alquiler anual imputado a la vivienda principal en propiedad y, por tanto, al precio de mercado de la vivienda imputado al año. En euros.

Fuente: Elaboración propia a partir de los microdatos de la EPF 1990-91.

A continuación, nos centramos únicamente en los beneficiarios y vamos a analizar sus características según el año de adquisición de la vivienda protegida, con el objetivo de estudiar si el perfil de estas familias ha cambiado a lo largo del tiempo (cuadro n.º 2).

Evidentemente, se debe tener en cuenta que todos los datos de los hogares se refieren al año 1991. Seguramente éstos eran diferentes en el momento de la adquisición de la vivienda de protección oficial, excepto el dato de la localización en un medio urbano o no urbano. Por tanto, en cuanto a la

Cuadro n.º 2

Estadísticos descriptivos de algunas características de los hogares con vivienda protegida en propiedad, según el año de adquisición de la misma

Año de adquisición de la vivienda	Características	Nº de observaciones	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Hasta 1970	Número de miembros del hogar	1.370	3,180	1,609	1	11
	Edad del sustentador principal	1.370	61,447	11,308	20	97
	Sexo del sustentador principal	1.370	0,214	0,410	0	1
	Nivel educativo del sustentador principal	1.370	1,926	0,854	1	5
	Medio urbano o no urbano	1.370	0,770	0,421	0	1
	Ingresos anuales totales del hogar	1.370	13.206,13	8.071,34	1.821,07	71.520,44
	Gastos anuales totales del hogar	1.370	14.417,13	9.137,36	955,76	72.121,45
	Gasto anual en vivienda	1.370	2.010,15	1.398,53	0,00	19.112,18
1971-1977	Número de miembros del hogar	1.343	3,747	1,583	1	11
	Edad del sustentador principal	1.343	53,104	11,877	10	88
	Sexo del sustentador principal	1.343	0,136	0,342	0	1
	Nivel educativo del sustentador principal	1.343	2,151	0,885	1	5
	Medio urbano o no urbano	1.343	0,766	0,423	0	1
	Ingresos anuales totales del hogar	1.343	14.701,10	10.389,61	1.797,03	259.637,23
	Gastos anuales totales del hogar	1.343	16.583,93	9.181,31	1.971,28	81.136,63
	Gasto anual en vivienda	1.343	2.153,25	1.142,49	2,16	7.933,36
.../...						

Cuadro n.º 2 (continuación)

Estadísticos descriptivos de algunas características de los hogares con vivienda protegida en propiedad, según el año de adquisición de la misma

Año de adquisición de la vivienda	Características	Nº de observaciones	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
1978-1984	Número de miembros del hogar	1.520	3,745	1,413	1	12
	Edad del sustentador principal	1.520	45,903	13,200	18	87
	Sexo del sustentador principal	1.520	0,111	0,314	0	1
	Nivel educativo del sustentador principal	1.520	2,331	0,950	1	5
	Medio urbano o no urbano	1.520	0,734	0,442	0	1
	Ingresos anuales totales del hogar	1.520	15,313,30	17,309,80	1,406,37	598,007,04
	Gastos anuales totales del hogar	1.520	16,682,40	8,833,80	1,891,07	70,318,42
	Gasto anual en vivienda	1.520	2,343,96	1,242,20	72,12	14,424,29
1985-1991	Número de miembros del hogar	989	3,522	1,40	1	10
	Edad del sustentador principal	989	41,981	14,245	18	94
	Sexo del sustentador principal	989	0,120	0,326	0	1
	Nivel educativo del sustentador principal	989	2,405	0,998	1	5
	Medio urbano o no urbano	989	0,692	0,462	0	1
	Ingresos anuales totales del hogar	989	14,908,42	8,155,97	1,694,85	81,136,63
	Gastos anuales totales del hogar	989	16,341,07	8,441,90	2,218,35	81,737,65
	Gasto anual en vivienda	989	2,348,86	1,236,88	36,06	10,202,59

Fuente: Elaboración propia a partir de los microdatos de la EPF 1990-91.

evolución del perfil de estas familias, sólo podemos decir que a lo largo del período se han ido proporcionando más viviendas protegidas en municipios rurales. Además, puede comprobarse que efectivamente a partir de mediados de los 80 se considera en mayor medida el ingreso del hogar, ya que tanto la media como la desviación estándar de esta variable es menor que en el período anterior.

4.2. Modelo estimado y resultados empíricos

Para nuestro análisis, las dos submuestras (beneficiarios y no beneficiarios) se estratifican de igual forma según su localización en medio urbano (municipios con más de 50.000 habitantes) o no urbano (municipios de hasta 50.000 habitantes), la edad del sustentador principal (según sea menor de 30 años, entre 30 y 44, entre 45 y 64 o más de 64 años) y el número de miembros del hogar (entre 1 y 3 o más de 3 miembros). Así, se obtienen 16 estratos en cada submuestra, situándose dentro de cada uno los hogares del mismo tipo o con características similares. Esta estratificación mejora la eficiencia con la que se estiman los datos.

Como información de la encuesta tenemos el ingreso familiar (se considera el total de ingresos anuales del hogar de la EPF); el precio pagado por la vivienda protegida (se considera el coste total de la vivienda de haberla pagado al contado en el momento de la adquisición de la EPF, debidamente actualizado al año 1991 e imputado al año, como se verá más adelante); y el precio de mercado de la vivienda protegida (se considera el alquiler anual imputado de la EPF).

Para poder estimar el gasto en vivienda que tendrían los beneficiarios en el caso de no haber comprado una vivienda de protección oficial y calcular así el cambio en los patrones de consumo a los que induce el programa y el beneficio o valor equivalente para el receptor de la vivienda protegida, necesitamos conocer el gasto mínimo o de subsistencia en vivienda y en otros bienes y la propensión marginal al gasto en vivienda.

Para ello, se utiliza en primer lugar la submuestra de hogares con vivienda libre o no beneficiarios (9.132 hogares). Para éstos, el gasto en vivienda en ausencia del programa coincide con su gasto en vivienda ($P_h Q_h(i)$), que en la encuesta equivale al alquiler anual imputado a la vivienda. El gasto mínimo o de subsistencia en vivienda ($P_h \beta_h(i)$) que se utilizará será, para cada estrato, el gasto en vivienda más bajo entre todas las familias de ese mismo tipo. Para hallar el gasto mínimo o de subsistencia en otros bienes ($P_x \beta_x(i)$), se calcula el gasto en otros bienes (restándole a los ingresos totales anuales del hogar el gasto en vivienda anual, $Y(i) - P_h Q_h(i)$) y se busca el menor entre todas las familias del mismo estrato. Con estos datos, se estima la propensión marginal al gasto en vivienda (γ_h), media de las propensiones marginales al gasto en vivienda para todas las familias de cada estrato, mediante la siguiente ecuación⁵:

$$P_h Q_h(i) - P_h \beta_h = \gamma_h [Y(i) - P_h \beta_h - P_x \beta_x] + u(i) \quad [6]$$

Se asume que $Y(i)$ y $u(i)$ son independientes y, por tanto, el estimador mínimo cuadrático de γ_h es consistente⁶. Se estima dicha ecuación estocástica por mínimos

⁵ Procede de la ecuación [5] vista anteriormente.

⁶ Y que $Y(i)$ se distribuye idéntica e independientemente (i.i.d.).

Cuadro n.º 3

Estimaciones del gasto mínimo en vivienda, gasto mínimo en otros bienes y propensión marginal al gasto en vivienda

Localización	Estratos Edad sustentador principal	N.º miembros hogar	Gasto mínimo en vivienda (f)	Gasto mínimo otros bienes (f)	Propensión marginal gasto en vivienda (γh)	t	R²	N.º obs.
Medio urbano (>50.000 hab.)	<30	1 a 3	360,61	721,21	0,1577	15,25	0,771	70
		>3	216,36	983,26	0,1586	7,79	0,669	31
	30 a 44	1 a 3	360,61	0,00	0,1544	33,10	0,799	277
		>3	144,24	1.950,89	0,1498	46,40	0,773	635
	45 a 64	1 a 3	216,36	507,86	0,1545	39,04	0,702	649
		>3	72,12	378,64	0,1264	43,74	0,683	889
	>64	1 a 3	288,49	0,00	0,1747	39,51	0,687	711
		>3	240,40	3.185,36	0,1375	17,37	0,731	112
	<30	1 a 3	360,61	901,52	0,1255	13,54	0,668	92
		>3	216,36	3.255,92	0,0829	7,76	0,489	64
Medio no urbano (hasta 50.000 hab.)	30 a 44	1 a 3	216,36	809,49	0,0559	11,45	0,315	286
		>3	28,85	75,64	0,1183	45,94	0,704	888
	45 a 64	1 a 3	0,72	312,53	0,1101	41,09	0,581	1.221
		>3	72,12	387,05	0,0979	52,63	0,674	1.341
	>64	1 a 3	0,72	0,00	0,1390	51,63	0,620	1.635
		>3	144,24	456,17	0,0900	22,63	0,690	231

(f) En euros.

Fuente: Elaboración propia.

cuadrados ordinarios para cada estrato de la submuestra de hogares con vivienda libre⁷, pudiéndose ver los resultados en el cuadro n.º 3.

Al calcular el gasto en otros bienes como el exceso de los ingresos totales sobre el gasto en vivienda, es decir, se está suponiendo que no hay ahorro ni desahorro, no

es extraño que se obtenga como gasto mínimo en otros bienes en tres estratos el valor cero.

Los coeficientes estimados son bastante satisfactorios. Las estimaciones de la propensión marginal al gasto en vivienda están todas entre 0 y 1. Los coeficientes son en todos los casos significativos y el modelo explica alrededor del 66% de la variación en la variable dependiente.

⁷ Se ha utilizado el programa informático Stata 8.0.

Las estimaciones que aparecen en el cuadro n.º 3 se utilizan a continuación en la submuestra de los hogares con vivienda de protección oficial⁸, que ha sido estratificada de igual forma que la submuestra de las familias con vivienda libre.

Como precio pagado por la vivienda protegida, nos basamos en el coste total de la vivienda de haberla pagado al contado en el momento de la adquisición. Éste se actualiza desde el año de adquisición a 1991 mediante índices de precios de la vivienda protegida proporcionados por el INE y el Ministerio de Vivienda. Ante la imposibilidad de encontrar índices referidos a años anteriores, se opta por reducir la submuestra a aquellos hogares que han adquirido su vivienda protegida con posterioridad a 1970 (3.852 observaciones). Para imputarlo al año, el precio pagado por la vivienda protegida actualizado a 1991 se divide entre 20. Se ha elegido esta última cifra por diversas razones: porque el mínimo de amortización de la vivienda es el 5% (20 años), según las tablas de amortización de la Agencia Tributaria en el régimen de estimación directa del IRPF; porque el plazo máximo de amortización de los préstamos hipotecarios financiados por el sector público en ese período es de 20 años; y, fundamentalmente, porque la relación encontrada entre el coste actual de la vivienda que aparece en la EPF (precio de mercado total) y el alquiler anual imputado (precio de mercado anual)

es de 20. El alquiler anual imputado a la vivienda se considera como el precio de mercado de la vivienda protegida imputado al año.

Dentro de cada estrato, a cada hogar se le asigna el gasto mínimo en vivienda, el gasto mínimo en otros bienes y la propensión marginal al gasto en vivienda estimados para las familias del estrato correspondiente en la submuestra de vivienda libre. Así, se estima, para cada hogar, su gasto en vivienda en ausencia del programa, mediante la ecuación [5]. De igual forma, se calcula para cada familia su gasto en otros bienes en ausencia del programa, mediante la ecuación [2], y bajo el programa de vivienda protegida, mediante la ecuación [1].

Con todos los datos anteriores, que nos indicarán los cambios en los patrones de consumo de los participantes del programa, se calcula el beneficio o valor equivalente $B(i)$ para una familia beneficiaria de vivienda protegida con tales preferencias, mediante la ecuación [4]. Los resultados globales medios anuales aparecen recogidos en el cuadro n.º 4.

A la vista de estos resultados, podemos comentar los siguientes aspectos:

- a) Cambio en los patrones de consumo de los beneficiarios inducidos por el programa de vivienda de protección oficial.

Comparando el gasto en vivienda que tendrían en ausencia del programa y el valor de mercado de su vivienda protegida, comprobamos que, en conjunto, las familias beneficiarias ocupan mejores viviendas que las que hubieran adquirido en ausencia del programa (un 8,97% más), aunque esta diferencia no es muy importante. Si comparamos su gasto en otros bienes en

⁸ Utilizar los parámetros estimados en la submuestra de vivienda libre para hacer las estimaciones correspondientes en la submuestra de vivienda protegida implica la posibilidad de sesgo de selección. Sin embargo, Olsen y Barton (1983) argumentan que el hecho de que no todas las familias elegibles que están dispuestas a participar son seleccionadas, invalida parcialmente este posible sesgo, y que su dirección no está clara. Por tanto, estos parámetros estimados pueden ser una buena aproximación.

Cuadro n.º 4

Algunos efectos globales medios anuales del programa de vivienda protegida
(en euros)

Gasto en vivienda del receptor en ausencia de este programa	2.091,14
Precio de mercado de la vivienda protegida	2.278,73
Porcentaje de incremento en el consumo de vivienda	8,97%
Gasto en otros bienes del receptor en ausencia de este programa	12.904,76
Gasto en otros bienes del receptor bajo este programa	13.884,55
Porcentaje de incremento en el consumo de otros bienes	7,59%
Precio pagado por la vivienda protegida	1.111,35
Porcentaje de reducción en el precio de mercado de la vivienda	-51,23%
Ingresos del receptor	14.995,90
Incremento en el valor de mercado de los bienes consumidos por el receptor (subsidio bruto)	1.167,37
Beneficio para el receptor	824,22

Fuente: Elaboración propia.

ausencia del programa y bajo éste, vemos que también consumen más de otros bienes, un 7,59% más. Por tanto, el programa de vivienda de protección oficial permite a sus beneficiarios tener una vivienda algo mejor y consumir un poco más del resto de bienes.

b) Beneficio o valor equivalente del programa para el receptor.

Sería la cuantía de una transferencia en efectivo sin restricciones que, si se le diera a la familia en lugar de la vivienda de protección oficial, la dejaría en la misma situación que con el programa. Según el cuadro n.º 4, los beneficios medios para estos hogares son 824,22 euros anuales, cantidad no muy importante en relación con sus ingresos. Desde este punto de vista, la vivienda protegida es equivalente

a un incremento de un 5,5% en el ingreso medio del receptor⁹. En este aspecto hay que recordar que este beneficio depende de las preferencias individuales. En nuestro modelo hemos asumido que las familias tiene una función de utilidad Stone-Geary, pero la cuantía podría variar si lo calculamos a partir de otras funciones de utilidad.

c) Transferencia en efectivo equivalente o subsidio bruto.

Es la diferencia entre el precio de mercado de la vivienda protegida y el precio pagado por dicha vivienda por los beneficiarios. Por tanto, este concepto se aproxima a los *costes sociales del programa*, es de-

⁹ Se están ignorando otros costes por participar en el programa aparte del precio pagado.

cir, los costes de oportunidad de dedicar terrenos a viviendas de protección oficial y que soportan los propietarios del suelo, ya sean públicos o privados¹⁰. Este subsidio bruto es aproximadamente unos 1.167,37 euros anuales. Si lo comparamos con el beneficio del programa para el receptor, éste es menor, por lo que el programa en especie es menos valorado por los participantes que su coste. Reemplazar el programa de vivienda protegida por esta transferencia en metálico sin restricciones incrementaría el beneficio global de estos hogares un 41,63%. Por tanto, los beneficiarios preferirían que se les diera la transferencia monetaria en lugar de la vivienda de protección oficial.

Hasta este momento, en cuanto a los beneficios del programa de vivienda protegida, nos hemos centrado exclusivamente en los beneficios para el receptor. Sin embargo, el beneficio social del programa incluye los beneficios de los receptores y el

de los no receptores o contribuyentes. Este beneficio social debería ser al menos igual que el coste del gobierno para justificar el programa. Aunque no podemos calcular exactamente los beneficios de los no receptores o contribuyentes, podemos aproximarnos a ellos teniendo en cuenta los beneficios de eficiencia y equidad del programa, como las externalidades, el paternalismo, etc. Así, a continuación se investigan ciertos resultados del programa de los que presumiblemente dependerá la cuantía de los beneficios para los no participantes o contribuyentes.

En primer lugar, hay que considerar que la transferencia monetaria sin restricciones permitiría a los individuos consumir libremente cualquier combinación de bienes con el mismo valor de mercado que la combinación consumida en el programa en especie. Así, debido a que el bien vivienda genera externalidades y desde un punto de vista paternalista, los contribuyentes justificarían, en parte, este programa de vivienda protegida si implica que los beneficiarios ocupan mejores viviendas y consumen menos de otros bienes que lo que hubieran elegido si se les diera la transferencia en metálico sin restricciones. Para comprobarlo, estimamos cuáles serían los patrones de consumo de los beneficiarios si recibieran la transferencia equivalente en efectivo o subsidio bruto en lugar de la vivienda protegida.

Para cada beneficiario, se suma a sus ingresos totales esta transferencia en efectivo equivalente. A continuación, se calcula el gasto en vivienda que tendrían los hogares con la transferencia en efectivo, mediante la ecuación [5] pero con estos mayores ingresos. De igual forma, se calcula el gasto en otros bienes, como la diferencia entre los nuevos ingresos y el

¹⁰ La obligación de dedicar un porcentaje del suelo a viviendas de protección oficial (VPO) ha ido aumentando a lo largo del tiempo. De hecho, antes de la aprobación de la Ley del Suelo de 2007, el porcentaje de los nuevos desarrollos destinado a la construcción de VPO lo establecía cada comunidad autónoma, existiendo regiones que no determinaban porcentaje alguno (como la Comunidad Valenciana), otras que lo fijaron en cantidades muy bajas y otras que establecían un porcentaje elevado (como Navarra, un 65%). Sin embargo, entre las novedades más importantes de la nueva Ley del Suelo, destaca la obligación de dedicar al menos un 30% de los nuevos desarrollos a VPO. Aunque queda fuera de nuestro estudio, consideramos de interés señalar que no hay un consenso general sobre los posibles efectos de esta obligación de dedicar suelo a vivienda protegida sobre los precios de la vivienda libre. Los promotores consideran esta obligación como un impuesto más, al ser una obligación que no recibe contraprestación, y sostienen que encarece los precios de la vivienda libre para compensar, así, sus balances. Sin embargo, existen estudios (véase, por ejemplo, Trilla, 2005; ó Burón, 2006) que concluyen que si la oferta de vivienda protegida es suficientemente grande y constante en el tiempo, los precios de la vivienda libre se estancan y moderan.

Cuadro n.º 5

Algunos efectos medios anuales de reemplazar el programa de vivienda protegida por una transferencia en efectivo sin restricciones
(en euros)

Precio de mercado de la vivienda protegida	2.278,73
Gasto en vivienda del receptor con la transferencia en metálico en lugar del programa en especie	2.256,26
Porcentaje de reducción en el consumo de vivienda con la transferencia en metálico en lugar del programa en especie	-0,99%
Gasto en otros bienes del receptor bajo el programa en especie	13.884,55
Gasto en otros bienes del receptor con la transferencia en metálico en lugar del programa en especie	13.907,01
Porcentaje de incremento en el consumo de otros bienes con la transferencia en metálico en lugar del programa en especie	0,16%

Fuente: Elaboración propia.

gasto en vivienda con la ayuda en metálico. Estos resultados se recogen en el cuadro n.º 5.

Según los resultados obtenidos en el cuadro n.º 5, el programa de vivienda protegida tiene el efecto deseado de forma muy limitada. Con una transferencia en efectivo equivalente en lugar de la vivienda protegida, los individuos reducirían su consumo global en vivienda tan sólo un 0,99% y aumentarían su consumo en otros bienes un 0,16%. Por tanto, difícilmente se justifica el programa de vivienda protegida en especie desde este punto de vista.

En segundo lugar, es razonable pensar que los no participantes o contribuyentes estarían más interesados en el programa en especie si éste tiene efectos redistributivos, es decir, si permitiera disfrutar de una vivienda a los individuos con menor poder

adquisitivo y mayor dificultad en el acceso a la misma en el mercado libre. Sin embargo, en el cuadro n.º 1 habíamos comprobado que los beneficiarios de la transferencia en especie tienen unos ingresos medios anuales por encima de los no beneficiarios. Por tanto, no cabe esperar una incidencia redistributiva muy positiva de estos programas en el período considerado. Así, este hecho reduce el valor del programa para los no participantes y, desde este punto de vista, tampoco se justificaría el programa en especie.

Por último, es interesante investigar cómo se relaciona el beneficio del receptor con ciertas características del hogar beneficiario.

El cuadro n.º 6 muestra los resultados de la regresión lineal de los beneficios para el receptor del programa con respecto a sus ingresos totales, el número de miembros de la familia (Miembros), la edad del

Cuadro n.º 6

Tabla de regresión de los beneficios del programa con respecto a varias características del hogar beneficiario

Beneficio medio anual para los hogares con vivienda protegida	Coeficiente	t
Ingresos totales	-0,06738	-35,51
Miembros	21.414,17	7,38
Edadsp	1.187,19	3,85
Mediourbano	117.360,70	12,57
Constante	84.053,83	3,89
R-cuadrado	0,27	

Fuente: Elaboración propia.

sustentador principal (Edadsp) y la localización del hogar en un medio urbano o no urbano (Mediourbano, que toma el valor 1 si es urbano y 0 si no lo es). Este modelo es significativo en su conjunto, pero sólo explica el 27% aproximadamente de la varianza¹¹. Aunque la bondad del ajuste no es buena, los coeficientes de la ecuación nos permiten tener una idea de cómo varía el beneficio que obtienen los receptores de la vivienda protegida con respecto de las características de la familia. Así, puede observarse cómo éste es mayor para las familias con menores ingresos¹², mayor tamaño, que viven en un medio urbano y

cuyo sustentador principal tiene más edad, aunque la variable menos influyente es ésta última. El signo de los coeficientes estimados es el esperado, siendo todos significativos¹³. Los errores estándares de la estimación indican que no hay un tratamiento igual para las familias con características similares. Sin embargo, analizar los efectos distributivos en términos de estas variables no es totalmente satisfactorio. Los ingresos dependen en parte del esfuerzo, y el tamaño familiar, por ejemplo, muchas veces es una cuestión opcional. Es aceptable creer que los contribuyentes quizás estarán más preocupados con la equidad vertical y horizontal en términos de algunas variables no observables, como la capacidad o aptitud. Además, en un mundo con gustos diferentes, el tratamiento igual, en el sentido de cambios idénticos en el ámbito presupuestario para

¹¹ Este resultado se comprende si pensamos que el beneficio lo hemos calculado a partir de la propensión marginal al gasto en vivienda, la cual no ha sido estimada en función de las características del hogar. Por tanto, el beneficio del programa no tiene una relación directa con dichas características.

¹² Es decir, aunque hemos comprobado anteriormente que los beneficiarios tienen un ingreso medio superior al de los no beneficiarios, ahora vemos que, dentro de los beneficiarios, aquellos con menores ingresos obtienen un mayor beneficio, esto es, valoran más el programa de vivienda protegida.

¹³ En un principio, se incluyeron también como variables el sexo del sustentador principal y su nivel educativo, pero resultaron ser no significativos.

familias con similar situación, significa que los beneficios serán distintos entre dichos hogares.

5. CONCLUSIONES

Cuando se comparan transferencias en especie y en efectivo, la literatura proporciona argumentos tanto a favor como en contra de ambas opciones, planteándose que son las preferencias de los individuos las que determinarán cuál es la mejor medida. Por tanto, los estudios empíricos son los que señalarán, en cada caso, qué tipo de transferencia debería llevarse a cabo.

Nuestro análisis empírico muestra que el programa de vivienda de protección oficial da lugar a una mejora en el consumo de vivienda de sus participantes y también a un incremento en su consumo de otros bienes, aunque los cambios no son muy sustanciales. El beneficio medio del programa para los receptores no es demasiado importante en relación con sus ingresos medios y es menor que la transferencia monetaria equivalente o subsidio bruto. Por tanto, los receptores valoran menos el programa en especie que la ayuda en metálico equivalente. Así, éstos preferirían la transferencia monetaria, por lo que en este aspecto estamos de acuerdo con las conclusiones obtenidas por la mayoría de los estudios empíricos previos a nivel internacional señalados en la introducción.

Por otra parte, dicha transferencia monetaria equivalente nos aproxima a los costes sociales del programa. Hemos comprobado que esta cifra es mayor que el beneficio para el receptor. Sin embargo, deberíamos compararla con los beneficios sociales del programa (que incluye también

los posibles beneficios para los no receptores o contribuyentes). Por tanto, los no receptores también requerirán ciertos beneficios mínimos para que se justifique la ayuda en especie. Aunque no podemos calcularlos, intentamos analizar ciertos resultados del programa que podrían beneficiar a los no receptores. Sin embargo, hemos comprobado que los beneficiarios apenas modificarían su patrón de consumo si se les diera la transferencia en efectivo en lugar del programa de vivienda protegida. Además, hemos encontrado que el ingreso medio anual de los beneficiarios es mayor que el de los no participantes. Entre los hogares receptores, obtienen un mayor beneficio las familias con menores ingresos, mayor tamaño y que viven en un medio urbano, pero la discrepancia en el beneficio entre los que tienen estas mismas características es grande.

Por tanto, concluimos que los beneficiarios hubieran preferido recibir una transferencia en efectivo equivalente al subsidio sin restricciones y los contribuyentes no encuentran beneficios, en cuanto a cambios en los patrones de consumo de los beneficiarios y en cuanto a efectos distributivos, suficientes para justificar la transferencia en especie.

Sin embargo, volvemos a señalar que en nuestra aproximación empírica sólo hemos trabajado con las utilidades individuales de los receptores y, en menor medida, con algunos efectos del programa que los no receptores valorarían. En una futura investigación, nos gustaría analizar de forma global el bienestar social total obtenido en ambos casos (especie y efectivo).

Finalmente, reconocemos que los resultados se han obtenido bajo unos supuestos muy restrictivos debido a los datos dis-

ponibles. Además, quizás algunos resultados hubieran sido distintos si hubiéramos podido utilizar datos más recientes, debido a los cambios experimentados por la política de vivienda en España. Por eso, sería deseable que en las Encuestas de

Presupuestos Familiares se siguiera preguntando acerca de la calificación legal de la vivienda, para poder evaluar si merece la pena o no la continuidad de los programas de vivienda protegida en España en la forma actual.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARTON, D. M. Y OLSEN, E. O. (1976): *The benefits and costs of public housing in New York City*. Cornell University and the University of Virginia.
- BLACKORBY, C. Y DONALDSON, D. (1988): «Cash versus kind, self-selection and efficient transfers». *American Economic Review*, n.º 4, vol. 78: 691-700.
- BRENNAN, G. (1975): «Pareto optimal redistribution». *Finanzarchiv*: 235-272.
- BROWNING, E. K. (1977): «El argumento de las externalidades a favor de las transferencias en especie: Algunas observaciones críticas». *Hacienda Pública Española*, 47: 220-231.
- BRUCE, N. Y WALDMAN, M. (1991): «Transfers in kind: Why they can be efficient and non paternalistic». *American Economic Review*, 81: 1345-1351.
- BUCHANAN, J. M. (1975): «The Samaritan's Dilemma», en E. S. Phelps (ed.), *Altruism, morality and Economic Theory*, Russell Sage Foundation, Nueva York: 71-85.
- BURÓN, J. (2006): «Las reservas de suelo para la vivienda protegida: Lecciones del caso de Vitoria-Gasteiz». *Arquitectura, Ciudad y Entorno*, 2, vol. 1: 85-103.
- CLARKSON, K. (1976): «Welfare benefits of the Food Stamp Program». *Southern Economic Journal*, 1, vol. 43 (Julio): 864-878.
- CLEMMER, R. B. (1984): «Measuring welfare effects of in-kind transfers». *Journal of Urban Economics*, 15: 46-65.
- COATE, S. (1989): «Cash versus direct food relief». *Journal of Development Economics*, 30: 199-224.
- COLOM, M. A. Y MOLÉS, M. C. (2004): «Movilidad, tenencia y demanda de vivienda en España». *Estadística Española*, 157, vol. 46: 511-533.
- DAVIS, K. Y REYNOLDS, R. (1976): «The impact of Medicare and Medicaid on access to medical care». En R. Rossett (ed.), *The role of health insurance in the health services sector*, National Bureau of Economic Research (NBER), Nueva York: 391-435.
- DE BORGER, B. (1989): «Estimating the welfare implications of in-kind governments programs». *Journal of Public Economics*, 38: 215-226.
- DESALVO, J. S. (1975): «Benefits and costs of New York City's Middle-Income Housing Program». *Journal of Political Economy*, 4, vol. 83: 791-805.
- ESTRUCH, A. (1996): «Los efectos redistributivos del gasto social de las administraciones centrales y autonómicas», en Varios autores, *Las políticas redistributivas*, Fundación Argentaria: 261-289.
- FALLIS, G. (1986): «Optimal transfer payments: In cash or in kind revisited». Working Paper 86-01 (Enero). Department of Economics. York University.
- FOLDES, L. (1967): «Income redistribution in money and in kind». *Economica*, vol. XXXIV (Febrero): 30-41.
- GAHVARI, F. (1994): «In-kind transfers, cash grants and labor supply». *Journal of Public Economics*, 3, vol. 55 (Noviembre): 495-504.
- HOCHMAN, H. M. Y ROGERS, J. D. (1969): «Pareto optimal redistribution». *American Economic Review*, 59: 542-557.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (1991): *Encuesta de Presupuestos Familiares 90-91*. Madrid.
- KELMAN, S. (1986): «A case for in-kind transfers». *Economics and Philosophy*, 2, vol. 2 (Abril): 55-73.
- LEONESIO, M. V. (1988): «In-kind transfers and work incentives». *Journal of Labor Economics*, 4, vol. 6: 515-529.
- LÓPEZ GARCÍA, M. A. (2001): *Política impositiva, precios y stock de vivienda*. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid.
- MESA, L. DE Y VALIÑO, A. (2001): «Política de vivienda: Aspectos teóricos y características en Euro-

- pa y España». Working Paper. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. UCM.
- MUNRO, A. (1989): «In-kind transfers, cash grants and the supply of labour». *European Economic Review*, 33, North-Holland: 1597-1604.
- MURRAY, M. P. (1975): «The distribution of tenant benefits in public housing», *Econometrica*, 4, vol. 43: 771-788.
- 1980: «A reinterpretation of the traditional income-leisure model, with application to in-kind subsidy programs». *Journal of Public Economics*, 14: 69-81.
- MYRDAL, A. (1945): «In cash or in kind», en *Nation and Family*. Londres: 133-153.
- NICHOLS, A. L. Y ZECKHAUSER, R. J. (1982): «Targeting transfers through restrictions on recipients». *The American Economic Review*, 2, vol. 72: 372-377.
- OLSEN, E. O. Y BARTON, D. M. (1983): «The benefits and costs of public housing in New York City». *Journal of Public Economics*, 20: 299-332.
- POLLAK, R. (1988): «Tied transfers and paternalistic preferences». *American Economic Review* (Mayo): 240-244.
- ROSS, T. W. (1991): «On the relative efficiency of cash transfers and subsidies». *Economic Inquiry*, 29 (3), vol. XXIX: 485-496.
- SÁNCHEZ MARTÍNEZ, M. T. (2002): *La política de vivienda en España. Análisis de sus efectos redistributivos*. Universidad de Granada.
- SCHWAB, R. M. (1985): «The benefits of in-kind government programs». *Journal of Public Economics*, 27: 195-210.
- SINGH, N. Y THOMAS, R. (2000): «Welfare policy: Cash versus kind, self-selection and notches». *Southern Economic Journal*, 4, vol. 66: 976-990.
- SMEEDING, T. M. (1984): «Approaches to measuring and valuing in-kind subsidies and the distribution of their benefits». en SMEEDING M. Y MOON M. (eds.), *Economic transfers in the United States*, vol. 41, National Bureau of Economic Research (NBER), Studies in Income and Wealth: 139-171.
- TALTAVULL, P. (2001): *Economía de la construcción*. Civitas. Madrid.
- THUROW, L. C. (1974): «Cash versus in-kind transfers». *American Economic Review*, 64: 190-195 (Versión en castellano en *Hacienda Pública Española*, 47 (1977): 214-220).
- 1977: «Government expenditures: Cash or in-kind aid?» en DWORKIN G. (ed.), *Markets and Morals*, Hemisphere Publishing, Washington: 85-106.
- TOBIN, J. (1970): «On limiting the domain of inequality». *The Journal of Law and Economics*, vol. 13: 263-277 (Versión en castellano en *Hacienda Pública Española*, 47 (1977): 204-214).
- TRILLA, C. (2005): «La vivienda necesaria. ¿Fracaso del modelo español de la vivienda protegida?». *Curso de verano de la Universidad Complutense* («Derecho a la vivienda y la política local»). El Escorial, el 28 de Julio de 2005.
- ZECKHAUSER, R., COATE, S. Y JOHNSON, S. (1992): «Robin-Hooding rents: Exploiting the pecuniary effects of in-kind programs». Working paper 4125. National Bureau of Economic Research, Inc. (NBER).

AUTORES

ALCÁNTARA ESCOLANO, Vicent. Doctor en Economía por la Universidad de Barcelona. Profesor titular del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad Autónoma de Barcelona, imparte docencia en la Facultad de Ciencias Ambientales de esa universidad. Investigador adscrito a l'Institut de Ciència i Tecnologia Ambiental (ICTA) de la UAB. Especializado en economía ecológica, ha centrado su investigación sobre energía, emisiones de gases de efecto invernadero y contabilidad ambiental. Ha diseñado el sistema de cuentas ambientales NAMEA para Catalunya, y aplicado el mismo a las emisiones atmosféricas. Es coeditor del libro «De la economía ambiental a la economía ecológica» y coautor en diversos libros nacionales e internacionales, así como en revistas especializadas.

AFONSO, Oscar. Doctor en Economía por la Universidad de Oporto, Portugal. Es Profesor en la Facultad de Economía de la misma Universidad, en la cual imparte clases de Economía Internacional, Macroeconomía, Crecimiento Económico y Economía Computacional. Está especializado en las áreas de macroeconomía y comercio internacional. Su investigación reciente se centra en la desigualdad salarial entre países y el crecimiento económico. Es autor de un libro y de diversos artículos en sus áreas de especialización publicados en revistas internacionales.

ALVES, Rui Henrique. Doctor en Economía por la Universidad de Oporto, Portugal. Es profesor en la Facultad de Economía de la misma Universidad, desde 1991. En la actualidad, imparte clases de Economía Europea, Economía Internacional y Macroeconomía. Ha

sido consultor de la Bolsa portuguesa durante cinco años. Sus áreas de especialización incluyen la organización económica y política de la Unión Europea, el federalismo fiscal, las políticas presupuestarias y sus efectos macroeconómicos, y tiene un libro y artículos sobre esta temática publicados en revistas internacionales.

ANDRÉ GARCÍA, Francisco Javier. Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad Complutense de Madrid y profesor titular en el Departamento de Economía de la Universidad Pablo de Olavide. Fue profesor en ICADE (Universidad Pontificia de Comillas), la Universidad Complutense de Madrid y la Universidad de Alicante. Sus principales intereses en material de investigación incluyen la economía ambiental y de los recursos naturales, la economía dinámica, la teoría económica y la teoría de la decisión multicriterio. Ha sido coordinador del grupo de investigación en economía ambiental y de los recursos naturales del Centro de Estudios Andaluces y es miembro de la junta directiva de la Asociación Hispano-Portuguesa de Recursos Naturales y Ambientales.

CAPARRÓS GASS, Alejandro. Doctor en Ciencias Económicas por la Universidad Complutense (2001). Desde 2003 ejerce su labor investigadora en el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, siendo actualmente investigador científico en el Instituto de Políticas y Bienes Públicos (IPP). Ha sido investigador visitante en el CNRS (Francia) y en las Universidades de Gotinga (Alemania), California en Berkeley (Estados Unidos) Paris Este y Paris II (Francia). Su principal área de especialización es el análisis de los bienes públicos desde la perspectiva microeconómica, centrándose en los bienes públicos de naturaleza ambiental (economía ambiental).

CÁRDENAS HERNÁNDEZ, Vivian. Es licenciada en Contaduría Pública y Finanzas por la Universidad Nacional Autónoma de Honduras y Master in *Tourism and Environmental Economics* por la Universitat de les Illes Balears. Ha trabajado como consultora en la evaluación del impacto social y económico de la implementación del Convenio de Estocolmo en Honduras y con la Coordinación Nacional de Honduras del Mecanismo Mundial de la Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación.

CARDENETE FLORES, M. Alejandro. Doctor en Ciencias Económicas por la Universidad de Huelva y profesor titular en el Departamento de Economía de la Universidad Pablo de Olavide. Es también profesor permanente de Entorno Económico de la Fundación EOI Escuela de Negocios, y Visiting Research Scholar de REAL (*Regional Economic Applications Laboratory*) de la Universidad de Illinois (USA). Autor de documentos científicos en materia de modelos de equilibrio general aplicados a políticas fiscales, matrices de contabilidad social y análisis input-output, publicados en revistas nacionales e internacionales. En la actualidad es Vicepresidente Ejecutivo de Fundaciones de la Universidad Pablo de Olavide.

CERDÁ TENA, Emilio. Doctor en Ciencias Matemáticas por la Universidad Complutense de Madrid. Catedrático de Fundamentos del Análisis Económico de la Universidad Complutense. Es director del Área de Medio Ambiente en el Instituto Complutense de Estudios Internacionales (ICEI). Investigador Afiliado a FEDEA. Desarrolla su investigación en los si-

guientes campos: Optimización, Teoría de Juegos, Economía de los Recursos Naturales y Ambientales y Economía del Cambio Climático.

CISCAR MARTINEZ, Juan Carlos. Funcionario de la Comisión Europea. Licenciado y doctor en economía por la Universidad de Valencia, y titulado del CEMFI (Banco de España). Ha trabajado en la Universidad de Valencia y para el Ministerio de Economía y Hacienda. Desde 1996 trabaja en el grupo de Energía y Cambio Climático del Instituto de Prospectiva Tecnológica (IPTS), *Joint Research Center* de la Comisión Europea. Está especializado en economía del medio ambiente y del cambio climático, trabajando con modelos computables de equilibrio general (GEM-E3) y otros modelos del sistema energético. Tiene diversos trabajos publicados en el área energía-economía-medioambiente. Ha coordinado recientemente el estudio PESETA sobre los efectos del cambio climático en Europa.

DAVIDSON, Paul. Doctor, Ph.D, por la Universidad de Pennsylvania, es M.B.A. por el City College de New York y B.S. por el Brooklyn College. El doctor Davidson es el editor del *Journal of Post Keynesian Economics* y miembro del Consejo de Redacción (Editorial Board) de *Ekonoma*. Es autor, coautor, o editor de 22 importantes obras y 210 artículos. Sus campos de investigación reciente incluyen: políticas monetarias y de empleo globales; teoría monetaria, distribución de la renta, economía de la energía, economía postkeynesiana. El doctor Davidson figura en los prestigiosos *Who's Who In Economics*, *Who's Who In The East*, *Who's Who In The South and Southwest*, *American Economists of The Late Twentieth Century*, *Dictionary of International Biography*, *Men of Achievement*, and *Contemporary Authors*.

DEL CERRO SANTAMARÍA, Gerardo. Profesor de Urbanismo y Economía Política y Director del Programa de Evaluación e Innovación en The Cooper Union for the Advancement of Science and Art en Manhattan, y Profesor Visitante en la Escuela de Arquitectura y Planeamiento (Departamento de Estudios Urbanos y Planeamiento) del Massachusetts Institute of Technology (MIT). Es fellow del Urban Research Center de la London School of Economics and Political Science y del International Development Group en el MIT. Doctor por la New School for Social Research de Nueva York y por la Universidad Autónoma de Madrid, miembro de RC 21 (ISA), de la Academia Americana de Ciencias Sociales y Políticas y de la Academia de las Ciencias de Nueva York.

DEL RÍO GONZÁLEZ, Pablo. Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad Autónoma de Madrid y científico titular del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sus líneas de investigación están relacionadas con el análisis económico de los instrumentos de mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero, el análisis económico de los instrumentos de promoción de las energías renovables y su interacción con otros instrumentos de política ambiental y energética, así como el análisis de los patrones, determinantes y barreras al cambio tecnológico ambiental en la industria. Ha participado en varios proyectos europeos sobre estos temas y publicado sus trabajos en revistas internacionales y nacionales.

EZQUERRA PÉREZ, Carlos. Ingeniero Industrial del ICAI (Universidad Pontificia Comillas, Madrid). Miembro colaborador de la Cátedra BP de Desarrollo Sostenible de la Universidad Pontificia Comillas.

GALLASTEGUI ZULAICA, M.^a Carmen. Catedrática de Fundamentos del Análisis Económico de la Universidad del País Vasco-EHU desde 1986. Su formación académica comenzó con la Licenciatura en Ciencias Económicas en la Universidad de Valladolid (Facultad de CCEE de Bilbao) y culminó con un Master en la London School of Economics (UK) y un Ph.D en la Universidad de Brown (EE.UU.). Ha sido Consejera de Economía del Gobierno Vasco, Vicerrectora del Campus de Bizkaia, miembro del Consejo Social de la Universidad, miembro en calidad de experta del Consejo Económico y Social. Es Premio Nacional Lucas Mallada de Economía y Medio Ambiente 2005. Es también Premio Euskadi de Investigación en Ciencias Sociales y Humanidades 2006. En la actualidad ocupa el cargo de Presidenta del Comité Ejecutivo de Ikerbasque, la Fundación Vasca para la Ciencia. Tiene numerosos artículos publicados en revistas como *Journal of Environmental Economics and Management*, *Marine Resource Economics*, *Journal of Economics*, etc.

GONZÁLEZ RUIZ DE EGUINO, Mikel. Ingeniero en Organización Industrial (Universidad de Deusto, 2001) y doctor en Economía (Universidad del País Vasco/EHU, 2006). Es investigador en el Instituto de Economía Pública (Unidad de Economía Ambiental) y profesor en el Departamento de Análisis Económico I (UPV/EHU). Sus principales intereses académicos se centran en el ámbito de la economía pública y la economía del medio ambiente y la energía. Es autor de artículos científicos sobre el impacto de distintas políticas, especialmente, las relativas al cambio climático y a las reformas fiscales ambientales. Su tesis doctoral «Impacto económico del control del cambio climático en España» fue galardonada con el premio Enrique Fuentes Quintana 2006. Es miembro de la Asociación Española para la Economía de la Energía

HERNÁNDEZ ÁLVAREZ, Félix. Doctor Ingeniero por la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de Madrid y científico titular del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sus líneas de investigación están relacionadas con los balances de CO₂, las transferencias de tecnologías limpias a países en desarrollo, la promoción e inversiones de energías renovables en la UE y la planificación de escenarios de reducción de emisiones. Ha participado en varios proyectos europeos sobre estos temas y publicado sus trabajos en revistas internacionales y nacionales.

HIERRO AUSÍN, Ignacio de Loyola. Ingeniero Industrial del ICAI (Universidad Pontificia Comillas, Madrid). Investigador en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería (ICAI), Instituto de Investigación Tecnológica (IIT) y Cátedra BP de Desarrollo Sostenible de la Universidad Pontificia Comillas. En la actualidad realiza su tesis doctoral sobre planificación energética en España.

JAÉN GARCÍA, Manuel. Catedrático de Economía Aplicada de la Universidad de Almería. Licenciado en Ciencias Exactas por la Universidad de Granada en 1976, Licenciado en

Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Málaga en 1985 y Doctor en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Granada en 1992. Premio Andalucía de Economía en 1995. Sus principales líneas de investigación son la Economía del sector público, Gasto público y redistribución de la renta, economía de la vivienda y economía agraria. Ha publicado numerosos libros y artículos en revistas especializadas y dirigido diversas tesis doctorales y proyectos de investigación.

LABANDEIRA VILLOT, Xabier. Director de la Cátedra sobre Economía del cambio climático de FEDEA y profesor titular del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Vigo. Es también coordinador del grupo de investigación rede en economía, empresa y medio ambiente de la Universidad de Vigo. Su formación académica se realizó en la Universidad de Santiago de Compostela (Licenciado en Economía, 1990), University College London (Master en Economía ambiental, 1994) y la Universidad de Vigo (Doctor europeo en Economía, 1998). Sus principales intereses académicos se encuentran en los campos de la Economía pública, ambiental y de la energía. Es autor de numerosos artículos en revistas académicas y libros que fundamentalmente se ocupan de los fundamentos, diseño y efectos de instrumentos de política ambiental, y actúa como evaluador de las revistas más relevantes en este campo. Ha sido fundador y es actualmente directivo de la Asociación Española para la Economía Energética.

LÓPEZ OTERO, Xiral. Licenciado en Economía por la Universidad de Vigo. Máster en economía industrial por la Universidad Carlos III de Madrid.. Actualmente trabaja en el Departamento de Economía Aplicada en la Universidad de Vigo y es investigador en política fiscal ambiental y energética, sobre lo cual tiene varias publicaciones.

MENDILUCE VILLANUEVA, María. Licenciada en Dirección y Administración de Empresas por la Universidad de Navarra y MBA por el Henley Management College del Reino Unido. Está realizando su tesis doctoral sobre la intensidad energética en España en la Universidad Pontificia de Comillas tras la obtención del Diploma de Estudios Avanzados acreditativo de la suficiencia investigadora. Sus áreas de investigación son eficiencia energética, fiscalidad del transporte, urbanismo sostenible, las negociaciones internacionales de cambio climático y las interrelaciones entre agua y energía. En estas áreas ha coordinado diversos seminarios, publicaciones y ha escrito varios artículos. En la actualidad trabaja como gerente de energía en el *World Business Council for Sustainable Development* en Ginebra. Anteriormente trabajó en el Gobierno como Asesora de Desarrollo Sostenible en la Oficina Económica de Presidencia de Gobierno, en la empresa privada —Iberdrola— y en la Agencia Internacional de la Energía.

OCAÑA PÉREZ DE TUDELA, Carlos. Licenciado en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad de Zaragoza y Doctor por la Universidad de Northwestern (EE.UU.), ha sido Profesor titular en el Departamento de Economía de la Universidad Carlos III de Madrid. Ha desempeñado varios puestos en el Tribunal de Defensa de la Competencia, en la Comisión del Sistema Eléctrico y en la Agencia Internacional de la Energía (OCDE), con sede en París y en la Secretaría General de Presupuestos y Gastos, en el Ministerio de Economía

y Hacienda. Desde el 2006 tiene el cargo de Secretario de Estado de Hacienda y Presupuestos en ese Ministerio.

OVANDO POL, Paola. Tiene un MSc. en economía ecológica, es estudiante de doctorado en Economía y realiza su investigación doctoral en el Instituto de Políticas y Bienes Públicos del Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Es coautora de 15 artículos y capítulos de libro sujetos a evaluación, sobre contabilidad ambiental integrada, y análisis coste beneficio ampliado aplicado en sistemas agroforestales mediterráneos.

PADILLA ROSA, Emilio. Doctor en Economía y profesor titular del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad Autónoma de Barcelona. Imparte docencia en economía del Trabajo, política económica y política económica ambiental, así como un curso de doctorado en economía ecológica y política ambiental. Centra su investigación en la economía ecológica y ha realizado trabajos sobre energía, crecimiento económico y presiones ambientales, distribución y medio ambiente, cambio climático y fiscalidad ambiental. Ha publicado capítulos de libro en obras colectivas, así como numerosos artículos en revistas académicas nacionales (Cuadernos Económicos del ICE, Hacienda Pública Española, Revista de Economía Crítica, Economía Industrial, Ecología Política, etc.) e internacionales (Ecological Economics, Energy Economics, Energy Policy, Environmental Values, Environmental and Resource Economics, etc.).

PADRÓN FUMERO, Noemí. Profesora contratada doctora del Departamento de Economía de las Instituciones, Estadística y Econometría de la Universidad de La Laguna. Doctora en Economía por la Universidad Carlos III de Madrid y MSc Environmental Economics por la Universidad de Madison (Wisconsin). Anteriormente ha estado vinculada como profesora asociada en la Universidad Pompeu Fabra de Barcelona y en la Universidad Carlos III de Madrid y como Visitante en la Universidad de Tilburg (Holanda) y en Resources for the Future (Washington, DC.). Actualmente es miembro colaborador de la Cátedra Unesco de Planificación Turística y Desarrollo Sostenible de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y de la Cátedra FEDEA-Iberdrola de Economía del Cambio Climático. Su investigación gira en torno a la dinámica de la política ambiental, los mercados de emisión en la política de cambio climático y la organización industrial.

PÉREZ ARRIAGA, José Ignacio. Ingeniero Industrial Eléctrico del ICAI (Universidad Pontificia Comillas, Madrid), y Doctor y Master of Science en Ingeniería Eléctrica por el Massachusetts Institute of Technology (MIT, EE.UU.). Profesor propio ordinario en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería (ICAI), Instituto de Investigación Tecnológica (IIT), y Director de la Cátedra BP de Desarrollo Sostenible de la Universidad Pontificia Comillas. Es Académico de número de la Real Academia Española de Ingeniería. Ha sido Vocal de la Comisión Nacional del Sistema Eléctrico española y por encargo del Gobierno español elaboró el Libro Blanco para la reforma de la regulación del sector eléctrico en España. Ha dirigido más de 50 proyectos de investigación, ha publicado más de 100 artículos en revistas y conferencias internacionales y ha dictado cursos y realizado actividades de consultoría en más de 30 países.

PIEDRA MUÑOZ, Laura. Es profesora titular en el Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de Almería. Licenciada con dos premios andaluces en Ciencias Económicas y Empresariales en 1999 y Doctora en Economía en 2005, ambos por la Universidad de Almería. Sus principales líneas de investigación son la economía pública, gasto público y redistribución de la renta, y economía de la vivienda. Ponente en congresos nacionales e internacionales, tiene diversas publicaciones sobre estas materias y ha participado en varios proyectos de investigación.

ROCA JUSMET, Jordi. Catedrático del Departamento de Teoría Económica de la Universidad de Barcelona. Especializado en economía ecológica, ha realizado diversos trabajos sobre energía, emisiones de gases de efecto invernadero, contabilidad económica y ambiental y fiscalidad ambiental. Coautor del libro *Economía ecológica y política ambiental* (Fondo de Cultura Económica). Ha escrito numerosos artículos en libros colectivos y revistas (entre ellas *Ecological Economics*, *Energy Economics*, *Energy Policy*, *Environmental and Resource Economics*, *Revista de Economía Crítica*, *Ecología Política*,...).

RODRÍGUEZ MÉNDEZ, Miguel. Secretario de la Asociación Española para la Economía Energética. Licenciado (1997) y Doctor (2003) en Economía por la Universidad de Vigo y MSc en Economía por Queen Mary and Westfield College, Universidad de Londres (1998). Actualmente trabaja en el Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Vigo. Ha participado en numerosos eventos internacionales sobre recursos naturales y ambientales, así como el uso de la energía en la industria. Por último, ha publicado diversos trabajos tanto en revistas nacionales (*Hacienda pública española*, *Cuadernos Económicos*, *Economía Industrial*, etc.) como internacionales (*Energy Journal*, *Tourism Management*, *European Environment*).

ROSELLÓ NADAL, Jaume. Es profesor titular del Departamento de Economía Aplicada de la Universidad de les Illes Balears e investigador asociado al Centre de Recerca Econòmica, Instituto de Investigación propio de la misma universidad. Su tarea investigadora está centrada en la economía del turismo, con especial interés en la modelización econométrica y en los aspectos ambientales. Ha publicado numerosos artículos en las principales revistas de turismo como *Annals of Tourism Research*, *Tourism Management*, *Journal of Sustainable Tourism*, *Journal of Travel Research* y *Tourism Economics*. Actualmente es el investigador responsable de la Universitat de les Illes Balears en el proyecto *Climate Change and Impact Research: the Mediterranean Environment* financiado por la Comisión Europea dentro del VI Programa Marco.

SÁENZ DE MIERA, Gonzalo. Doctor en Economía Aplicada por la Universidad Autónoma de Madrid y Master en Política Económica Internacional por la Universidad de Warwick, Reino Unido. Es Director de Prospectiva Regulatoria de Iberdrola, Profesor Asociado de Economía de la Universidad Antonio de Nebrija, Director del Curso Superior del Negocio Energético de Enerclub, miembro del Equipo de la Cátedra Fedea sobre Energía y Cambio Climático, promotor del Grupo de Trabajo sobre Políticas Energéticas Sostenibles de la Universidad Pontificia de Comillas, miembro de la Junta Directiva de la Asociación Española

para la Economía Energética y del Aula de Solidaridad, y autor de numerosas publicaciones sobre energía, energías renovables, agua y economía.

SAVEYN, Bert. Es PhD en Economía por la Katholieke Universiteit Leuven (Bélgica) y tiene un MSc en Ingeniería Medioambiental. Trabaja para la Comisión Europea desde 2007 principalmente en el campo de los modelos económicos de energía y política climática.

SERRANO GUTIÉRREZ, Mònica. Profesora del departamento de Teoría Económica de la Universidad de Barcelona. Especializada en análisis input-output, su investigación está centrada en el estudio del impacto medioambiental de diversos aspectos de la actividad económica como el consumo privado de los hogares o el comercio internacional en la contaminación atmosférica. Algunos de sus trabajos están publicados en revistas internacionales como *Ecological Economics*.

SORIA FERRER, Antonio. Ingeniero industrial y economista, con doctorado en ingeniería energética por la Universidad Politécnica de Madrid (1990). Trabajó en el centro de investigación CIEMAT del Ministerio de Industria antes de incorporarse al Centro Común de Investigación de la Comisión Europea en Ispra (Italia). Desde 1994 trabaja como responsable de investigación científica en el Prospective Technological Studies (CCI-Seville) como coordinador del grupo «Energía y cambio climático».

VAN REGEMORTER, Denise. Es investigadora senior en el Center for Economic Studies, en la Universidad Católica de Lovaina. Trabaja en las siguientes áreas: modelos macroeconómicos aplicados, modelización de las relaciones economía-energía y economía-medioambiente, selección de instrumentos en política de energía y medioambiente, y optimización de políticas de energía y medioambiente en Bélgica y Europa. Ha sido una de las principales expertas en el desarrollo del modelo de equilibrio general GEM-E3, tanto de la versión mundial como la de la UE. También ha contribuido al desarrollo del modelo energético paneuropeo MARKAL/TIMES.

WIESENTHAL, Tobias. Es físico y postgraduado en relaciones internacionales. Desde 2006, forma parte de la unidad de Competitividad y Sostenibilidad del Instituto de Prospectiva Tecnológica de la Comisión Europea en Sevilla. Antes de incorporarse al IPTS, trabajó en el Consejo de Asesoramiento Medioambiental del Gobierno alemán y como gestor de proyectos de energía y cambio climático en la Agencia Europea de Medioambiente en Copenhague.

NATURALEZA, OBJETIVOS Y PERFIL EDITORIAL DE LA REVISTA *EKONOMIAZ*

DECLARACIÓN DE OBJETIVOS

Las revistas, en tanto que son los principales medios de comunicación científica, poseen una gran responsabilidad en el desarrollo de la ciencia. Su forma de contribuir a él es estableciendo una política editorial definida y transparente respecto de aspectos que tienen que ver con la ética de la investigación y publicación, con el proceso de evaluación y «arbitraje» científico y con una buena gestión profesional y con otros aspectos editoriales fundamentales.

Ekonomiaz se fundó en 1985, lleva casi un cuarto de siglo inmersa en la comunidad científica económica. Sus objetivos fundamentales son: a) la promoción de la investigación científica universitaria y la divulgación de sus resultados en los campos de la teoría y la economía empírica y aplicada, con especial atención a los de la Economía, el Derecho y la Administración del Sector Público; b) la divulgación de calidad de los avances científicos conseguidos en las áreas que cultiva; c) la colaboración en la racionalidad del proceso de toma de decisiones públicas en materia económica, facilitando explicaciones, fundamentos y datos para respaldar el diseño, la ejecución y la evaluación de las políticas económicas de la Administración Pública vasca.

Ekonomiaz siempre ha adoptado una perspectiva científica rigurosa basada en el realismo científico entre cuyos componentes figuran la objetividad, la imparcialidad, el enfoque global e interdisciplinar y la contrastación empírica de hipótesis y resultados. Con el subtítulo de *Revista Vasca de Economía* se ha querido subrayar que aunque sus análisis no se circunscriben exclusivamente a su ámbito territorial natural, el conocimiento de la economía vasca y la perspectiva del desarrollo y la innovación regional deben estar siempre presentes.

La concepción del contenido de la revista se basa en la elección de un tema central sobre el que pivotan los artículos. La elección de dichos temas se guía por el criterio de relevancia en su doble acepción de importancia y pertinencia: los temas seleccionados son aquellos que se encuentran en cada momento en el centro del debate académico, político y social. Sin embargo, *Ekonomiaz* no se limita a abordar los temas candentes del momento, con una visión a corto plazo; sino que como herramienta de prospección económica a medio y largo plazo intenta también penetrar en el futuro. Por ello, *Ekonomiaz* trata de situarse lo más cerca posible de la vanguardia del conocimiento planteando temas que puedan lle-

gar a ser objeto de especial interés y atención en el mundo académico y político. Además, la revista incorpora la sección «Otras colaboraciones» donde se publican trabajos originales «no solicitados expresamente» relativos a asuntos de interés en la economía real y la investigación académica.

GESTIÓN EDITORIAL

La gestión editorial de la revista *Ekonomiaz*, que es uno de los elementos esenciales de la política editorial, descansa en dos órganos: el Consejo de Redacción y la Dirección ejecutiva. El primero es el responsable de mantener la línea editorial, así como de la selección de los temas centrales de investigación, del asesoramiento científico general y de la relación con centros de investigación y universidades. Los miembros de este consejo se eligen de acuerdo con principios de excelencia profesional y académica, y capacidad investigadora, así como con criterios de experiencia en tareas de dirección, y, a ser posible, en la de edición de revistas científicas. Las funciones de dirección ejecutiva son asumidas por un equipo integrado por un director ejecutivo, un subdirector y tres editores. Este equipo es el responsable del buen funcionamiento de los procesos de selección, evaluación externa (basado en un sistema de doble evaluación anónima) y publicación de los trabajos originales.

Ekonomiaz está admitida en el Catálogo de revistas Latindex al cumplir la mayoría de los criterios bibliográficos de calidad establecidos por el acreditado sistema de información, tanto para revistas escritas como electrónicas. Hay que subrayar que en el Catálogo Latindex sólo aparecen las revistas previamente seleccionadas y clasificadas según criterios internacionales de calidad editorial previamente probados y convenidos por el Sistema Latindex.

Dichos criterios son utilizados por la base de datos DICE (Difusión y Calidad Editorial de las Revistas Españolas de Humanidades y Ciencias Sociales y Jurídicas) que tiene como objetivo facilitar el conocimiento y la consulta de algunas de las características editoriales de las revistas españolas de Humanidades y Ciencias Sociales más estrechamente ligadas a la calidad. La base de datos DICE está desarrollada por el CINDOC (Centro de Información y Documentación científica) y la ANECA (Agencia Nacional de Evaluación de la Calidad y Acreditación).

La revista *Ekonomiaz* está calificada dentro de las 19 mejores revistas de Economía según los criterios de evaluación de revistas científicas del DICE perteneciente al CINDOC del CSIC (Centro Superior de Investigaciones Científicas).

Todos los artículos de los monográficos de la revista *Ekonomiaz* están accesibles en nuestra web http://www1.euskadi.net/ekonomiaz/indice_c.apl

Cada número de *Ekonomiaz* se acompaña con un Informe Ejecutivo donde se sintetizan las principales ideas que se desarrollan en los artículos de *Ekonomiaz*; pretenden servir de orientación a los responsables políticos y agentes económicos para la toma de decisiones. A los Informes Ejecutivos puede accederse en la siguiente dirección: http://www.ogasun.ejgv.euskadi.net/r51-19220/es/contenidos/informacion/estudios_publicaciones_dep/es_publica/informe_anual.html

NORMAS DE PRESENTACIÓN DE TEXTOS ORIGINALES A LA REVISTA *EKONOMIAZ*

1. ORIGINALIDAD

La originalidad que exige *Ekonomiaz* obliga a que el contenido de los artículos no podrá haber sido publicado y tampoco figurar en otro trabajo que esté a punto de publicarse o en proceso de publicación en cualquier otra revista nacional o extranjera (en una versión similar traducida), ya sea de edición ordinaria o electrónica. Se entiende por publicación repetitiva no sólo el duplicado exacto de un artículo, sino también la publicación repetida de esencialmente la misma información y análisis, así como formar parte de un libro del autor o colectivo.

Además, en la carta de presentación de artículos originales se debe incluir la declaración de que el manuscrito se ha enviado solamente a *Ekonomiaz* y que, por tanto, no se ha enviado simultáneamente a ninguna otra.

De no haber una declaración expresa de la contribución específica de cada uno de los autores en un trabajo colectivo, se entiende que todos ellos indistintamente han participado en la concepción y el diseño, la recogida de datos, el análisis y la interpretación de los mismos, la redacción del borrador, la revisión crítica del artículo y la aprobación final.

2. RIGOR Y CALIDAD

Los factores sobre los que se fundamenta la calidad exigida a los trabajos originales que se presentan y, en consecuencia, la decisión sobre la aceptación y rechazo de los originales por parte de Consejo de Redacción de *Ekonomiaz* son, básicamente, los siguientes:

- Originalidad de los resultados obtenidos o hipótesis verificadas (con distintos grados). Actualidad y novedad científica.
- Relevancia social y epistemológica: utilidad o aplicabilidad y significación o avance en el conocimiento.
- Fiabilidad y validez científica, es decir, calidad metodológica contrastada.
- Redacción excelente, estructura y coherencia lógica y buena presentación material.

3. ESTILO

Debe cuidarse el estilo y la claridad de la escritura, respetarse escrupulosamente las normas gramaticales y recomendaciones de las autoridades de la lengua, y evitarse las expresiones redundantes e innecesarias. Cuando el idioma original no sea el inglés, se desaconseja el uso de anglicismos técnicos, salvo que no exista voz ni forma de adaptación al español o al euskera, así como los anglicismos sintácticos o de construcción. Las normas internacionales ISO (UNE, en español) son de especial relevancia y deben tenerse en cuenta en el ámbito de la edición científica.

La Redacción de la revista podrá hacer modificaciones menores de redacción: eliminar errores gramaticales y tipográficos; expresiones poco afortunadas; giros vulgares o enrevesados, frases ambiguas o afirmaciones dudosas,... a fin de asegurar la corrección gramatical, la adecuación al estilo científico y el estricto respeto a las normas técnicas y de estilo de las fuentes más autorizadas: el Libro de Estilo del IVAP (Instituto Vasco de Administración Pública); los diccionarios de la Real Academia de la Lengua Española y Euskaltzaindia.

Obviamente no pueden introducirse cambios en el contenido sustancial del artículo sin conocimiento y aceptación del autor. Dado que la responsabilidad del contenido de un trabajo así como su propiedad pertenecen a los autores hasta que no es publicado en *Ekonomiaz*, la revista les informará de los posibles cambios y modificaciones de significado que hayan podido producirse durante la revisión crítica y estilística del original, previa a su publicación, y pedirá autorización para modificar el contenido y adaptarlo al estilo editorial. El autor deberá aceptar las correcciones de estilo propuestas por *Ekonomiaz* o rechazarlas razonadamente.

4. EVALUACIÓN PRECEPTIVA

Los artículos originales recibidos son sometidos al proceso de doble evaluación anónima mediante evaluadores profesionales externos, independientemente de si los trabajos han sido presentados por los autores a la redacción sin solicitud previa o si han sido pedidos expresamente por los editores o el coordinador nombrado para dirigir el monográfico. *Ekonomiaz* cuenta con una cartera de evaluadores de primer nivel, acreditados por su participación activa y regular en procesos de evaluación de publicaciones nacionales y extranjeras de prestigio. El equipo de la redacción junto con el Consejo de Redacción supervisa y evalúa la calidad de las revisiones y de los evaluadores externos.

5. NORMAS DE PRESENTACIÓN FORMAL DE MANUSCRITOS

1. Los originales, que podrán estar escritos en español, inglés o euskera, deberán remitirse en versión electrónica (en disquete de 3,5" o en CD-Rom, en formato **MICROSOFT WORD®** o compatible) a la siguiente dirección:

Revista **EKONOMIAZ**

Dirección de Economía y Planificación

Departamento de Hacienda y Administración Pública

Eusko Jaurlaritz / Gobierno Vasco

Donostia-San Sebastián, 1

01010 Vitoria-Gasteiz

2. La Redacción de **Ekonomiaz** acusará recibo de los originales, y notificará al autor, a la dirección de contacto señalada, las posibles incidencias del envío. Para cualquier información sobre el proceso editorial, los autores pueden contactar con la redacción en: <economia@ej-gv.es>.

3. Los originales deberán estar mecanografiados a espacio y medio, con un cuerpo de letra de tipo 12 y con márgenes mínimos de 2,5 centímetros. La extensión máxima de los trabajos no deberá exceder de 40 páginas, incluidos apéndices, cuadros y gráficos. En la primera página deberá constar el nombre del autor o autores junto con la institución a la que pertenezcan, además de una dirección de contacto, que incluirá tanto los datos postales como los números de teléfono, fax y la dirección de correo electrónico. Esta dirección de contacto será la empleada en las comunicaciones de los editores de la revista.

4. Cada original incluirá, en una hoja independiente, un resumen del trabajo de no más de 125 palabras en español y en inglés, un índice del contenido, una lista de palabras clave (al menos dos y no más de cinco) y las referencias correspondientes a la clasificación del *Journal of Economic Literature*.

5. El texto correspondiente al contenido del trabajo presentado deberá comenzar en una nueva página. Las distintas secciones en las que se estructure el artículo han de numerarse de forma correlativa siguiendo la numeración arábiga (incluyendo como 1ª la sección de introducción) y la rúbrica correspondiente se consignará en letras minúsculas tipo negrita. Consecutivamente, los apartados de cada sección se numerarán con dos o, si fuera preciso, tres dígitos (por ejemplo: 2.3, 2.3.2).

6. Los cuadros, gráficos estadísticos y el material gráfico, en general, se numerarán de forma consecutiva en cada categoría y siempre con números arábigos. En cuanto a su ubicación en el original, siempre figurarán al final del documento, tras las referencias y, en su caso, los apéndices; a lo largo del texto se indicará claramente el lugar preciso en el que deberán aparecer en la versión impresa. Su utilización debe ser siempre medida, no debiéndose incluir información innecesaria o irrelevante.

7. Si el artículo incluye representaciones gráficas, se adjuntarán los datos numéricos que sirven de base para su elaboración.

8. Las ecuaciones y cualquier otra expresión matemática deberán aparecer numeradas de forma correlativa a lo largo del texto y con alineamiento al margen derecho.

9. Las notas que se intercalen en el texto deberán limitarse por criterios de estricta oportunidad, de acuerdo con el desarrollo del trabajo. Para referenciar las notas que pudieran incluirse en tablas o cuadros se usarán letras minúsculas (^a, ^b, etc.), presentado su contenido

al pie del respectivo cuadro o gráfico. Los agradecimientos y cualquier otra información que pudiera incorporarse figurarán referenciadas mediante un asterisco asociado al título del artículo o al nombre del autor o autores según corresponda.

10. Las referencias a la literatura científica invocadas en el trabajo figurarán tras la última sección del artículo y bajo la rúbrica Referencias bibliográficas. Se detallarán por orden alfabético de autores (no numerada). Su correcta verificación es responsabilidad del autor. Las citas aparecerán en el texto según el formato «autor-fecha», distinguiendo mediante letras minúsculas consecutivas si existen coincidencias de autor y año. Las referencias en el texto que incluyan hasta dos autores deben ser completas, usándose la fórmula *et al.* para un mayor número de autores.

11. En cuanto a la composición de las entradas en la lista bibliográfica se ajustarán al siguiente formato:

AUERBACH, A. y KOTLIKOFF, L. J. (1983): «National savings, economic welfare, and the structure of taxation», en FELDSTEIN, M.S. (ed.), *Behavioural simulation methods in tax policy analysis*, NBER-The University of Chicago Press, 459-498, Chicago.

COWELL, F.A. (1990): *Cheating the government: The economics of tax evasion*, Massachusetts MIT Press, Cambridge.

HOOVER, K. (1984): «Comment on Frazer and Boland-II», *American Economic Review*, 74: 789-794.

—1988: *The New Classical Macroeconomics*, Blackwell, Oxford.

—1989: «Econometrics as Measurement», mimeo.

—1990: «Scientific Research Program or Tribe? A joint appraisal of Lakatos and the New Classical Macroeconomics», University of California, working Paper, 69, Davis.

—1991a: «Calibration and the Econometrics of the Macroeconomy», mimeo.

—1991b: comunicación privada.

MIRRELES, J.A. (1971): «An exploration in the theory of optimum income taxation», *Review of Economic Studies*, 38: 175-208.

SEGURA, J. (1991): «Cambios en la política de defensa de la competencia y la política industrial», *Ekonomiaz*, 21: 32-49.

12. En el caso de que el original se acepte para su publicación, el autor se compromete a satisfacer las recomendaciones y prescripciones de los informes de evaluación y presentar una versión mejorada. También deberá revisar las pruebas de imprenta en un plazo máximo de cuatro días desde su recepción.

13. Los autores recibirán dos ejemplares del número de la revista en el que se publique el original.

EKONOMIAZ

ÚLTIMOS NÚMEROS PUBLICADOS

- 50. El gobierno de la empresa
- 51. La propiedad intelectual en la sociedad de la información
- 52. Lecciones de la deflación: Estados Unidos frente a Japón
- 53. La política de clusters en el País Vasco
- 54. El siglo XX en la historia económica del País Vasco: de la gran empresa a las pymes
- 55. Inversión extranjera directa y procesos de deslocalización
- 56. Ciencia, tecnología, innovación y sociedad
- 57. Valoración de activos ambientales: la catástrofe del *Prestige*
- 58. Ciudades Región Globales. Espacios Creativos y Nueva Gobernanza
- 59. Capital Social. Innovación Organizativa y Desarrollo Económico
- 60. La evaluación de las políticas públicas
- 61. Economía y derecho de la competencia
- 62. La actividad emprendedora como motor de desarrollo económico
- 63. Infraestructuras tecnológicas. Soporte de la Economía del siglo XXI
- 64. Desarrollo sostenible y Agenda 21 Local
- 65. Responsabilidad social de la empresa. Más allá de la sabiduría convencional
- 66. Claves del sistema financiero

PRÓXIMOS NÚMEROS

Grupos empresariales
Nueva economía pública

BOLETÍN DE SUSCRIPCIÓN

Nombre o Razón Social.
Domicilio
Localidad D.P.
Provincia o País.
DNI/NIF Tfno.

TARIFAS: Suscripción anual (3 números)

- Particulares: 18 €.
- Instituciones y empresas: 30 €.
- Números sueltos: 12 €.
- Estudiantes 20% de descuento

PAGO ☐ Talón bancario a favor de «Tesorería General del Gobierno Vasco»
☐ Transferencia bancaria

Firma o Sello

EKONOMIAZ

Ogasun eta Herri Administrazio Saila. Ekonomia eta Plangintza Zuzendaritza
Dpto. de Hacienda y Administración Pública. Dirección de Economía y Planificación
Eusko Jaurlaritza/Gobierno Vasco. Donostia-San Sebastián, 1 – 01010 Vitoria-Gasteiz

Tfno.: 945 019 038 – Fax: 945 019 062

E-mail: ekonomia@ej-gv.es

http://www1.euskadi.net/ekonomiaz/indice_c.htm

HARPIDETZA-ORRIA

Interesatuaren edo Sozietatearen Izena
Helbidea
Herria D.B.
Probintzia edo Herrialdea
NAN/IFZ Tlf.

TARIFAK: Urteko Harpidetza (3 ale)

- Bereziak: 18 €.
- Erakunde eta enpresak: 30 €.
- Ale solteak: 12 €.
- Ikasleentzat %20ko beherapena

ORDAINKETA ☐ Banku-taloia «Eusko Jaurlaritzako Altxortegi Orokorra»ren alde
☐ Banku-transferentzi

Sinadura edo zigilua

EKONOMIAZ

Ogasun eta Herri Administrazio Saila. Ekonomia eta Plangintza Zuzendaritza
Dpto. de Hacienda y Administración Pública. Dirección de Economía y Planificación
Eusko Jaurlaritza/Gobierno Vasco. Donostia-San Sebastián, 1 – 01010 Vitoria-Gasteiz

Tfno.: 945 019 038 – Fax: 945 019 062

E-mail: economia@ej-gv.es

http://www1.euskadi.net/ekonomiaz/indice_c.htm

ERKON



La evidencia científica de que el planeta se está calentando rápidamente y de su causalidad —aumento del nivel de concentración de gases-invernadero (GEI)— es hoy en día casi irrefutable. Las mayores dificultades metodológicas en el diseño de políticas de mitigación de cambio climático vienen principalmente de dos desfases que se producen en las emisiones de GEI. Por un lado, su práctica irreversibilidad (su residencia en la atmósfera puede persistir siglos) que determina el desfase entre el período de la acción (costes) y el de consecuencias (beneficios). Por otro, su fácil y rápida transmisión alrededor del mundo, que provoca el desfase geográfico: su escala global. Sin embargo, sólo en la medida en que la regulación de los mercados sea capaz de valorar adecuadamente el coste de oportunidad social de las emisiones de GEI en las decisiones de los agentes económicos, lograremos inducir los cambios necesarios en los comportamientos individuales y colectivos.