

**Análisis económico de los costos  
externos ambientales de la  
generación de energía eléctrica**

Gonzalo Delacámara  
Diego Azqueta



NACIONES UNIDAS

**CEPAL**

**gtz**

Documento de proyecto

# Análisis económico de los costos externos ambientales de la generación de energía eléctrica

Gonzalo Delacámara  
Diego Azqueta



NACIONES UNIDAS

CEPAL

Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)

gtz

Esta investigación se ha desarrollado en el contexto del Programa de Cooperación entre el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ), a través de su agencia de cooperación Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) y la CEPAL, llamado "Modernización del Estado, desarrollo productivo y uso sostenible de recursos naturales", N° de proyecto: 2003.2179.4, ejecutado conjuntamente por la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, y la División de Recursos Naturales e Infraestructura.

Ha sido realizado por el consultor Gonzalo Delacámara, profesor, investigador y Coordinador del Grupo de Economía Ambiental del Departamento de Fundamentos de Economía e Historia Económica de la Universidad de Alcalá (Madrid, España). Se concibe no como un documento individual sino como parte de una línea de investigación más amplia, cuya continuidad se hizo efectiva con la contribución previa de Diego Azqueta, catedrático, investigador y Director del Grupo de Economía Ambiental anteriormente mencionado.

Este trabajo ha sido revisado y supervisado por Hugo Altomonte, Jefe de la Unidad de Recursos Naturales y Energía de la División de Recursos Naturales e Infraestructuras y por José Javier Gómez, Oficial de Asuntos Económicos de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. Los autores agradecen los comentarios de Joseluis Samaniego y Carlos de Miguel, Director y Oficial de Asuntos Económicos, respectivamente, de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de la CEPAL. Asimismo, los autores agradecen la valiosa contribución de Carlos Mario Gómez, profesor e investigador del Departamento de Fundamentos de Economía e Historia Económica de la Universidad de Alcalá.

Las opiniones expresadas en este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores y no comprometen a las instituciones involucradas.

Publicación de las Naciones Unidas

LC/W.115

Copyright © Naciones Unidas, febrero de 2007. Todos los derechos reservados  
Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile

La autorización para reproducir total o parcialmente esta obra debe solicitarse al Secretario de la Junta de Publicaciones, Sede de las Naciones Unidas, Nueva York, N. Y. 10017, Estados Unidos. Los Estados miembros y sus instituciones gubernamentales pueden reproducir esta obra sin autorización previa. Sólo se les solicita que mencionen la fuente e informen a las Naciones Unidas de tal reproducción.

# Índice

<b>Resumen</b> .....	5
<b>I. Introducción</b> .....	9
A. La generación de energía eléctrica: producción de bienes y males .....	9
B. El análisis económico de los costos externos ambientales de la generación de energía eléctrica .....	11
C. Síntesis de la metodología .....	12
<b>II. El valor de las externalidades como insumo para la planificación energética (sostenible)</b> .....	15
A. La disponibilidad de recursos energéticos y la dependencia energética.....	16
B. Las emisiones de gases de efecto invernadero como consecuencia de la producción y consumo de energía .....	18
C. La transición del modelo energético.....	19
D. La escasez económica: el papel de los precios del petróleo .....	21
E. Síntesis del contexto .....	27
<b>III. Aspectos conceptuales del análisis económico de costos externos ambientales</b> .....	29
A. El bienestar como anclaje de la reflexión .....	29
B. El marco de análisis.....	33
C. La dimensión espacio-temporal de los impactos.....	38
<b>IV. El modelo simplificado de dispersión</b> .....	45
A. La necesidad de considerar la ruta completa del impacto .....	45
B. Un requisito básico de información: un modelo de dispersión de contaminantes .	47
C. El modelo del mundo uniforme.....	49
D. Calibrado del modelo de análisis para España .....	52
<b>V. Resultados por categoría de impacto</b> .....	61
A. Las funciones exposición-respuesta: el nexo entre inmisiones y daños .....	61
B. Aumento de las tasas de morbilidad y mortalidad prematura de humanos .....	63
C. Pérdida de cosechas y productividad agrícola.....	67
D. Daños sobre materiales.....	71
E. Daños a ecosistemas: pérdidas de servicios ecológicos .....	72
F. Impactos asociados a categorías globales .....	76

---

<b>VI. Discusión y conclusiones: la conmensurabilidad de resultados por tecnología de generación eléctrica .....</b>	<b>85</b>
<b>VII. Conclusiones .....</b>	<b>93</b>
A. Los recursos naturales en el crecimiento económico .....	93
B. El papel de la energía.....	94
C. ¿Por qué fomentar el uso de fuentes renovables de energía? .....	97
D. La lenta penetración (en el mercado) de las energías renovables .....	100
<b>Bibliografía .....</b>	<b>103</b>

## Resumen

### El consumo tendencial de energía

Todas las previsiones indican que la demanda de energía primaria crecerá intensamente, como ya ha venido haciendo en los últimos años. Lo hará igualmente, si bien a un ritmo algo menor, la demanda de energía eléctrica. Todo sugiere que la mayor parte de ese incremento se cubrirá con combustibles fósiles lo que, al mismo tiempo, ocasiona un aumento relevante de las emisiones de gases de efecto invernadero. En la actualidad se sabe que el confort, basado en el uso intensivo de combustibles fósiles, tiene un precio: las consecuencias asociadas al calentamiento global. De hecho, éste sería suficiente para justificar una modificación drástica del modelo energético. Sin embargo, da la sensación de que la crisis energética se precipitará porque el petróleo, en gran medida la base del sistema económico, comenzará a agotarse muy pronto, al menos en términos de escasez económica (mucho más relevante que la escasez absoluta, expresada en términos físicos).

La energía afecta cada aspecto de nuestras economías y de nuestra vida diaria. Los problemas asociados al aumento de los costos en la obtención de energía y el descenso en la disponibilidad de recursos energéticos primarios, son diversos: a medida que el costo de la energía crece (previsiblemente a tasas de dos dígitos), crecerá el costo de todo lo demás.

### La transición del modelo energético

En este contexto, de cara a minimizar el daño ambiental relativo a los beneficios del consumo de energía, un sistema energético menos perjudicial o la transición al mismo, exigirán una mayor presencia de fuentes renovables en la matriz de generación. Es aquí donde el análisis económico muestra que los costos ambientales de la generación de energía eléctrica a partir de centrales hidroeléctricas, térmicas o nucleares (en menor medida), podrían indicar la conveniencia de sustituir estas tecnologías convencionales (tanto en términos de generación como de potencia instalada), incluso antes de que la escasez de recursos primarios fósiles sea un problema real. De hecho, las políticas públicas orientadas a reducir los impactos ambientales negativos de la producción y el consumo de combustibles fósiles tienen un efecto análogo al de incrementos en el precio que reflejen la escasez económica: en ambos casos resulta conveniente explorar las

posibilidades de nuevas tecnologías que aumenten la eficiencia, reduzcan la contaminación y sustituyan los combustibles fósiles. Normalmente se recurre a la fijación de estándares ambientales, el diseño de impuestos sobre el combustible o la emisión, subsidios o primas para las energías renovables, inversiones para la diversificación del *mix* de generación y esquemas de intercambio de derechos de emisión. Algunos de estos instrumentos han tenido cierto éxito en Estados Unidos y la Unión Europea. ¿Será suficiente, sin embargo, con los esfuerzos para aumentar la eficiencia en usos finales, introducir energías renovables y quién sabe si capturar y secuestrar carbono? ¿En qué sentido depende la introducción de las renovables de la liberalización o la reestructuración (integración) de los mercados?

En síntesis, parece evidente que la diversificación de la matriz de generación eléctrica (es decir, la transición hacia energías renovables), se producirá no ya por la obiedad de que el agotamiento de los combustibles fósiles se producirá en algún momento, por lejano que sea, sino por el previsible aumento de los costos de acceso a esos recursos energéticos. Las razones no son sólo tecnológicas sino de orden geopolítico. Pueden pasar décadas, pero el horizonte parece claro. En tanto que las decisiones de planificación energética están determinadas, en gran medida, por los precios relativos, los combustibles fósiles tendrán previsiblemente todavía una presencia notable (se trata de combustibles relativamente baratos, provistos por un denso tejido de minas, yacimientos, ductos, refinerías, estaciones para repostar combustible, plantas de generación, redes de transporte terrestre, depósitos y vehículos). Si la escasez se da a tasas superiores a las esperadas o los precios de estos combustibles aumentan, artificialmente, la transición será más rápida. De hecho, parece evidente que la voluntad política y el apoyo financiero necesarios no se darán salvo que los ciudadanos (y sus gobiernos) se hagan conscientes de que los beneficios del consumo de combustibles fósiles no compensan los efectos negativos de la dependencia de estos combustibles sobre la salud humana, los cultivos, algunos inmuebles y el medio natural.

## Hacia un energía eléctrica más limpia

Respecto a la estructura de los mercados, como factor determinante para las perspectivas de las fuentes renovables, cabe señalar algunas cuestiones. La primera es que el avance hacia mercados más competitivos parece haber venido acompañado de desregulación (algo que, en muchas ocasiones, va en contra del desarrollo de fuentes renovables). En sentido contrario, un mercado más competitivo debiera permitir, en teoría, que los productores con tecnologías renovables pudiesen diferenciar mejor su producto y apelar directamente a los consumidores que prefieren energía más limpia, incluso a cambio de un precio más alto. Parece esencial señalar, en todo caso, que en sentido estricto esta diferenciación no es tan sencilla (salvo en algunas excepciones): el productor sólo puede garantizar que el kWh se produjo de manera más limpia pero nunca que dicho kWh «limpio» se distribuyó al consumidor. El kWh que se sirve, a escala minorista, entró a formar parte de un *pool* mayorista y, por lo tanto, no puede diferenciarse en sentido alguno de aquél que se produjo con tecnología menos limpia (cuánto menos en términos estrictamente físicos). El consumidor puede estar dispuesto a pagar más pero nunca por consumir un kWh más limpio sino por su convicción de que el *mix* de generación progresivamente evolucionará, gracias a su contribución, hacia la producción de un kWh con mayor participación de tecnologías renovables. Por otro lado, un factor determinante en la penetración de las energías renovables es el tamaño del mercado: un mercado suficientemente grande (como el que pudiera resultar de los esfuerzos de integración en la región), contribuiría no sólo a aumentar la participación de las fuentes renovables en la matriz energética sino, a su vez, a reducir los costos de proporcionar energía renovable en el futuro.

## El marco de análisis económico de externalidades

El marco de análisis que se desarrolla en este trabajo se construye inicialmente sobre dos pilares asimétricos: el enfoque de la ruta de impacto (propio de la metodología del proyecto ExternE (EC, 1995a-e; 1998a-b), e implícito en la metodología de los modelos del mundo uniforme; Spadaro y Rabl, 1999a), y el análisis del ciclo de vida.

La metodología empleada tradicionalmente para el cálculo de costos externos se construye sobre la base de funciones de daño o rutas de impacto. La valoración, en ese contexto, parte del cálculo de emisiones (mediante la aplicación de métodos homogéneos que permitan comparaciones ulteriores), para avanzar, posteriormente, en la estimación del incremento en la concentración de los contaminantes en el medio. Finalmente, se integran en el marco del análisis económico los resultados obtenidos en términos físicos, producidos a partir de la explotación de los datos de referencia sobre emisiones y cargas ambientales, con el área de impacto (a partir de datos sobre la densidad y las características básicas de los diferentes medios receptores) para identificar exactamente aquellas categorías de impacto sobre las que habrán de centrarse los esfuerzos de valoración. En definitiva, este método (y sus variaciones) identifica todos los impactos producidos y los cuantifica en términos físicos, para asignar posteriormente valores en unidades monetarias y calcular el daño real (que, en términos económicos, será siempre el valor monetario de variaciones positivas o negativas de bienestar ante modificaciones de la calidad ambiental).

El análisis económico proporciona una serie de métodos para la valoración de intangibles que, por estar suficientemente contrastados y aceptados tanto en el mundo de la economía como en el de la judicatura, son de aplicación en este intento. Una vez determinado el impacto sobre los distintos agentes receptores, estos métodos modelizan el cambio en la función de bienestar individual que dicho impacto supone para los afectados: función de producción en el caso de las empresas (obteniendo, en este caso, una medida del excedente del productor) y función de producción de utilidad en el de las economías domésticas (excedente del consumidor). Basándose en las relaciones de complementariedad existentes en dichas funciones de producción entre el bien ambiental afectado (aire, agua, suelo, paisaje) y los bienes de mercado, estos métodos, aplicando la lógica de valoración subyacente al sistema de mercado, tratan de descubrir la disposición a pagar (DAP) de los afectados por evitar un cambio ambiental que les perjudica o por asegurar uno que les beneficia. El numerario (variable de referencia) al que quedan reducidos todos estos cambios en las funciones de bienestar individuales no es otro que el bienestar social, que al venir expresado en unidades monetarias, permite reducirlos a una unidad de medida común y comparable; conmensurable en un doble sentido. En primer lugar, entre los distintos impactos, ya que todos quedan expresados en una unidad de medida que refleja lo mismo: el cambio neto en el bienestar individual que cada uno de ellos supone. En segundo lugar, y trascendiendo el campo de los perfiles ambientales de cada fuente de generación de energía, con respecto a otras variables monetarias de interés, como por ejemplo, el coste relativo de producción de cada una de ellas, ya que con los necesarios ajustes, el poder adquisitivo contenido en cada unidad monetaria también puede ser referido a su equivalente en términos de bienestar social.

Sin embargo, para muchas de las categorías de impacto consideradas en el presente estudio, no es posible enlazar el punto de partida (emisiones contaminantes a distintos medios receptores) con su impacto económico (resultante de la exposición de las personas y las actividades productivas a un ambiente contaminado) sin contar con un modelo de dispersión de contaminantes. Esto ocurre básicamente porque la contaminación no se distribuye homogéneamente sobre el área de estudio y, en consecuencia, los daños económicos que resulten de ella dependerán de la localización específica de las fuentes de las que provienen las emisiones que sean relevantes y de la proximidad a la misma de los distintos sistemas receptores que puedan

resultar afectados negativamente por las mismas. En otras palabras, el daño económico de la contaminación no depende exclusivamente del volumen de emisiones y, por ejemplo, éste será mayor cuanto mayor sea la densidad de población residente y de actividades de producción en las proximidades de la fuente emisora de dicha contaminación (aspecto éste que, sin duda, conduce a pensar que los datos para el caso español que se presentan como ilustración en este trabajo, sobrestiman los resultados esperables para América Latina y el Caribe). Tales elementos complejos sólo pueden capturarse si se resuelve adecuadamente el paso de la emisión de contaminantes a la inmisión a la que están expuestos los medios receptores, en un ambiente contaminado; es decir, si se dispone de un modelo de dispersión.

# I. Introducción

## A. La generación de energía eléctrica: producción de bienes y males

La energía afecta casi cada aspecto de nuestras economías y de nuestra vida diaria, especialmente en países que dependen intensamente de la misma. Los problemas asociados al aumento de los costos en la obtención de energía y el descenso en la disponibilidad de recursos energéticos primarios, son diversos: a medida que el costo de la energía crece (previsiblemente a tasas de dos dígitos), aumentará el costo de todo lo demás. A fin de cuentas, por ejemplo, la agricultura moderna no es más que un proceso en el que tierra y agua se combinan para convertir petróleo en alimento. Cabe recordar que, en 1973, un descenso del 6% en la producción mundial de petróleo, generó un crecimiento dramático en los precios de la gasolina y forzó situaciones de racionamiento. Si estas expectativas se cumplen, podría enfrentarse esta situación en pocos años, esta vez de modo permanente.

La producción y consumo de energía primaria, en general, y la generación de energía eléctrica, en particular, constituyen, por lo tanto, elementos críticos en el desarrollo de cualquier sociedad. No obstante, es igualmente cierto que las tecnologías empleadas para su obtención y suministro son origen de una serie de impactos sobre el medio ambiente que, en última instancia, terminan afectando negativamente al bienestar de los ciudadanos. La energía eléctrica constituye un sector estratégico, con numerosos vínculos con el tejido social y productivo de cualquier economía. De hecho, es difícil pensar en una actividad económica sin relaciones directas o indirectas con la generación de energía. Para analizar los impactos asociados a la misma, es necesario tener en cuenta todas las fases del proceso productivo y no sólo la fase de generación *sensu stricto*. Por ello, parece conveniente considerar todos los procesos asociados a las actividades de captación de los combustibles, pasando por las operaciones de preparado y transporte de los mismos, así como las etapas de construcción de centrales de producción, su explotación e incluso su desmantelamiento.

Los efectos que se generan sobre el medio ambiente tienen serias repercusiones sobre el clima (por el aumento en la concentración de gases de efecto invernadero que incrementa el calentamiento global), el adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico, el aumento de los niveles de concentración en la atmósfera de sustancias tóxicas, la degradación del suelo y de las

aguas. Por otro lado, están los riesgos asociados al manejo de sustancias radiactivas (no sólo en el ciclo nuclear) y la generación de este tipo de residuos. Lo cierto es que estos impactos, convenientemente documentados en la literatura científica, en la mayor parte de las ocasiones no han sido incorporados en su justa medida en los procesos de toma de decisiones.

Todos estos efectos reducen el bienestar de la población al limitar su capacidad de disfrute de los servicios ambientales en condiciones óptimas, pero también el valor intrínseco de los propios activos ambientales que constituyen el medio natural. Los procesos productivos también sufren las repercusiones negativas de la producción energética, como en el caso de las explotaciones agrarias, cuya productividad podría verse reducida ante fenómenos de acidificación. La salud de los habitantes resulta afectada por la inmisión de partículas y otras sustancias contaminantes, y debido a los procesos a que dan lugar, por la concentración de ozono troposférico. Algunos bienes de propiedad privada, por otro lado, también experimentan una depreciación debida a los impactos generados por el sector energético.

Desde la perspectiva del análisis económico (es decir, de reflexiones ancladas en torno al concepto de bienestar), parece obligado comparar los costos con los beneficios derivados de la producción energética, añadiendo transparencia a los procesos de decisión y, en última instancia, contribuyendo a reducir la discrecionalidad de los mismos, es decir, a su optimización. En cualquier caso, ese flujo de costos, debidamente actualizado, debiera incorporar todas aquellas partidas tradicionalmente consideradas, de manera equívoca, como intangibles. Dicho de otra manera, los precios de la energía deberían reflejar los costos reales de la generación de energía eléctrica, es decir, no sólo los costos privados (tal y como aparecen reflejados en la estructura contable de las empresas del sector), sino también los costos externos (aquellos soportados por terceros).

En este sentido, la valoración monetaria de los costos externos constituye el elemento clave. Los costos privados aparecen reflejados explícitamente en términos financieros (esto es, en unidades monetarias); en cambio, los daños inducidos sobre el medio ambiente y las personas no están incorporados, en su mayor parte, en el precio final de la energía, dando lugar a una asignación ineficiente de los recursos por el mercado. Esta falla de mercado, conocida como externalidad, está caracterizada por dos aspectos fundamentales. En primer lugar, el daño o perjuicio lo reciben terceras personas, no implicadas directamente en el proceso de toma de decisiones sobre planificación energética. La población afectada no puede decidir los niveles de contaminación que está dispuesta a padecer a cambio de poder disponer de una cierta cantidad de energía, fundamentalmente porque gran parte de los costos que soporta no constituyen una parte esencial de dicho proceso. En segundo lugar, ese daño no es asumido por los agentes productores, de ahí que los afectados no reciban compensación alguna. Y esta observación no es trivial: tan pronto como una externalidad es compensada deja de serlo (sin que ello implique que desaparezca el impacto en términos físicos).

La estimación de los impactos no es una tarea sencilla para el analista, debido fundamentalmente al gran número de focos emisores de contaminación y a la dispersión espacial de los contaminantes e impactos ambientales, entre otras causas. Una aproximación a la determinación de estos impactos fue desarrollada en el contexto del Proyecto ExternE de la Comisión Europea (EC, 1995a-e; 1998a-b).

## B. El análisis económico de los costos externos ambientales de la generación de energía eléctrica

En este documento se pretende ofrecer un análisis detallado de la metodología empleada en el análisis económico de los impactos ambientales asociados a la generación de energía eléctrica en ocho tecnologías diferentes,<sup>1</sup> ofreciendo resultados concretos de la aplicación de la misma en España, por un lado, y en otros países de la Unión Europea, por otro, enfatizando sobre los principales retos metodológicos que el analista debe superar. El objetivo es mostrar la relevancia de un ejercicio de valoración monetaria de costos externos para optimizar procesos de decisión pública así como enmarcar el análisis económico de externalidades en el contexto de la planificación energética sostenible en América Latina y el Caribe.

Ahora bien, el objetivo central de este trabajo no es analizar los mecanismos de internalización sino asumir una etapa esencial, previa, de estimación y análisis económico de los costos externos, con independencia de su eventual internalización posterior en el sistema de tarifas.

Los costos externos o externalidades son, por definición, costos impuestos unilateralmente sobre la sociedad que tanto los usuarios finales como los productores de energía eléctrica toman indebidamente en consideración en los procesos de maximización de sus respectivas funciones de utilidad o beneficio, al no estar incorporados en los precios de mercado. Ahora bien, la integración de estas externalidades en la estructura de tarifas no es, en ningún caso, el único objetivo de un proceso de valoración. Éste, *per se*, es tan importante como los resultados del mismo, en la medida en que puede conducir al diseño de incentivos y a poner de manifiesto la relevancia relativa de los diferentes elementos que constituyen el vector de bienestar social. Adicionalmente, y con especial énfasis en países con menores niveles de desarrollo, el proceso de valoración contribuye decisivamente a detectar carencias de la base de información, introduciendo inequívocamente transparencia en la planificación energética.

Esta reflexión constituye, por lo tanto, el objetivo fundamental de este documento: la evaluación económica de los costos externos ambientales de la producción eléctrica ofreciendo una metodología de análisis económico y valoración monetaria de la calidad ambiental para acceder a una medida del daño (y del malestar asociado al mismo) en unidades monetarias por kilovatio-hora (US\$/kWh) producido por las diferentes tecnologías de generación eléctrica sobre la base de una información esencial para este tipo de ejercicios: los datos de inventario de emisiones específicas y otras cargas ambientales.

El marco de análisis desarrollado en este documento permite la asignación de valores monetarios a los impactos ambientales generados en cada fase del ciclo de vida de diferentes alternativas tecnológicas para la generación de energía eléctrica, a través de diferentes aproximaciones proporcionadas por el análisis económico que permiten acceder a medidas monetarias de las variaciones (positivas o negativas) en el bienestar social asociadas a modificaciones marginales en los diferentes activos ambientales como resultado de los efectos externos de la producción de energía eléctrica. El objetivo, por lo tanto, no es valorar la magnitud total de los costos externos sino los costos marginales, es decir, el valor incremental del daño expresado en unidades monetarias.

El trabajo que se presenta, no sólo ha profundizado en las posibilidades del análisis económico para estimar los costos externos de la generación de energía eléctrica, sino que, para ello, ha documentado (en función de la mejor literatura científica disponible), la evidencia sobre

---

<sup>1</sup> Combustión de lignito, hulla y antracita, petróleo, gas natural en ciclo combinado y biomasa forestal; generación hidroeléctrica, solar fotovoltaica y eólica.

exposición a los impactos ambientales considerados así como sobre la estimación o adaptación de funciones de daño ya estimadas. En sentido estricto, el analista debe decidir sobre la mejor combinación de enfoques metodológicos, en función de las características de cada sistema de generación o cada categoría de impacto.

De este modo, se ilustra la reflexión conceptual y metodológica con los resultados obtenidos en España en un ejercicio aplicado y desarrollado en relación con el impacto ambiental de ocho tecnologías de generación de energía eléctrica: combustión de lignito pardo, combustión de antracita o hulla, combustión de derivados del petróleo, ciclo combinado de gas natural (CCGN), solar fotovoltaica, hidráulica, eólica y combustión de biomasa procedente de residuos forestales. Se entiende que los resultados de este análisis no son sino un paso previo para el desarrollo de ejercicios aplicados posteriores en América Latina y el Caribe, para lo que se discuten las modificaciones que podrían ser estrictamente necesarias para la adaptación de este marco de análisis que, en todo caso, se analiza con carácter *ad hoc* para las peculiaridades de la región.

### C. Síntesis de la metodología

De acuerdo con los objetivos del análisis económico de externalidades ambientales de la generación eléctrica, el enfoque metodológico desarrollado gira (para buena parte de los impactos más relevantes) en torno a los llamados «modelos de mundo uniforme» desarrollados por Spadaro y Rabl (1999a y b). Este tipo de aproximación a la valoración de costos externos de la generación de energía eléctrica facilita la traducción de los datos sobre emisiones<sup>2</sup> que proporciona el *software* SimaPro<sup>®</sup> (desarrollado por la empresa de consultoría holandesa Pre Consultants), en el que se procesan los datos de inventario, a niveles de inmisiones sobre los que se construyen las funciones exposición-respuesta presentes en la literatura para estimar los daños físicos (mortalidad prematura, aumento de la morbilidad, daños a materiales, pérdida de productividad agrícola, etcétera).

Ahora bien, el modelo de mundo uniforme no es la metodología empleada en este estudio, al menos por dos razones. En primer lugar, las carencias de la información de base limitarían significativamente sus posibilidades dificultando, cuando no impidiendo completamente, la obtención de resultados con un enfoque eficiente. Por otro lado, existen razones (véase capítulo IV) por las que conviene emplear dicha metodología como referente, pero no necesariamente como molde. En el análisis que se presenta, dicha aproximación únicamente constituye la base sobre la que se ha definido un modelo simplificado de dispersión (calibrado para el caso de España, en la ilustración de referencia). La idea clave de este modelo reside en estimar los impactos relacionados con las categorías de impacto más relevantes, en las que el analista se ve ante la necesidad de vincular el punto de partida (emisiones específicas de contaminantes a distintos medios receptores), con su impacto económico (resultante de la exposición de las personas y las actividades productivas a un ambiente contaminado), sin contar con un modelo de dispersión de contaminantes. El desarrollo de éste supondría un factor limitante crítico para muchos de los países de la región, al menos en el momento de redactar este informe.

---

<sup>2</sup> Se entiende por «emisión» (Orozco *et al*, 2003) la concentración de contaminantes vertida por un determinado foco, medida a la salida de dicho foco. Por otra parte, al mencionar la «inmisión» (*ibid.*) se está considerando la concentración de contaminantes existente en el seno de una determinada atmósfera (siendo, por tanto, los valores a los que están expuestos los seres vivos y materiales que desarrollan su actividad en esa atmósfera). Como remarcan estos autores, los valores de ambos tipos de concentraciones suelen ser diferentes, debido a que los valores de inmisión dependen de más factores (tales como los fenómenos de mezcla, transporte, deposición, y transformación química sufridos por los contaminantes en la atmósfera) además de los valores de emisión.

Entre los datos necesarios para la aplicación de los modelos de mundo uniforme, que se limitan a la evaluación de la contaminación atmosférica, los que presentan mayor dificultad de localización son los referidos a las velocidades de desaparición y transformación de los contaminantes primarios y secundarios,<sup>3</sup> respectivamente. En Spadaro y Rabl (*op. cit.*) y en otros artículos de los autores (Spadaro, 1999) sólo se incluyen estas velocidades para un número muy reducido de contaminantes primarios (PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> y CO) y secundarios (nitratos y sulfatos). Estos seis contaminantes, aunque considerados como los más importantes (o contaminantes «clásicos») por gran parte de los estudios de evaluación de la contaminación atmosférica (EC, 1995b; U.S.C., O.T.A., 1994), representan un número insignificante frente al número de sustancias que resultan de un inventario convencional de análisis de ciclo de vida (ACV).<sup>4</sup>

Esta necesidad de información puede satisfacerse a partir de la explotación del modelo EcoSense, empleado en el marco de ExternE, para obtener éste y otro tipo de información que pueda ser necesaria para completar el marco metodológico expuesto. Esta información tiene un valor importante para el desarrollo del presente documento, ya que Spadaro y Rabl calcularon las citadas velocidades de desaparición y transformación mediante EcoSense (Spadaro y Rabl, 1999a, p. 6), de ahí que este análisis haya aprovechado las vías para replicar algunos resultados y contar con elementos de contraste.

Cabe insistir en este punto en un aspecto importante. No tiene sentido enfrentar un análisis económico de costos externos de la generación eléctrica si no se dispone, con carácter previo, de datos precisos de inventario (de emisiones). Es preciso atender a dos cuestiones clave en relación con esta afirmación: por una parte, algunos de estos datos pueden obtenerse para inventarios previamente elaborados en la Unión Europea o Estados Unidos; por otra, las emisiones específicas no sólo son dependientes de la tecnología y el combustible sino de los niveles de rendimiento efectivo de las instalaciones de generación. Se señala así, consecuentemente, en relación con este aspecto, una línea de investigación de relevancia para el desarrollo de análisis aplicados en la región.

La gran cantidad de sustancias que aparecen en la fase de inventario de cualquier análisis de ciclo de vida genera siempre dudas acerca de la necesidad de incluir de manera exhaustiva todas en el proceso de valoración, así como en relación a los efectos que cada una de ellas lleva asociada. Más adelante se recoge la justificación de las sustancias seleccionadas mientras que en el capítulo III de este trabajo se presenta una serie de consideraciones preliminares en relación con la dimensión

---

<sup>3</sup> Por «contaminante atmosférico» se entiende cualquier agente “procedente de actividades humanas o de procesos industriales presente en la atmósfera, capaz de producir efectos nocivos sobre los seres vivos, materiales o al propio medio ambiente” (Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 1990). Los contaminantes atmosféricos pueden ser «primarios» o «secundarios». Los primeros son aquellos que “subsisten sin cambios y con idéntica composición a la que fueron emitidos por el foco”, mientras que los segundos “se producen en el seno de la propia atmósfera, en virtud de reacciones químicas o físicas que tienen lugar en su seno” (*ibíd.*). Entre los primarios, destacan los siguientes: monóxido de carbono (CO); óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), especialmente NO (monóxido de nitrógeno) y NO<sub>2</sub> (dióxido de nitrógeno); óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>), especialmente SO<sub>2</sub> (dióxido de azufre); hidrocarburos (HC) o compuestos orgánicos volátiles (COV), distinguiendo metano (CH<sub>4</sub>) y compuestos orgánicos volátiles no metálicos (COVNM); partículas en suspensión (PM) de diversos tamaños (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>... con diámetros inferiores a 10 y a 2,5 micrómetros, respectivamente); y otros, tales como CO<sub>2</sub> (dióxido de carbono), NH<sub>3</sub> (amoníaco), sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S), N<sub>2</sub>O (monóxido de dinitrógeno), etc. Entre los secundarios, cabe destacar los tres siguientes: O<sub>3</sub> (ozono), sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

<sup>4</sup> Sin embargo, como se indicará más adelante, la lista de sustancias considerada en este análisis (pese a su amplitud) no abarca todas, ya que la necesidad de obtener un resultado final en términos de valoración económica (y no sólo de clarificar las equivalencias en términos de impactos físicos), induce a incorporar cautelas adicionales.

espacio-temporal del análisis (imprescindible cuando este estudio se construye sobre la base de un análisis de ciclo de vida y no únicamente con datos de la fase de generación de un kWh).

Precisamente, una de las carencias de Spadaro y Rabl (1999a) es el escaso número de contaminantes contemplado, de ahí que este análisis suponga una ampliación de los trabajos desarrollados por ambos autores, como se señalará posteriormente. La posibilidad de obtener los parámetros necesarios a través de EcoSense ha facilitado la ampliación del número de contaminantes que pueden ser evaluados por esta metodología.

## II. El valor de las externalidades como insumo para la planificación energética (sostenible)

Son muchas las cuestiones relativas a la planificación energética que se analizan con información insuficiente sobre los costos externos de la generación de energía eléctrica. En el mejor de los casos, esa práctica conduce a soluciones subóptimas; en el peor, a soluciones esencialmente erróneas.

Edwards (1997) estimó que la producción de petróleo alcanzaría un máximo en torno a 2020 (el gas natural lo haría 20 años después) y la producción combinada de hidrocarburos disminuiría a sólo un tercio del nivel de base de 2000 al final de este siglo. Campbell (1997), por el contrario, predijo que la producción de petróleo convencional alcanzaría su máximo en 2001 y la de gas natural no mucho más allá de 2020. Ambas estimaciones fueron matizadas por Kerr (1998), pero la revisión de estudios realizada le condujo a afirmar, con alto nivel de coincidencia, que el máximo de producción efectivamente se alcanzaría entre 2000 y 2020. Un estudio del U.S. Geological Survey (USGS, 2000) afirmó que los niveles de petróleo accesible serían mayores que los de su propia estimación en 1993 (USGS, 1993) pero, en todo caso, próximos a las estimaciones de Edwards (*op. cit.*). Se puede afirmar, por lo tanto, que los estudios coinciden en la necesidad de asumir la parte menos alarmista del rango de estimaciones pero no tanto como para pensar en que el máximo de producción se alcance en décadas (Kerr, 2000c).

De hecho, el World Energy Outlook (EIA, 2004) estima que la demanda mundial de petróleo, que ahora es de aproximadamente 82 millones de barriles diarios, seguiría creciendo hasta alcanzar los 90 millones en 2010 y los 121 en 2030,<sup>5</sup> todo ello contando con que los países más desarrollados apliquen severas medidas de ahorro energético y protección ambiental, algo que está por verse.

La situación es notablemente diferente en el caso de la disponibilidad de carbón. Se confía en que la producción mundial de este combustible fósil continúe creciendo, sin que ello frene el descenso general de la producción de éstos a partir, aproximadamente, de 2030 (IPCC, 2001; Edwards, *op. cit.*). Parece evidente, por lo tanto, que, incluso apoyándose en estimaciones optimistas (Edwards, 1998; USGS, 2000), la sociedad se verá obligada a intensificar la búsqueda de

---

<sup>5</sup> La OPEC sitúa el dato para 2006 en 85,2 millones de barriles de petróleo.

fuentes menos intensivas en emisiones de CO<sub>2</sub>, más allá de consideraciones relativas al calentamiento global. Pese a ello, la primacía prevista del carbón como principal combustible fósil determinará quizás que las emisiones de CO<sub>2</sub> sean mayores a finales de siglo que cuando éste comenzó (Edwards, 1997).

Las expectativas de crecimiento demográfico (hasta llegar a aproximadamente 9.000 millones de personas en 2050) y el deseo de muchos países de aumentar significativamente su uso de energía *per capita* determinan un escenario tendencial de consumo de energía que, junto a la dependencia creciente del carbón, llevan a pensar en un aumento de la concentración de sustancias contaminantes (CO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>, hollín y otras partículas) y en dificultades crecientes para gestionar retos asociados (el desarrollo de nuevas tecnologías, los sistemas de distribución de energía, los daños asociados a la contaminación, etc.).

Conviene analizar algunos de estos aspectos en detalle para justificar la conveniencia de avanzar en el análisis económico de los costos externos de la generación de energía eléctrica. De cara a analizar las consecuencias económicas y ambientales del sistema energético, todo parece sugerir que hay dos cuestiones especialmente críticas: la disponibilidad de recursos primarios (es decir, el grado relativo de independencia energética) y las pautas de generación y consumo de energía. Una parte de los problemas de la región en este sentido, nace de la dependencia de combustibles fósiles en algunos países, los riesgos asociados con su extracción y el daño ambiental causado por las emisiones que se derivan esencialmente de diferentes procesos de combustión, como se ha apuntado. Sin embargo, es preciso reconocer que no existe una sola fuente alternativa de energía primaria (sea renovable o no) que sea ajena a limitaciones ambientales o financieras. En este sentido, en cualquier caso, las diferencias entre América Latina y otras regiones del planeta (Unión Europea, Estados Unidos, etc.) son notables.

## **A. La disponibilidad de recursos energéticos y la dependencia energética**

Pese a un cierto nivel de disenso en las estimaciones, las reservas de combustibles fósiles, cuya explotación sería financieramente rentable, suponen en torno a 10<sup>12</sup> toneladas de carbón, más de 10<sup>12</sup> barriles de petróleo y más de 150•10<sup>12</sup> metros cúbicos de gas natural (International Energy Annual, 2001). Adicionalmente, las reservas minerales disponibles para la generación de energía (uranio) son de 3•10<sup>6</sup> toneladas métricas. Para poner estos datos en contexto, podría mencionarse que el consumo anual de carbón en 2000 fue de aproximadamente 5•10<sup>9</sup> toneladas métricas (es decir, en torno a un 0,5% de las reservas). El consumo de gas natural en ese mismo año fue de un 1,6% de las reservas y el de petróleo del 3%, mientras que la generación eléctrica a partir del ciclo nuclear consumió el equivalente del 2% del uranio disponible. Estas consideraciones serían irrelevantes si no se añadiese, al mismo tiempo, que las reservas disponibles tienden a crecer anualmente a un ritmo similar al consumo. Por otro lado, parece plausible que el progreso tecnológico haga menos exigente aún esta restricción global. Con el rigor mínimamente exigible, puede afirmarse así que la preocupación prioritaria no parece ser el agotamiento de combustibles fósiles; quizás podría añadirse alguna reflexión adicional, no obstante.

Las mayores reservas de combustibles fósiles se concentran en un número pequeño de países si bien la mitad de los países de bajo ingreso y un tercio de los de ingreso medio no disponen, en absoluto, de estos recursos energéticos. Si las reservas energéticas son necesarias para el desarrollo económico, algunos países muy pobres parten en clara desventaja. El caso de Japón (en el undécimo puesto mundial según el Índice de Desarrollo Humano —IDH—, PNUD, 2005), esencialmente desprovisto de recursos energéticos pero con capacidad razonable para acceder a los mercados internacionales de energía (y no sólo) no parece generalizable en sentido alguno. Tampoco parece

extrapolable el ejemplo contrario: Nigeria (en el lugar 158 de 177 países, según el IDH) posee importantes reservas de recursos energéticos y, pese a ello, sigue siendo uno de los países más pobres del mundo. Dicho de otra manera, cabe pensar que disponer de reservas de combustibles fósiles añade un valor cuestionable, al menos en muchas ocasiones, a las posibilidades para desarrollarse económicamente (al margen de consideraciones no triviales sobre seguridad en el suministro).

El consumo mundial de energía supera los 370 exajulios (EJ) [ $EJ = 10^{18} J$ ] al año, cifra equivalente a algo menos de 200 millones de barriles de petróleo cada día. Aproximadamente el 95% de esta energía proviene de combustibles fósiles (44% petróleo, 26% gas natural, 25% carbón) significando un 2,5% la energía hidroeléctrica, un 2,4% la nuclear y sólo un 0,2% la energía renovable (excluyendo la hidroeléctrica). Una parte importante de la energía primaria se convierte en electricidad bien a través de centrales hidráulicas, viento o geotermia o, más habitualmente, en procesos de combustión (combustibles fósiles, biomasa, residuos). Estas estimaciones excluyen, sin embargo, la madera no comercializada o los residuos agrícolas que constituyen una parte importante del *mix* de generación en algunos países de América Latina y el Caribe. Pese a la inconsistencia de las estimaciones sobre estas fuentes de energía que se emplean al margen del mercado, la Agencia Internacional de la Energía (IEA) sugiere que una media de entre la mitad y un tercio de las necesidades energéticas de África, Asia y América Latina (80-90% en los países más pobres), se satisfacen a partir de biomasa.

Procesar y convertir fuentes primarias de energía permite un importante grado de versatilidad en el uso de la energía. Las aplicaciones finales de ese consumo de energía primaria pueden dividirse en cinco sectores principales: industria, transporte, agricultura, servicios públicos y comercios, y residencial. En este último sector se concentra la parte más importante del consumo de energía final, seguido de la industria y el transporte. No debe sorprender, por lo tanto, que países más y menos desarrollados muestren importantes desigualdades en su consumo anual de energía *per capita*. Los niveles para esos cinco grupos de usuarios finales de la energía, en los países industrializados, mantienen una relación de tres a 14 veces superior a los de países menos desarrollados. En términos agregados, un ciudadano medio de un país pobre consume el equivalente a seis barriles de petróleo (32 GJ) anualmente, mientras que el ciudadano medio en un país desarrollado consume en torno a 40 barriles (220 GJ). Esta diferencia se acentúa si se atiende al dato de los países que constituyen el 10% más pobre del planeta: sus habitantes consumen menos de un barril de petróleo equivalente *per capita* por año, mientras que en el decil más alto se consume 60 veces más. No menos sorprendentes son las desigualdades en el conjunto de los países menos desarrollados: los países de ingreso medio emplean cuatro veces más energía que los de ingreso bajo. Estos datos parecen sugerir una correlación positiva entre los niveles de renta y el consumo *per capita* de energía; sin embargo, si se centra la atención en los países con ingresos más altos, esta correlación no es tan clara.

Ahora bien, incluso si se aceptase que el crecimiento económico siempre viene acompañado de un crecimiento en el consumo de energía *per capita* (algo que no necesariamente es cierto en todas las regiones del planeta), lo relevante no sería analizar ese acoplamiento sino enfatizar sobre las diferentes sendas alternativas que un país puede seguir para llegar a ese resultado: las diferencias tienden a explicarse por el grado diferencial de eficiencia en el uso final de la energía. De hecho, los países de ingreso más bajo tienden a usar, en términos generales, más energía para crear una unidad de producción que los países de alto ingreso. Eso explica que, en los últimos años, se hayan intensificado los flujos de transferencia tecnológica hacia los países menos desarrollados (como parte de un proceso de relocalización). China, India o Brasil han instalado ya cables de corriente directa y alto voltaje para distribuir electricidad con mayor estabilidad y eficiencia (en contraste, por ejemplo, con la presencia de cables convencionales de corriente alterna en Estados Unidos).

Se afirmaba previamente que en torno al 95% de la energía primaria procede de combustibles fósiles. Esta dependencia se debe parcialmente a la ausencia relativa de alternativas a los productos derivados del petróleo para servir como combustibles en el transporte (actividad en la que, como se indicaba, se consume la mayor parte de la energía en los países desarrollados). Actualmente, en el decil más pobre del mundo el transporte consume menos del 3% de la energía empleada por ese sector en los países más desarrollados. Sin embargo, a medida que los países más pobres crecen y amplían sus redes de transporte, su dependencia del petróleo crece de manera crítica. También es importante el grado de dependencia de los combustibles fósiles en las actividades industriales del mundo desarrollado, en parte por inercia, en parte por el costo de reemplazar infraestructuras intensivas en capital y diseñadas para la combustión de fuentes energéticas fósiles.

## **B. Las emisiones de gases de efecto invernadero como consecuencia de la producción y consumo de energía**

Entre 1980 y 2001, el consumo mundial de petróleo, carbón y gas natural creció un 22, un 27 y un 71% respectivamente. Como consecuencia previsible de ese aumento, las emisiones anuales de CO<sub>2</sub>, responsables (mayoritariamente) del calentamiento global, crecieron de  $5 \cdot 10^9$  toneladas métricas de carbono equivalente a  $6,6 \cdot 10^9$  [+32%]. El consumo de combustibles fósiles también lleva asociadas otras emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) tales como el monóxido de carbono, el metano y los componentes orgánicos volátiles, por no mencionar los óxidos de nitrógeno, que facilitan la formación de ozono troposférico.

Parece así que, pese a la evidencia de que las reservas de combustibles fósiles parecen estar todavía lejos de desaparecer, quizás no se justificaría, desde el punto de vista del bienestar de la sociedad, seguir consumiendo, al ritmo actual, los combustibles fósiles disponibles. Más allá de las emisiones de GEI y de sus efectos inducidos, la producción y consumo de combustibles fósiles conlleva otra serie de costos ambientales. Las actividades de exploración, en busca de nuevas reservas de combustibles fósiles, exigen pruebas sísmicas y la construcción de infraestructuras asociadas, lo que puede dañar y fragmentar hábitat de flora y fauna. Asimismo, la extracción presenta, casi como consecuencia ineludible, la desaparición de algunos de esos ecosistemas y puede acarrear vertidos locales de combustible o subproductos tóxicos, tales como el arsénico, el cadmio y el mercurio. Especialmente visible es la posibilidad de vertidos de petróleo durante su transporte marítimo o en la fase de refinado (cabe recordar algunos accidentes en Ecuador, por ejemplo). No menos importantes son, no obstante, las emisiones de óxidos de azufre, óxidos de nitrógeno o partículas en suspensión, que explican problemas de lluvia ácida o niebla fotoquímica.

Por otro lado, las alternativas tradicionales a la energía fósil (hidroelectricidad, nuclear), tienen una serie de costos sociales y ambientales que limitan su viabilidad para sustituir a largo plazo a los combustibles fósiles. En el caso de las centrales hidroeléctricas, más allá de consideraciones sobre el grado de proximidad al nivel de saturación (más lejano en América Latina, sin duda, que en algunos países de la UE), debe reconocerse la alteración crítica de los ecosistemas fluviales y, a menudo, la inundación de asentamientos humanos y hábitat terrestres. Pese a algunas tendencias recientes que podrían sugerir lo contrario, tampoco parece probable, a medio plazo, la expansión a gran escala de la energía nuclear de fisión, debido a los problemas asociados al depósito de residuos radiactivos, las emisiones de sustancias ionizantes, la percepción social del riesgo de accidente o las preocupaciones en torno a la proliferación de armas nucleares.

Parece esencial enfatizar, en todo caso, sobre una evidencia: no hay ninguna fuente de energía primaria (con su tecnología asociada) que esté completamente libre de problemas ambientales o de otra índole. Puede pensarse, por ejemplo, en las turbinas que producen energía eléctrica a partir del viento. Sus pasivos ambientales (en la fase de generación de la energía) se centran en objeciones locales sobre el impacto paisajístico y la pérdida de algunos individuos de algunas especies de aves. Las plantas geotérmicas, por su parte, emiten CO<sub>2</sub> y sulfuro de hidrógeno. A su vez, las placas solares fotovoltaicas apenas presentan dificultades en la fase de generación; sin embargo, con la tecnología disponible, siguen siendo intensivas en emisiones en el proceso de conversión de la sílice en silicio metalúrgico. Todas ellas son intensivas en capital y con viabilidad geográfica más que limitada. Sin un mayor desarrollo de las posibilidades de almacenamiento operativo (y financieramente rentable), también los problemas de inestabilidad en el suministro afectan a las tecnologías solar y eólica.

Fuera de algunas estadísticas oficiales, en muchas ocasiones, permanece la realidad del consumo doméstico de biomasa en los países menos desarrollados. La inhalación en el hogar de humo procedente de la combustión constituye, de hecho, uno de los mayores riesgos sobre la salud humana, por no mencionar la presión sobre la productividad de sistemas agrícolas y forestales.

En relación con la celda de hidrógeno (que únicamente libera vapor de agua), parece ignorarse que no se trata de una fuente de energía primaria sino que, por el contrario, requiere combustibles fósiles para conseguir hidrógeno. La generación de energía a partir de hidrógeno es limpia pero ¿y la producción misma de hidrógeno?

### C. La transición del modelo energético

En este contexto, de cara a minimizar el daño ambiental relativo a los beneficios del consumo de energía, un sistema energético menos perjudicial o la transición al mismo, exigirá una mayor presencia de fuentes renovables en la matriz de generación. Es aquí donde el análisis económico muestra que los costos ambientales de la generación de energía eléctrica a partir de centrales hidroeléctricas, térmicas o nucleares (en menor medida), podrían indicar la conveniencia de sustituir estas tecnologías convencionales (tanto en términos de generación como de potencia instalada), incluso antes de que la escasez de recursos primarios fósiles sea un problema real. De hecho, las políticas públicas orientadas a reducir los impactos ambientales negativos de la producción y el consumo de combustibles fósiles tienen un efecto análogo al de incrementos en el precio que reflejen la escasez relativa (escasez económica): en ambos casos resulta conveniente explorar las posibilidades de nuevas tecnologías que aumenten la eficiencia, reduzcan la contaminación y sustituyan los combustibles fósiles. Normalmente se recurre a la fijación de estándares ambientales, el diseño de impuestos sobre el combustible o la emisión, subsidios o primas para las energías renovables, inversiones para la diversificación del *mix* de generación y esquemas de intercambio de derechos de emisión. Algunos de estos instrumentos han tenido cierto éxito en Estados Unidos y la Unión Europea. ¿Será suficiente, sin embargo, con los esfuerzos para aumentar la eficiencia en usos finales, introducir energías renovables y quién sabe si capturar y secuestrar carbono? ¿En qué sentido depende la introducción de las renovables de la liberalización o la reestructuración (integración) de los mercados?

En el ámbito de la energía final, parece evidente que la electricidad seguirá siendo el bien energético final predominante por su flexibilidad tanto en la generación como en el consumo. El consumo *per capita* por año de fuentes renovables en países menos desarrollados no supera 1 MJ; tampoco es destacable el dato en los países más ricos (1 GJ). Entre éstos, sólo 24 países tienen, de hecho, un consumo significativo. ¿Qué frena el desarrollo de estas fuentes? Esencial, aunque no

únicamente, sus dificultades para ser rentables financieramente en términos relativos, para ser competitivas. Pese a los costos decrecientes en este tipo de generación, es difícil hacer frente a la competencia de la producción convencional de energía (esencialmente de los ciclos combinados de gas natural). Podría esperarse a que la escasez plantease una restricción definitiva, a que la disponibilidad de recursos se convirtiese en un factor limitante más estricto. Sin embargo, las posibilidades en términos de definición de políticas públicas son dos más, al menos, y ambas pueden coordinarse y reforzarse mutuamente: por una parte, la inversión en políticas de investigación y desarrollo (habitualmente a través de subsidios) que presionarían a la baja el precio del kWh renovable (reduciendo al tiempo los costos externos en todas las tecnologías sin excepción) y mejorarían la competitividad de estas fuentes alternativas frente a las fuentes fósiles convencionales; por otra, se podría aumentar el precio de los combustibles fósiles mediante la introducción de impuestos sobre el carbono. Ambas medidas contribuirían, *a priori*, a reducir la distancia entre los precios de los kWh convencional y renovable que, en todo caso, sería susceptible de ser analizada con más detalle, incorporando asimismo consideraciones a lo largo de todo el ciclo de vida: es decir, la pretendida bondad —en términos de costo marginal privado de producción— de algunas tecnologías convencionales, quizás ya no sería tan clara.

Un aspecto interesante es el que tiene que ver con el salto tecnológico que, de manera similar a como ocurre con las telecomunicaciones (donde muchos países de América Latina avanzan más rápido en las redes de telefonía móvil que en las tradicionales redes de cobre), podría llevar a estos países a adoptar sistemas eléctricos más pequeños (basados en microturbinas menos intensivas en capital y fuentes renovables, más próximas al usuario final), en lugar de grandes sistemas centralizados de plantas de generación con distribución de alta tensión a lo largo de grandes distancias. Esa apuesta, de consolidarse, no está exenta de problemas pero, en cualquier caso, distintos a los de los países más desarrollados.

En síntesis, parece evidente que la transición a energías renovables se producirá (no ya por la obiedad de que el agotamiento de los combustibles fósiles estará más cerca en algún momento, por lejano que sea, sino por el previsible aumento de los costos de acceso a esos recursos energéticos). Las razones no son sólo tecnológicas sino de orden geopolítico. Pueden pasar décadas, pero el horizonte parece claro. En tanto que las decisiones de planificación energética están determinadas, en gran medida, por los precios relativos, los combustibles fósiles tendrán previsiblemente todavía una presencia notable (se trata de combustibles relativamente baratos, provistos por un denso tejido de minas, yacimientos, ductos, refinerías, estaciones para repostar combustible, plantas de generación, redes de transporte terrestre, depósitos y vehículos). Si la escasez se da a tasas superiores a las esperadas o los precios de estos combustibles aumentan, artificialmente, la transición será más rápida. De hecho, parece evidente que la voluntad política y el apoyo financiero necesarios no se darán salvo que los ciudadanos (y sus gobiernos) se hagan conscientes de que los beneficios del consumo de combustibles fósiles no compensan los efectos negativos de la dependencia de estos combustibles sobre la salud humana, los cultivos, algunos inmuebles y el medio natural.

Respecto a la estructura de los mercados, como factor determinante para las perspectivas de las fuentes renovables, cabe señalar algunas cuestiones. La primera es que el avance hacia mercados más competitivos parece haber venido acompañado de desregulación (algo que, en muchas ocasiones, va en contra del desarrollo de fuentes renovables). En sentido contrario, un mercado más competitivo debiera permitir, en teoría, que los productores con tecnologías renovables pudiesen diferenciar mejor su producto y apelar directamente a los consumidores que prefieren energía más limpia, incluso a cambio de un precio más alto. Parece esencial señalar, en todo caso, que en sentido estricto esta diferenciación no es tan sencilla (salvo en algunas excepciones): el productor sólo puede garantizar que el kWh se produjo de manera más limpia pero nunca que dicho kWh «limpio» se distribuyó al consumidor. El kWh que se sirve, a escala

minorista, entró a formar parte de un *pool* mayorista y, por lo tanto, no puede diferenciarse en sentido alguno de aquél que se produjo con tecnología menos limpia (cuánto menos en términos estrictamente físicos). El consumidor puede estar dispuesto a pagar más pero nunca por consumir un kWh más limpio sino por su convicción de que el *mix* de generación progresivamente evolucionará, gracias a su contribución, hacia la producción de un kWh con mayor participación de tecnologías renovables. Por otro lado, un factor determinante en la penetración de las energías renovables es el tamaño del mercado: un mercado suficientemente grande (como el que pudiera resultar de los esfuerzos de integración, especialmente en América del Sur), contribuiría no sólo a aumentar la participación de las renovables en la matriz energética sino, a su vez, a reducir los costos de proporcionar energía renovable en el futuro.

## **D. La escasez económica: el papel de los precios del petróleo**

Desde un punto de vista estrictamente económico, como se ha señalado, no tiene demasiado interés prestar atención (al menos exclusiva) a las cuestiones relativas al agotamiento ineludible de recursos energéticos primarios. Las señales económicas (tanto vía precios como en términos de pérdida de bienestar asociada al consumo de combustibles fósiles), son intensas incluso antes de que se alcance ese nivel. La síntesis parece nítida: el problema no es el agotamiento en sí, sino el agotamiento del petróleo barato. En concreto, el papel y la evolución de los precios del petróleo han sido analizados en trabajos previos de la División de Recursos Naturales e Infraestructuras de la CEPAL (Altomonte y Rogat, 2004; Sánchez-Albavera y Vargas, 2005), de ahí que en este trabajo no se profundice demasiado sobre el tema.

En todo caso, conviene realizar algunas observaciones. El precio del petróleo, como el de otros recursos energéticos primarios, se determina diariamente como resultado de la interacción de oferta y demanda. Ahora bien, hay una serie de factores exógenos que condicionan igualmente su evolución. Algunos de éstos son esencialmente económicos (la evolución demográfica, las pautas de urbanización o industrialización), otros están vinculados a fenómenos naturales (la intensidad de huracanes y tormentas tropicales en el Golfo de México, por ejemplo), muchos son de carácter geopolítico (la política exterior de la Federación Rusa, los conflictos bélicos en Oriente Medio, etcétera).

Lo cierto es que el petróleo, pese a la creciente importancia del gas natural, sigue siendo el recurso energético por excelencia, ya que en estos momentos es el único comercialmente viable para el transporte (más allá de los biocombustibles, que serán analizados específicamente en el marco de esta línea de investigación). El hidrógeno, como se indicaba en la introducción, puede llegar a ser una fuente energética alternativa, pero es preciso insistir en que no se trata de un recurso energético primario sino una fuente energética que debe producirse, bien con electricidad (mediante electrolisis) o a través de la combustión de petróleo o carbón. También es posible producir hidrógeno con energía solar pero la madurez tecnológica de estas tecnologías no las convierte en una alternativa real a corto plazo (al menos a gran escala). Por otro lado, el petróleo y sus derivados son insustituibles, con el conocimiento tecnológico actual, en la industria química y en la producción de nuevos materiales. En la generación de energía eléctrica, aspecto en el que enfatiza este trabajo, el petróleo está siendo progresivamente sustituido por el gas natural en las matrices energéticas de numerosos países, pero esta tendencia es más débil en los países de América Latina y el Caribe y, en todo caso, el petróleo seguirá siendo esencial junto a la combustión de carbón o la generación hidroeléctrica por su rapidez de uso.

Las reflexiones respecto al carácter imprescindible del petróleo deben acompañarse de un análisis no menos profundo, sin embargo, de los efectos medioambientales asociados al ciclo de vida de un kilovatio hora (kWh) generado a partir de su combustión. Su producción, refino,

transporte y uso final producen, entre otras, importantes emisiones de CO<sub>2</sub>, lo que determina el deterioro de la capa de ozono estratosférico y otros cambios en la composición química de la atmósfera que derivan en el calentamiento del planeta.

Este dilema se presenta para los planificadores energéticos en los países más desarrollados pero es especialmente crítico para los responsables de la gestión energética y el desarrollo económico de los países menos desarrollados.

Algunos autores afirman, por otro lado, que el petróleo es un buen ejemplo de la llamada «maldición de los recursos naturales» (Sachs y Warner, 2001). Su abundancia en un determinado país tiende a reducir paradójicamente su crecimiento económico y a aumentar su inestabilidad política. Por una parte, induce una apreciación del tipo de cambio (reduciendo la competitividad del resto de su economía real); por otro lado, dado el nivel salarial de la industria petrolera, se encarecen los costos para el resto de la economía y se expulsan industrias previamente rentables, de modo que el país puede terminar confiando su suerte plenamente a la producción de petróleo. Todo ello sin necesidad de mencionar la intensidad de los ciclos económicos debido a la volatilidad característica de los precios de todas las materias primas. Por otro lado, su abundancia en un país puede estar asimismo correlacionada con una menor propensión al ahorro y un menor desarrollo financiero, lo que también limita su crecimiento. La inestabilidad política es el resultado de las tensiones para apropiarse de las rentas del petróleo, especialmente en ausencia de instituciones consolidadas.

Por otro lado, el mercado de petróleo es quizás el único mercado de materias primas en el que existe un cartel de países productores (todos ellos soberanos), que representan un 40% de la producción mundial y el 77% de las reservas y que, consecuentemente, fija los precios más convenientes en cada momento, simplemente mediante la regulación de la oferta.

En este marco, cabe esperar que el futuro de los precios del petróleo sea cada vez más incierto. Por un lado, la mayor parte de las reservas existentes conocidas está ubicada en una de las regiones políticamente más inestables del mundo: Oriente Medio (donde confluyen el conflicto entre Israel y Palestina, la situación bélica en Irak y la inestabilidad de países vecinos como Arabia Saudí). Por otro lado, algunos de estos países no desean producir mayores cantidades de crudo, bien por imposibilidades reales o por conceder prioridad a la distribución de la renta del petróleo en lugar de aumentar el esfuerzo inversor. Se explica así la escasa exploración y producción de las últimas tres décadas, tanto en Oriente Medio como en la Federación Rusa. Irán, igualmente sometida a tensiones geopolíticas, produce hoy la misma cantidad de crudo que hace varias décadas; la producción de Venezuela es menor que la de hace cinco años; algo similar puede decirse de Nigeria (igualmente inmersa en conflictos internos) o Irak (que ha producido, en 2005, 600.000 barriles menos de lo presupuestado este año) e incluso la Federación Rusa, que no ha producido en 2005 más que en los dos años previos.

Frente a esta oferta inestable y, en ningún caso creciente de manera sostenida, la demanda crece a tasas inéditas hasta el momento. China e India, en un rápido proceso de industrialización, han aumentado drásticamente su consumo de petróleo y otras materias primas; de hecho, consumen ya el doble de petróleo por unidad de PIB que los países desarrollados. Se trata, en cualquier caso, de economías emergentes. En otras, consolidadas ya entre las más desarrolladas del mundo, los esfuerzos para reducir el consumo tendencial de energía primaria son poco eficaces. Esta evidencia se da con especial intensidad en países como Estados Unidos (responsable de más de un cuarto de la producción mundial de bienes y servicios, y que importa ya la mitad del petróleo que consume), un 50% más que la Unión Europea por cada unidad del PIB y que introduce subidas insignificantes en el precio de sus combustibles.

En todo caso, la evidencia histórica de casi 140 años muestra que el precio del crudo sigue un ciclo completo cada 20 a 25 años y cada 10 ó 12 años, en promedio, converge a un

precio medio en términos reales ligeramente superior a 25 dólares. En cualquier circunstancia, debido a una demanda que crece al 2,1% desde 2001 y una oferta estancada o decreciente, el precio del petróleo Brent está acelerándose ya que, desde marzo de 2003 hasta 2006, aumentó aproximadamente de 25 a 65 dólares, en términos nominales. Por otro lado, los precios de los productos refinados más ligeros han crecido todavía más, ya que la teoría y la evidencia empírica muestran que los precios de estos derivados tienden a crecer exponencialmente a partir de un umbral en el que la capacidad de refino es inferior al 10% de la demanda. Parece existir un cierto nivel de consenso de que las limitaciones de la capacidad de refino no se resolverán satisfactoriamente hasta finales de 2007 ó 2008, con base en los datos disponibles sobre inversión en aumento de capacidad (IMF, 2006).

El precio actual (en el momento de redactar este documento), en términos reales, es menor al máximo alcanzado en 1980 si se deflacta por los precios al consumo de los países de la OCDE, pero alcanza un nivel récord si se deflacta por los precios globales de exportación, que en sentido estricto son los que afectan a la relación real de intercambio. Lo más sorprendente es que estos precios tan elevados no hayan producido todavía una desaceleración de la actividad económica en el mundo, ya que el FMI calcula que, por cada aumento de 10 dólares del barril de crudo se reduce al año siguiente el crecimiento mundial en un 0,6%.

Hay quien argumenta, de hecho, que existe una correlación clara entre los dos precios clave en la economía mundial (el del petróleo y el del dinero): el alto precio del petróleo parece explicarse, en parte, a partir del bajo precio del segundo, que ha generado una mayor demanda global. Por otro lado, la burbuja inmobiliaria en países como España, la apreciación del tipo de cambio €/US\$ y el descenso generalizado de los precios de las manufacturas, han compensado, siquiera parcialmente, el alza de los precios del petróleo.

Kerr (1998) señala la controversia que existe entre buena parte de los economistas dedicados a cuestiones de energía (que predicen unas cinco décadas adicionales de petróleo relativamente barato) y una mayoría de geólogos que advierten sobre la posibilidad de que el petróleo sea un recurso ciertamente escaso en poco más de 10 años. La economía construye su visión optimista sobre una creencia casi ilimitada en las posibilidades del progreso tecnológico en actividades de exploración, extracción y producción de crudo. Los pesimistas afirman, por el contrario, que incluso tomando en cuenta los avances tecnológicos mencionados y el descubrimiento de nuevos yacimientos como el del Mar Caspio, en algún momento impreciso entre 2010 y 2020 el flujo de petróleo de los diferentes yacimientos conocidos alcanzará un máximo de 80 millones de barriles al día para comenzar entonces un declive estable e inevitable.

Al enfatizar sobre el agotamiento del petróleo (es decir, sobre su escasez física), se desenfoca el problema real: el final próximo de petróleo barato. A mediados de los años cincuenta, Hubbert identificó el ciclo de producción y agotamiento del petróleo (o de cualquier recurso no renovable). Observó entonces que la producción de petróleo crecería hasta que se hubiese explotado la mitad del volumen disponible en la biosfera. Desde ese umbral, la producción decrecería hasta que el recurso se agotase por completo. De ese modo, la producción y el agotamiento de petróleo sigue lo que se ha dado en llamar «curva de Hubbert», una función de distribución que alcanza su máximo (*Hubbert peak* o *peak oil*) cuando la mitad del petróleo ha sido producido. Esto ocurre porque los yacimientos más fáciles de identificar y explotar son, en el contexto de la racionalidad económica de los agentes dedicados a su producción, los primeros en los que se opera.

En la primera parte de la curva de Hubbert, todo es relativamente sencillo: el petróleo es de buena calidad, menos viscoso y más ligero, está a menor profundidad y se obtiene con un esfuerzo razonable. Pero en la segunda, a partir del punto de máxima extracción, cada vez fluye menos crudo, está más profundo y cuesta más extraerlo y refinarlo, porque es de peor calidad. Y

el esfuerzo energético necesario para extraer el crudo es cada vez mayor, observación ésta determinante. Esto se ha visto claramente en el Mar del Norte, cuyas reservas se agotan rápidamente. Al comienzo de las extracciones se necesitaba un barril de petróleo para obtener cien. Ahora, con un barril ya sólo se obtienen ocho. El caso del Mar del Norte es paradigmático: en 1983 había 14 campos de extracción abiertos y se obtenían 100.000 barriles diarios de cada uno de ellos. En 2003 había 157 campos de extracción, pero sólo se obtenían de cada uno de ellos 10.000 barriles diarios.

La mayoría de los geólogos independientes, incluidos los norteamericanos mencionados, estiman que el *peak oil* mundial se alcanzará al final de esta misma década. El servicio geológico del Gobierno de Estados Unidos y muchos economistas se muestran más optimistas, como se citaba previamente. Calculan que, con las mejoras tecnológicas en perforación y extracción, ese máximo se alcanzará más tarde.

Ivanhoe (1996) actualizó el trabajo de Hubbert. Analizó pautas pasadas, presentes y futuras de descubrimiento y producción de petróleo, verificando la curva de Hubbert. Ivanhoe concluye que “la fecha crítica, de acuerdo a los registros de descubrimientos del *US Geological Survey*, en que la demanda global de petróleo excederá la producción mundial, estará entre 2000 y 2010 e incluso podría producirse antes debido a eventos políticos impredecibles”.

El análisis más detallado fue elaborado por Campbell (1997), miembro de la empresa de consultoría para la industria petrolera, Petroconsultants, que posee la base de datos más completa sobre petróleo y gas natural. A partir de sus datos, Campbell agregó datos para todos los pozos conocidos y proyectó la senda lógica de producción de crudo convencional. Sus conclusiones fueron que  $1.600 \cdot 10^9$  barriles de petróleo convencional habían sido descubiertos desde el comienzo de la era del petróleo (los primeros descubrimientos datan de la primera década del siglo XIX); de ellos, un 56% se produjo hasta finales de 2001 y sólo se prevén descubrimientos de  $200 \cdot 10^9$  barriles (para un total de  $1.800 \cdot 10^9$ ). De ese modo, cabía esperar que la producción anual de petróleo fuese más o menos constante desde 2001 a 2008 y que el precio del petróleo se duplicase en ese mismo periodo; a partir de entonces, la producción descendería a un ritmo anual del 3,25% y habría intensas subidas de precios hasta alcanzar un precio en torno a los 80 dólares por barril en 2030.

¿Qué alternativas hay? Hasta ahora, los países que han diversificado sus fuentes energéticas han recurrido al gas natural y al carbón. Ambos combustibles, en todo caso, tienen el mismo problema que el petróleo: emiten gases de efecto invernadero y las reservas, aunque mayores, también son limitadas. El análisis económico conduce a pensar, sin embargo, que quizás será mejor no llegar a agotar estos combustibles, a menos que dejen de contaminar. Existen programas para desarrollar tecnologías de secuestro de  $\text{CO}_2$ . Se trata de capturar el dióxido de carbono que emiten las centrales por la vía de licuarlo. Esta tecnología permitiría usar carbón, que es el combustible del que quedan más reservas y el que está más diversificado geográficamente, pero el reto es tecnológicamente complejo y plantea, además, el problema de dónde almacenar el  $\text{CO}_2$  secuestrado.

Todo sugiere que no habrá grandes descubrimientos<sup>6</sup> en el futuro que pudiesen relajar estas perspectivas, pero no es ése el aspecto más relevante.. Lo verdaderamente importante es que cada vez el petróleo (conocido o por conocer) será previsiblemente más costoso de obtener. Alguien podría pensar efectivamente que la solución reside en otros combustibles fósiles como el carbón o el gas natural; sin embargo, el descubrimiento, producción y agotamiento de este último ha seguido las mismas pautas que el crudo convencional (con sólo una década de retraso). No es el caso del carbón, relativamente abundante, como se indicaba.

En el *mix* energético, la fuente primaria más importante es el crudo convencional y no convencional (37% y 3%).<sup>7</sup> El siguiente es el carbón (26%), seguido del gas natural (15%) y del gas natural licuado (6%).<sup>8</sup> Las energías nuclear e hidroeléctrica suponen un pequeño porcentaje de esa producción de energía primaria (5%, cada una de ellas). La energía renovable en todas sus formas (solar, eólica, geotérmica, a partir de olas y mareas, de residuos sólidos urbanos o biomasa, incluyendo madera o estiércol), sólo supone un 3%.

El mundo produce en este momento  $23 \cdot 10^9$  barriles de crudo convencional al año. Para comparar directamente y poder mostrar el reemplazo de fuentes decrecientes de petróleo, el resto de los recursos energéticos se expresan en barriles equivalentes de petróleo. Es posible traducir los datos a esta unidad, si bien es necesario tener en cuenta que la cantidad de energía de un barril de petróleo es mayor que el peso equivalente de otras fuentes de energía. De ese modo es necesario corregir también esos datos para ofrecer información de la energía correspondiente a un peso equivalente de cada fuente energética en relación con un barril de crudo convencional. En el caso de la energía nuclear y la hidroeléctrica, donde la conversión directa no es posible, se emplea un factor 1.

A partir de IEA (2004), es posible obtener algunas proyecciones bastante optimistas sobre la producción de energía en 2030. La producción de petróleo convencional disminuirá a  $11 \cdot 10^9$  barriles de petróleo al año. El petróleo no convencional crecerá de  $2 \cdot 10^9$  a  $5 \cdot 10^9$  barriles equivalentes de petróleo. La producción de gas natural, que aumenta a corto plazo, disminuirá hasta  $12 \cdot 10^9$  barriles equivalentes de petróleo, mientras que los gases licuados aumentarán de 4 a  $5 \cdot 10^9$ . La producción de carbón aumentará más de tres veces, lo que supone un incremento del 25% en barriles equivalentes de petróleo. La energía eléctrica a partir de un ciclo nuclear aumentará de manera muy moderada y la producción hidroeléctrica se duplicará. Las renovables, por su parte, aumentarán por un factor de 12,5.

De ese modo, es probable que en 2030 la energía primaria neta haya crecido desde  $62 \cdot 10^9$  barriles de petróleo equivalente a  $73 \cdot 10^9$ . Este aumento es equivalente a aproximadamente la mitad de la energía total que actualmente se obtiene del petróleo convencional. Sin embargo, el crecimiento demográfico y el consumo de energía *per capita* (aproximadamente entre un 1,5 y un 2% al año), doblarán la demanda. La cantidad de energía necesaria para satisfacer esta demanda ( $124 \cdot 10^9$  barriles equivalentes de petróleo) no existe. Si se asume un 8% de ahorro a través de medidas de conservación y eficiencia (es decir, unos  $10 \cdot 10^9$ ), el déficit todavía sería de  $41 \cdot 10^9$

<sup>6</sup> Aproximadamente desde 1960 los descubrimientos de yacimientos han disminuido año a año. De hecho, desde los años noventa, los descubrimientos suponen menos de un 4% del total previo. En paralelo, la producción comenzó a crecer de manera más que significativa a principios del siglo XX y alcanzará su máximo en la presente década (primera del siglo XXI). Si se cumplen estas predicciones, el petróleo se agotaría a finales de este siglo. Es importante señalar que el máximo en el ciclo de descubrimiento ha precedido el máximo en el ciclo de producción en aproximadamente cuatro décadas. Por otro lado, es evidente que la producción total debe igualar el descubrimiento total. De ese modo, la tendencia nítida al descenso en el descubrimiento sólo puede ser seguida de un descenso equivalente en la producción.

<sup>7</sup> El petróleo no convencional es el aceite pesado, el alquitrán y el esquisto bituminoso.

<sup>8</sup> El gas natural licuado es el butano, el propano y similares.

barriles. Este déficit es, de hecho, mayor que toda la producción actual de hidrocarburos (petróleo convencional y no convencional y gas natural). Manteniendo constante la producción de petróleo, enfrentarse a este déficit exigiría un aumento de más de seis veces en la producción de carbón. La generación nuclear debería doblarse y la hidroeléctrica triplicarse. En el caso de las renovables, se necesitaría un factor de 25 veces para absorber ese déficit. Aun así, sería necesario que  $17 \cdot 10^9$  barriles equivalentes de petróleo se obtuviesen a partir de medidas de conservación y eficiencia. Las proyecciones más optimistas no permiten llegar a estas cifras en ningún caso. Incluso si se doblase la estimación de Campbell respecto a nuevos yacimientos (a  $400 \cdot 10^9$  barriles de petróleo), sólo se retrasaría el problema unos 8 años, como máximo.

Cuando se insiste en el potencial de las renovables se ignora a menudo que, por una serie de razones, un *mix* de generación basado única y exclusivamente en fuentes renovables no es posible y, al mismo tiempo, que para producir energía se necesita energía. Para que una fuente energética sea viable, el cociente entre la energía que sale y la que entra debe ser mayor que la unidad (en el caso del petróleo convencional, por ejemplo, es de 5). El problema básico de muchas fuentes renovables es que este cociente es escasamente mayor que la unidad: para algunas, el cociente es incluso menor que 1. El alcohol obtenido a partir de determinados cultivos, por ejemplo, sólo es viable normalmente por los importantes subsidios a su producción, pero en realidad, por ejemplo en la producción de etanol a partir de maíz, puede darse el caso de una pérdida neta de energía. Cuando el alcohol se mezcla con gasolina en un porcentaje del 10%, el kilometraje disminuye en un 17%. Esto supone una pérdida adicional de energía porque es necesaria más gasolina (0,9 litros de gasolina por cada litro de biocombustible), para recorrer la misma distancia.

Las mismas consideraciones son aplicables a la célula de combustible de hidrógeno, en relación con la oferta de energía basada en carbono. El insumo de energía debe venir de alguna parte y, como se ha mostrado, las fuentes del mismo son discutibles. De ese modo, debería favorecerse la producción de energía a partir de fuentes renovables viables y que no sean dependientes del petróleo para la generación. La esperanza en la fusión nuclear es difícil de evaluar todavía. La promesa de energía abundante es clara; ahora bien, ¿llegará a funcionar? Incluso en ese caso, no habrá plantas de fusión diseñadas (y mucho menos construidas), hasta dentro de tres décadas.

¿Y la fisión nuclear? Es indudable que la convicción de que no se puede seguir confiando de manera ilimitada en combustibles fósiles baratos desvía inmediatamente la atención hacia las fuentes renovables pero también, sin duda, a la energía nuclear (fisión nuclear). Estados Unidos (que consume aproximadamente el 25% de toda la energía primaria del planeta, pese a que su población únicamente supone un 5% de la población mundial), ya ha prorrogado hasta los 60 años la vida operativa de 30 reactores (inicialmente prevista entre 30 y 35 años) y se propone aplicar medidas similares a la mayor parte de los 104 reactores activos en este momento. Se cumplen 26 años del accidente de Three Mile Island (1979), (algo menos desde el accidente de Chernobil, en 1986) pero, pese a ello, el Gobierno actual pretende no sólo ampliar la vida operativa de los reactores o terminar la moratoria nuclear sino impulsar de manera decidida este tipo de energía, autorizando la construcción de nuevas plantas, para las que ya se han creado dos consorcios. En la Unión Europea también el debate ha renacido: Finlandia ha autorizado la construcción de una central en Olkiluoto y Francia (donde el 76% de su energía se produce a partir de los 58 reactores nucleares existentes), prevé la construcción de una nueva central en Flamanville. En contraste y pese a las expectativas de hace unos meses, el nuevo Gobierno alemán ha optado por confirmar el cierre progresivo de sus centrales nucleares, tal y como se había acordado en la legislación previa.

En este momento funcionan en el mundo 441 centrales, 1 que proporcionan el 17% de la electricidad, y hay otras 25 en construcción, la mayor parte de las cuales están en los llamados países emergentes. ¿Qué ha ocurrido para que se plantee el abandono de la moratoria? En esencia, la evidencia del cambio climático y el agotamiento del petróleo (barato). En enero de 2006, tanto el crudo Texas como el crudo Brent del Mar del Norte se situaban en torno a 65 dólares el barril.

## E. Síntesis del contexto

La AIE prevé que en las próximas tres décadas la demanda de energía primaria crecerá un 60% y la de electricidad se doblará. La previsión es que el 85% del incremento de la demanda se cubra con combustibles fósiles lo que implica aumentar un 62% los actuales niveles de emisiones de CO<sub>2</sub>. Un país como España consumió en 2005, por primera vez en su historia, tanta electricidad para proteger a sus ciudadanos del calor como del frío. Pero el confort, basado en el uso intensivo de combustibles fósiles, tiene un precio: el calentamiento global. De hecho, éste sería suficiente para cambiar el modelo energético. Sin embargo, da la sensación de que la crisis se precipitará por la misma razón por la que el precio del barril de petróleo no deja de subir: el petróleo, la base del sistema económico, comenzará a agotarse muy pronto, al menos en términos de escasez económica.

La mayor parte del crecimiento de la demanda se producirá en los llamados países emergentes. En China la demanda de energía eléctrica crece a un 8,2% anual, en promedio, según datos de la OCDE. El 76% de la electricidad que consume la obtiene del carbón, de ahí que China sea ya uno de los principales contribuyentes a las emisiones de gases de efecto invernadero. La energía hidráulica aporta el 19% de su generación de electricidad, el petróleo apenas un 3% y el gas natural y la energía nuclear no llegan al 1% cada una. Teniendo en cuenta que el transporte es el principal consumidor de petróleo, cabe imaginar qué ocurrirá a medida que aumente el parque automovilístico. En este momento, en Estados Unidos hay un automóvil por cada 1,8 personas, en la UE uno por cada 2,8, en África uno por cada 110, y en China uno por cada 1.350. Se observan, no obstante, tasas de crecimiento mucho más intensas que en los países desarrollados. La AIE estima que dos tercios del incremento de la demanda energética se destinará al transporte, dada la dificultad para desarrollar fuentes energéticas alternativas para la automoción: no se espera un impacto significativo hasta 2030, en el mejor de los casos, de los vehículos híbridos (batería eléctrica-gasolina) o el motor de hidrógeno. De hecho, en 2030 se prevé que el 54% de la producción de petróleo se destine al transporte, frente al 47% actual.

En el resto del documento se analiza el papel que la estimación económica de externalidades ambientales de la generación eléctrica podría tener en este contexto, enfatizando sobre el contenido técnico de dicho análisis.

### III. Aspectos conceptuales del análisis económico de costos externos ambientales

#### A. El bienestar como anclaje de la reflexión

La economía del bienestar<sup>9</sup> podría concebirse, en términos generales, como un análisis del atractivo relativo, desde la perspectiva de la sociedad en su conjunto, de diferentes asignaciones de recursos (escasos y con usos alternativos) orientadas a la consecución de soluciones eficientes en las que nadie puede mejorar en relación a su situación de partida sin que otro miembro de la sociedad empeore.

Entre las condiciones consideradas como necesarias y suficientes para alcanzar el máximo bienestar social, el requisito más crítico es la competencia perfecta en todos los mercados, de modo que el valor en el margen de cualquier factor de producción es el mismo en cualquiera de sus posibles usos. Esta regla de asignación se descompone en condiciones marginales necesarias para optimizar el bienestar (tanto en el intercambio, como en la sustitución de factores, como en la sustitución de bienes). El cumplimiento de cualquiera de estas condiciones marginales no garantiza que el bienestar de una sociedad alcance un máximo, si bien el incumplimiento de cualquiera de ellas tampoco implica que el bienestar no esté siendo maximizado, puesto que una variación en la situación de partida podría beneficiar al menos a una persona sin dañar la posición de otra.

---

<sup>9</sup> E.J. Mishan (antiguo profesor de la London School of Economics) definía la economía del desarrollo como “una rama de conocimiento que se dedica a formular proposiciones mediante las que se pueden ordenar, en una escala de mejor o peor, situaciones económicas alternativas abiertas para la sociedad” (Mishan, 1960). El concepto de optimalidad de Pareto (Pareto, 1896), inherente a la economía del bienestar, asume que la distribución de la renta está dada, definiendo así un criterio de eficiencia aparentemente exento de aspectos normativos. En sentido estricto, no obstante, asumir que la distribución de la renta está dada implica aceptar el *statu quo*, posición que en sí misma supone un juicio de valor en términos de equidad. En todo caso, la economía del bienestar proporciona un marco de análisis riguroso “para aquello que parecía demasiado vago y esquivo así como una vara de medir para lo que se creía no mensurable” (Arrow y Scitovsky, 1969, pp. 6-7).

La economía del bienestar, por lo tanto, aspira a contrastar la eficiencia<sup>10</sup> con que la sociedad hace uso de los recursos productivos disponibles; alcanzar esa solución óptima (en la asignación de recursos) depende de la equivalencia entre costos marginales y precios, equivalencia ésta de carácter instrumental en la determinación de remuneraciones a los factores de producción. En el contexto de la economía del bienestar se argumenta que la demanda representa la valoración social, en el margen, o el beneficio marginal social que se deriva de una unidad adicional del bien en cuestión. Dado que cualquier unidad adicional estará valorada a su costo marginal, el precio representará el sacrificio en que la sociedad debe incurrir para disfrutar de una unidad adicional. De ese modo, la maximización del bienestar social ocurre cuando los costos marginales sociales igualan a los beneficios marginales sociales.

Esta serie de condiciones en términos marginales<sup>11</sup> no sólo es estrictamente teórica sino que, en gran medida, suponen un desiderátum. En la práctica no es fácil que se cumplan. Como resultado de ello, surgen divergencias en la equivalencia idealizada entre los costos sociales (que incluyen la valoración de los costos externos sumados a los costos privados), y los costos privados (que, básicamente, incluyen el costo de oportunidad de desarrollar una actividad económica concreta); esta asimetría añade sombras al proceso de maximización del bienestar social, que se hace más difuso cuando no enteramente opaco. La razón básica de esta divergencia es la interdependencia de las funciones de producción y utilidad, de modo que las actividades en un ámbito de la economía tienen un impacto perjudicial sobre el proceso de optimización del bienestar de otro grupo.

En realidad, las deseconomías externas (o externalidades negativas)<sup>12</sup> se producen si la expansión de la producción de una industria desplaza la curva de costo total de cada empresa. Como en el caso de economías externas (externalidades positivas), su aparición es el resultado de fallas de mercado, tales como la divergencia previamente señalada entre costos sociales y privados, lo que conduce a ineficiencia económica: a una inadecuada asignación de recursos en la producción. Una externalidad negativa, así, ocurre cuando la acción de un agente económico resulta en pérdidas de bienestar no compensadas para otro.

Cuando los bienes que están en juego presentan características de bien público o son recursos de propiedad común (especialmente en situación de libre acceso), los costos externos ambientales tienen que ver esencialmente con la definición de derechos de propiedad (es decir,

---

<sup>10</sup> El desarrollo de la teoría del bienestar (y su sofisticación posterior) representa un alejamiento de la noción originaria del bienestar social como la suma aritmética del bienestar individual que descansaba en la idea de utilidad cardinal (es decir, asumir que el individuo es capaz de atribuir un número real a cada nivel de bienestar). Precisamente, si por algo debe valorarse el aporte de Pareto es porque añade grados de libertad, permitiendo escapar del concepto de utilidad cardinal, sustituyéndolo por el de utilidad ordinal (el individuo sólo ha de ser capaz de ordenar sus preferencias).

<sup>11</sup> De hecho, si se asume la distribución de la renta como dada, como se señalaba con anterioridad, las condiciones necesarias y suficientes para garantizar una asignación óptima de recursos pueden expresarse como sigue: en primer lugar, el cociente de las utilidades marginales asociadas a dos bienes debe ser la misma para cualquier individuo que consuma el mismo bien; en segundo lugar, el cociente marginal de las productividades marginales asociadas a dos factores de producción debe ser el mismo para cualquier par de productores que los empleen. Finalmente, el beneficio marginal social de una unidad adicional de cualquier bien debería ser igual a su costo marginal social.

<sup>12</sup> Alfred Marshall (1890) fue el primer economista que introdujo la cuestión de las economías y deseconomías externas. Pigou (1920), estudiante del propio Marshall en su cátedra de Cambridge realizó una contribución adicional de cierto interés: defendió la necesidad de introducir un impuesto (o un subsidio, en caso contrario), allí donde una deseconomía externa generase una divergencia entre los costos marginales sociales y privados. Pese a las críticas a la idea de impuesto Pigouviano, este instrumento permanece casi inalterable en el centro de muchas discusiones sobre política ambiental.

derecho al uso y aprovechamiento de un recurso) o, para ser más precisos, con la definición incorrecta de dicho sistema de derechos (Baumol y Oates, 1993). Más allá de la ineficiencia en la asignación de recursos, se puede precisar aun más las consecuencias de la aparición de externalidades: las fuerzas del mercado tienden a generar demasiada actividad en sectores económicos donde las mismas existen. Para contrarrestar esta tendencia (que no se refleja en los precios de mercado o en la valoración de bienes relativos), o mitigar sus impactos, es precisa la intervención del sector público.

Satisfacer una necesidad cualquiera le proporciona a la persona un determinado nivel de bienestar. Cuando dicha necesidad se satisface mediante el acceso a los servicios de un determinado bien o servicio que tiene el carácter de mercancía, la disposición a pagar de la persona por hacerse con los servicios de dicho bien o servicio puede ser un exponente adecuado del incremento de bienestar que experimenta por dicho consumo. En ese caso, los precios de mercado de estos bienes y servicios que tienen un valor de uso instrumental para sus poseedores, debidamente depurados para tener en cuenta las desviaciones introducidas por la intervención pública y las imperfecciones del mercado, son una buena base de partida para valorar los cambios en el bienestar que el acceso a los mismos comporta. No es el caso de la generación de energía eléctrica.<sup>13</sup>

Dado que, en primer lugar, las externalidades causan distorsiones en el uso de los recursos porque la sociedad no paga el precio (positivo o no) del bien (o mal, en su caso), el problema reside en estimar el precio que debería prevalecer ante el mal funcionamiento del mecanismo de precios del mercado. En la mayor parte de las transacciones, los precios son simétricos en su naturaleza para quien provee un bien y quien lo consume, pero esta simetría no puede mantenerse si aparecen externalidades. El concepto de simetría efectivamente implica que el productor recibe el mismo valor monetario (es decir, expresado en precios de mercado), que el consumidor entrega. En presencia de externalidades, no obstante, una planta de generación de energía eléctrica, por ejemplo, que contamina como resultado de su actividad principal, podría estar sujeta a un impuesto (al modo de Pigou) o incluso un subsidio (implícito, por ejemplo, en la combustión de carbón, cuya extracción muchas veces está subvencionada).<sup>14</sup> Dicho impuesto podría proporcionar el (des)incentivo necesario para el productor de un kWh «menos limpio» (se verá en este trabajo que ninguno, en sentido estricto, está libre de costos externos), suponiendo teóricamente para los residentes cercanos a la planta un costo nulo. De ese modo, el costo del tratamiento (necesario para recuperar la eficiencia) pierde su naturaleza simétrica intrínseca. Dicho de otra manera, la simetría es una condición para la eficiencia.

En la generación de energía eléctrica converge la producción de un bien (el kWh) y la generación de efectos externos de diferente índole (positivos y negativos; ambientales, económicos y sociales). Las actividades del productor de energía eléctrica no están reflejadas de manera adecuada en los precios de mercado (que paga el consumidor) de dicho kWh. Los costos reales de la obtención de recursos energéticos primarios y otros insumos productivos deberían

---

<sup>13</sup> Los costos de producción de la energía eléctrica pueden encuadrarse fácilmente en el contexto anterior: los factores de producción empleados en el proceso productivo, a lo largo de todo el ciclo de vida, tienen un costo de oportunidad que, idealmente, refleja lo que la sociedad hubiera estado dispuesta a pagar por los bienes y servicios que se hubieran podido obtener, en su caso, de no haberse utilizado así. Son, pues, un reflejo del valor de las necesidades humanas sacrificadas por ello. Si los mercados de los factores de producción fueran perfectos, competitivos y transparentes, el coste financiero en que incurren las empresas productoras y distribuidoras de energía eléctrica reflejaría, parcialmente, el valor de estas necesidades humanas insatisfechas.

<sup>14</sup> Es importante insistir sobre el hecho de que ni los impuestos ni los subsidios deben contemplarse como costes o beneficios económicos sino más bien como una transferencia de recursos de un agente económico a otro, es decir, como partidas redistributivas de la renta.

incluir tanto los costos privados en los que se incurre para generar y distribuir el kWh como los costos externos asociados a los impactos ambientales (deterioro en el vector de calidad ambiental), de dichas actividades.<sup>15</sup> Como consecuencia de esta falla de mercado, el precio que se cobra por la energía eléctrica es más bajo de lo que sería si el valor de dichas externalidades fuese internalizado (es decir, reflejado en el precio al consumo). De ese modo, se incentiva por omisión el consumo de energía eléctrica y, asociado al mismo, el consumo de energía primaria. La consecuencia final es una asignación subóptima de recursos (que no se dedican a su mejor uso posible), así como el impacto asociado en el bienestar de la sociedad.<sup>16</sup>

Desde una concepción Pigouviana podría pensarse en gravar a los productores de energía eléctrica por un importe igual a la magnitud del daño causado (es decir, el impuesto debería suponer un gravamen igual al valor de la externalidad en el nivel socialmente óptimo de daño). Esta prescripción, de hecho, está implícita en la idea de que la eficiencia económica crecería como resultado de la intervención pública. Las dificultades operativas, sin embargo, obligan a reconocer algunos límites en esta aproximación. No sólo aquellos que señaló en su momento Coase (1960), enfatizando sobre la conveniencia de redefinir la estructura de derechos de propiedad en lugar de introducir tributos, como alternativa menos costosa. También los que se refieren a la dificultad para conocer con precisión la función de beneficio marginal privado de los productores o la función de costo marginal social (que incluye los costos privados de la generación, de carácter eminentemente financiero, y los costos externos, no siempre fáciles de estimar).

Dado que no todos los costos en los que incurre la sociedad para poder disfrutar de la energía están recogidos en su correspondiente precio, la contabilidad de los costos empresariales (financieros) es incompleta. En efecto, la producción y distribución de energía eléctrica genera, como ya se ha señalado, una serie de externalidades positivas y negativas (beneficios y costos) que, por no tener un precio, están ausentes de la contabilidad privada. Entre ellas destacan, singularmente, las derivadas de los impactos ambientales de la producción y distribución de energía, que son las relevantes en este documento (otras externalidades serán ampliadas en Azqueta y Delacámara, 2007). Estos impactos ambientales recaen sobre un activo natural, la biosfera en su conjunto, que, por su capacidad para proporcionar una serie de bienes y servicios ambientales, también contribuye a satisfacer necesidades humanas: el acceso a los servicios de los activos naturales, con una determinada calidad, permite a las personas o grupos sociales que tienen acceso a los mismos, resolver toda una serie de problemas; desde los más básicos (alimentarse), a los que podrían considerarse más superfluos (actividades recreativas en contacto con la naturaleza). Siguiendo con el numerario previamente definido, el costo ambiental de la

---

<sup>15</sup> En el caso de la generación de energía eléctrica, la *National Association of Regulatory Utility Commissioners* de Estados Unidos (NARUC, 1993), sugería las siguientes categorías de impacto: pérdida de cultivos, madera o ganado; accidentes catastróficos; impactos sobre ecosistemas y su diversidad biológica; pérdida o deterioro de activos únicos (ambientales o culturales); calentamiento global; aumento de las tasas de mortalidad y morbilidad humanas; ocupación del suelo; deterioro de materiales; pérdida de servicios recreativos; modificación de la estructura económica regional; pérdida de visibilidad; y pérdida de estética visual o aumento de contaminación acústica.

<sup>16</sup> Internalizar un costo externo implica la creación de las condiciones sociales en las que los daños (o, en su caso, beneficios) de la producción y el consumo se toman en consideración por aquellos que generan la externalidad. Esta situación puede generarse mediante instrumentos normativos, un sistema de agravios, la negociación entre partes privadas u otra serie de instrumentos políticos e institucionales. Parece innecesario señalarlo pero es obligado recordar que la internalización no significa necesariamente la desaparición del daño: es preciso distinguir entre la externalidad en términos físicos y la externalidad económica (variaciones de bienestar expresadas, por conveniencia y convención, en términos monetarios).

generación y distribución de la energía eléctrica, a lo largo de todo el ciclo de vida, vendría dado por el valor de estas necesidades humanas sacrificadas (total o parcialmente) debido al impacto negativo de las operaciones analizadas sobre la base natural de la sociedad.

¿Cuál es la contribución del análisis económico en este contexto? El interés reside en la creación de un consenso social que, en presencia de externalidades, permita alcanzar de manera cierta un asignación óptima de recursos y, consecuentemente, la maximización del bienestar social. La confluencia de externalidades y bienes públicos (o recursos de propiedad común, en su caso), no ayuda a encontrar soluciones. En ese sentido, la proposición normativa que sugiere la introducción de una serie de impuestos (Pigouvianos) o un sistema de subsidios en las diferentes tecnologías de generación de energía eléctrica, para inducir a los agentes del mercado a tomar en cuenta la gama completa de costos (o beneficios) sociales, podría no ser una solución ideal que pueda ser universalmente aplicada con éxito. En realidad, el analista debe pensar que quizás lo mejor sea la combinación de diferentes instrumentos (fijación de estándares para limitar la concentración de determinados contaminantes, la introducción de impuestos para gravar actividades contaminantes, la definición de un sistema de primas para favorecer la generación de electricidad con tecnologías más limpias, etc.). Como es lógico, no basta con disponer de buenos conceptos económicos (aunque ello ya parezca un logro): en la esfera política se deben resolver los problemas operativos que se plantean en la práctica.

## B. El marco de análisis

El marco de análisis que se desarrolla en este trabajo se construye inicialmente sobre dos pilares asimétricos: el enfoque de la ruta de impacto (propio de la metodología del proyecto ExternE (EC, 1995a-e; 1998a-b), e implícito en la metodología de los modelos del mundo uniforme; Spadaro y Rabl, 1999a) y el análisis del ciclo de vida. Ambos serán analizados en este epígrafe.

Si bien la valoración de costos externos se ha desarrollado intensamente en las últimas décadas, hay que esperar a la década de 1990 para encontrar antecedentes directos de estudios de análisis económico de los costos externos de la generación eléctrica. Entre ellos, cabe destacar los desarrollados por el *Lawrence Berkeley Laboratory* (LBL) (1990) y el *Electric Power Research Institute* (EPRI) (1991), en los que se aplicaron diferentes métodos, como la estimación directa del daño y el costo de control, además de la valoración contingente y aproximaciones al costo de reducción de la contaminación. La Unión Europea, como se señaló anteriormente, comenzó esta línea de investigación hace aproximadamente 15 años. Fruto de su interés por estos temas surgió el Proyecto ExternE, que promueve un enfoque compatible con el análisis del ciclo de vida, y la valoración de los impactos a través de funciones exposición-respuesta, a lo largo de lo que se conoce como la ruta de impacto (secuencia que vincula emisiones de contaminantes, consumo de recursos y otro tipo de impactos, con los daños asociados a los cambios en el vector de calidad ambiental *sensu lato*). Inicialmente, en 1991, el proyecto contaba con la participación de cinco equipos europeos. Posteriormente, la participación se incrementó hasta contar con el apoyo de cincuenta equipos de 15 países (EC, 1995a). Dichos resultados convergen con estudios previos llevados a cabo por la Universidad PACE de Nueva York (1990).

### B.1 Detalles sobre el enfoque metodológico seleccionado

La metodología empleada tradicionalmente para el cálculo de costos externos se construye, como se indicaba anteriormente, sobre la base de funciones de daño o rutas de impacto. La valoración, en ese contexto, parte del cálculo de emisiones (mediante la aplicación de métodos homogéneos que permitan comparaciones ulteriores), para avanzar, posteriormente, en la estimación del incremento en la concentración de los contaminantes en el medio. Finalmente, se integran en el marco del análisis económico los resultados obtenidos en términos físicos, producidos a partir de

la explotación de los datos de referencia en el modelo Sima Pro<sup>®</sup>, con el área de impacto (a partir de datos sobre la densidad y las características básicas de los diferentes medios receptores) para identificar exactamente aquellas categorías de impacto sobre las que habrán de centrarse los esfuerzos de valoración. En definitiva, este método (y sus variaciones) identifica todos los impactos producidos y los cuantifica en términos físicos, para asignar posteriormente valores en unidades monetarias y calcular el daño real (que, en términos económicos, será siempre el valor monetario de variaciones positivas o negativas de bienestar ante modificaciones de la calidad ambiental).

Una consideración crítica tiene que ver con el hecho de que la elección del enfoque metodológico determina, en gran medida, el canal para transferir los resultados de la valoración a decisiones políticas concretas. Dicho de otra manera, esta elección no es trivial. Como puede suponerse, este tipo de decisiones está íntimamente relacionado con la elección de los métodos, como también lo estaría la decisión en torno al volumen total de energía a producir en un país. De hecho, no puede obviarse que la elección del análisis del ciclo de vida como base para el desarrollo de un ejercicio de valoración incorpora una serie de sesgos que, si bien no suponen un obstáculo insalvable en ningún caso, han sido abordados en el proceso de elaboración de este trabajo de manera explícita desde un primer momento (en la línea de lo sugerido en CIEMAT, 1997, p. 21).

El análisis económico, como se señalaba en el epígrafe A de este capítulo, justifica la necesidad de emplear como anclaje las consideraciones en torno al bienestar, de manera que el criterio para enfatizar sobre una u otra categoría de impacto se simplifica (en términos teóricos) aunque, al mismo tiempo, se haga más complejo (en términos operativos). De esta manera, son susceptibles de análisis todos los impactos ambientales asociados a la generación de energía eléctrica que repercutan de manera negativa sobre el bienestar social. De otro modo (es decir, con exclusiones justificadas sobre la base de otro tipo de argumentos), los sesgos incorporados en los resultados de la valoración serían imposibles de controlar.

En este sentido, en función de la información disponible, el análisis incorpora consideraciones, siquiera en términos cualitativos, respecto a la valoración monetaria del riesgo de mortalidad, la evaluación de la acidificación y la eutrofización sobre los ecosistemas y la diversidad biológica, o el tratamiento de la incertidumbre y el riesgo de accidente (especialmente relevantes para la valoración monetaria del impacto de determinadas tecnologías). Buena parte de estos impactos es sistemáticamente ignorada en los ejercicios aplicados de valoración.

## **B.2 Requisitos básicos de información**

Es preciso insistir sobre la consideración de las categorías de impacto. Como se señaló anteriormente, la información de base debe estar constituida por datos de emisiones y consumo de recursos expresados en unidades físicas. Dicho de otra manera, se trata de información relevante para la primera de las etapas de la metodología de la ruta de impacto: el paso de emisiones a niveles de inmisión. Como se pondrá de manifiesto en su momento, sin embargo, el reto fundamental de un análisis de estas características se plantea en la necesidad de trascender esta etapa para obtener datos en términos de impacto (a través de funciones exposición-respuesta). Sólo la información sobre impactos en unidades físicas es susceptible de ser incorporada a un ejercicio de análisis económico cuyo objetivo no es calcular la magnitud total de los costos externos de la generación de energía eléctrica sino los costos marginales externos.

Existen tres consideraciones metodológicas clave relacionadas con la decisión previa en torno al enfoque metodológico a emplear. La primera se deriva de la disponibilidad de datos y la integración de la valoración monetaria con la metodología propia del análisis del ciclo de vida. En relación con la primera, puede considerarse que la información en términos físicos (en el caso que

se desarrolla en este trabajo, a partir de las salidas de Sima Pro<sup>®</sup>) permite disponer de una serie de datos necesarios, aunque no suficientes, en términos de emisiones y consumo de recursos. Ahora bien, esta información no ha sido generada a partir del análisis específico de centrales de generación en América Latina y el Caribe sino, fundamentalmente, de instalaciones europeas.<sup>17</sup> Como se señalará en el capítulo IV, este estudio se enfrenta al reto de integrar dicha información en unidades físicas en un ejercicio de análisis económico que no se nutre (o al menos no sólo) de datos sobre emisiones y consumo de recursos sino de información en torno al incremento en la concentración de dichos contaminantes en la atmósfera y la percepción del daño, así como de los niveles de densidad de los medios receptores de dichos impactos y las diferentes funciones exposición-respuesta.

En segundo lugar, y aunque este problema puede tratarse satisfactoriamente a través del preceptivo análisis de sensibilidad, existen numerosos retos asociados a la transferencia de resultados y funciones. Estas dificultades de transferencia no se producen únicamente a nivel de localización sino en términos temporales. Sin embargo, es preciso señalar que esta dificultad ni es insalvable (como se pondrá de manifiesto a continuación), ni puede tratarse de manera independiente respecto a la tercera: el problema de la agregación.

El enfoque de este estudio, basado en la importación de datos de un inventario y en el análisis de una serie de casos específicos (plantas de biomasa, centrales de ciclo combinado, etcétera) causa algunos problemas para la agregación de costos externos en el conjunto del sector eléctrico. En primer lugar, por el débil desarrollo de los estudios sobre los ciclos de combustible de las hidroeléctricas y las nucleares que hacen de esa información no siempre fiable (aunque abundante) y difícilmente transferible a la situación de América Latina y el Caribe.<sup>18</sup> En segundo lugar, porque aunque la estimación de daños de una planta concreta de generación de energía eléctrica a partir de combustibles fósiles no es tan compleja, la suma de los daños causados por diferentes plantas sí lo sería (debido a las interrelaciones).

<sup>17</sup> Los datos del inventario del ETH (Eidgenössische Technische Hochschule) de Zurich (Suiza) está incluido en el *software* SimaPro<sup>®</sup> para el desarrollo del ACV. Está considerado quizás como el inventario de emisiones y cargas ambientales más completo en relación con procesos energéticos, y se nutre especialmente de instalaciones de generación de energía eléctrica centroeuropeas. Buena parte de la información descriptiva respecto al inventario del ETH se incluye en el informe «*Ökoinventare von Energiesystemen*» con una descripción precisa de los diferentes sistemas energéticos. Ese informe (Frischknecht *et al.*, 1996) corresponde a su tercera edición y sólo está disponible en alemán.

<sup>18</sup> La especificación estadística de la función de transferencia de valores suele adoptar la forma general que se expone a continuación. Asumamos que DAP es la disposición a pagar por un cambio concreto (como aproximación al valor):

$$DAP_i = \alpha + \beta X_i + \gamma Y_i + \delta Z_i + \varepsilon_i,$$

donde  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ,  $\delta$  son parámetros, X un vector de las características de la zona de valoración, Y un vector de características socioeconómicas (a menudo, la media muestral), Z un vector de las características del estudio (entre otras, las técnicas de valoración empleadas; o la fecha de valoración), e  $\varepsilon_i$  los diferentes estudios, representando  $\varepsilon$  el término de error estadístico convencional.

La fórmula se expresa como una combinación lineal y, por lo tanto, puede ser estimada incluso por mínimos cuadrados ordinarios. Sin embargo, no suele ser el caso. Si, por ejemplo, se desea considerar que la DAP es por definición, como mínimo, cero, podría ser necesario recurrir a técnicas de regresión de variables truncadas. Asimismo, podría ser deseable que el coeficiente  $\delta$  asociado al método de valoración, no fuese significativo, para ganar en confianza de los resultados. Por otro lado, la especificación lineal en los parámetros podría no ser una restricción aceptable (Feather y Hellerstein, 1997); en ese caso, el valor esperado de la DAP no sería el valor esperado de aquellas variables y parámetros que lo determinan y aparecería un sesgo. En todo caso, el resultado esencial de la transferencia de valores se obtiene del hecho de que dados los valores de X, Y, y Z para el ámbito de referencia del estudio y los parámetros estimados, la fórmula previa produce una DAP estimada.

Es evidente, por lo tanto, que transferir resultados de una planta a todo el sector eléctrico parece desaconsejable. Se impondría, entonces, la necesidad de transferir resultados específicos sólo a las plantas más cercanas (controlando así los supuestos en torno a la exposición al impacto), para obtener resultados expresados en unidades monetarias por tonelada (US\$/t) de contaminante emitido, garantizando así la independencia del tipo de combustible y la tecnología. De esta manera, se podría aspirar a obtener los datos por kWh para todas las tecnologías de generación contempladas.

El análisis de ciclo de vida (ACV) identifica tanto las etapas por las que atraviesa un producto concreto (en este caso, el kWh de energía eléctrica) para llegar a satisfacer una determinada necesidad, como los impactos ambientales más relevantes que se producen en cada una de ellas: pre-producción, producción, transporte, utilización y disposición final. Cruzando ambas informaciones se establece una matriz de impactos que, una vez normalizados, proporcionan al analista una primera visión de conjunto de las consecuencias ambientales asociadas a cada bien o servicio. Para ello han de resolverse, no obstante, dos problemas no triviales. En primer lugar, y una vez identificadas las categorías de impacto (en función, básicamente, de los medios receptores), se hace necesario reducir la carga ambiental producida por las distintas sustancias de referencia a los factores de caracterización (o equivalencia) correspondientes.<sup>19</sup> En segundo lugar, y a efectos de comparación, el analista tendrá que ponderar los impactos sobre las categorías previamente identificadas (evaluación).

Cuando se trata de comparar distintos productos (bienes o servicios) entre sí para ordenarlos en función de su impacto ambiental (por ejemplo, para la concesión de una ecoetiqueta) este procedimiento, aun con un marcado carácter subjetivo (el que introducen los factores de evaluación), es asumible: las técnicas de decisión multicriterio proporcionan un marco de análisis adecuado en el que discutir los mecanismos de formación de preferencias por parte del responsable de la toma de decisiones (resultantes en una determinada familia de factores de evaluación) y los valores críticos de estos últimos. Al fin y al cabo se trata de un problema de ordenación (a partir de la idea de «utilidad ordinal») y, a veces, en función de las eventuales restricciones impuestas por algún criterio, incluso lexicográfica (Spash y Hanley, 1995). Sin embargo, cuando el analista se enfrenta a la necesidad de cuantificar el impacto de estas cargas contaminantes relativas sobre el bienestar social, no tiene más remedio que proceder a la valoración económica de cada uno de los impactos sobre los agentes receptores.

El ACV es ya una herramienta de gestión ambiental consolidada, en uso desde los años setenta, para identificar, clasificar y aproximarse a la cuantificación de los diferentes impactos ambientales que se generan durante todo el ciclo de vida de un determinado producto o servicio, es decir, desde la extracción de todos los materiales necesarios para su fabricación, transformación, uso y posterior tratamiento final del producto, ya como residuo, así como la contabilidad de los flujos de energía y materia utilizados. En el contexto de la generación de energía eléctrica, el análisis suele ser útil para poder comparar las diferentes tecnologías o ciclos de generación disponibles, y poder optar por el más «limpio» o por la combinación óptima. Para ello se tienen en cuenta las diferentes etapas del ciclo de vida de las diferentes tecnologías.

Es posible que una determinada tecnología tenga un gran impacto durante la fase de extracción de materiales y ningún impacto durante el proceso de explotación de la planta y otra tecnología diferente, destinada a producir el mismo producto (kWh), puede arrojar un resultado que nos indique que es menos «dañina» en cuanto a la cantidad de materia y energía que necesita para iniciar el proceso de producción mientras que emite una gran cantidad de residuos en el

---

<sup>19</sup> La caracterización constituye una de las etapas que consiste en la clasificación de las cargas ambientales inventariadas según el impacto que generan. Dicha contribución al impacto se expresa a través de un factor de caracterización.

proceso de generación. Lo que se pretende acentuar con esta observación elemental es el hecho de que el ACV permite conocer cuáles son los «picos» de impactos más relevantes en cada momento del ciclo de vida del producto para las diferentes tecnologías de producción eléctrica.

Sin embargo, el ACV presenta una serie de limitaciones que puede organizarse en torno a la fase de inventario, y a una segunda etapa, irrelevante para los objetivos de este estudio, de evaluación de los datos (Ayres, 1994).

En la primera fase de la metodología de ACV (esencial en lo que se refiere a buena parte de los insumos básicos de información del modelo de análisis propuesto), la elaboración del inventario, se realiza la cuantificación de las entradas y salidas del sistema a analizar, en la que se incluye el uso de recursos (materias primas y energía), las emisiones a la atmósfera, suelo y agua y la generación de residuos. Los datos obtenidos en esta fase son el punto de partida para la evaluación de impacto propia del ACV. Es ya en esta primera fase donde se ponen de manifiesto los primeros límites. El primero de ellos es el que tiene que ver con la obtención de datos. Aunque no es, propiamente, un límite del proceso del ACV, no cabe duda de que lo condiciona de manera decisiva. Muchos estudios de ACV pueden llegar a presentar alguna debilidad interna, omitiendo en algunos casos datos fundamentales que afectan al resultado final del análisis.

En lo que se refiere a este documento, la unidad funcional empleada para la elaboración de la matriz/inventario es el Terajulio<sup>20</sup> para evitar el empleo de exponentes negativos excesivos. Esta matriz utiliza, al menos de manera implícita, datos que van desde las actividades de minería y preparación de los recursos energéticos al suministro de energía eléctrica, en barras de central, pasando por la construcción de la misma (entre otras fases). Desde el punto de vista del análisis económico, en todo caso, no es tan relevante la calidad de los datos (puesto que este estudio proporciona un marco de análisis que bien podría nutrirse con datos alternativos sobre emisiones específicas, estrictamente asociados a plantas de generación de la región), como que los mismos incluyan toda la información necesaria sobre las posibles modificaciones en la función de bienestar social, ya sea de manera positiva o negativa, indirecta o directa.

Ahora bien, incluso trabajando con el supuesto de que el inventario es exhaustivo (en lo que se refiere al ciclo de vida de las ocho tecnologías contempladas) y de que dichos datos cumplen el principio de balance de materia, algunos impactos estarían siendo ignorados. Sobre este tema se volverá más adelante especialmente por la relevancia que el mismo tiene para algunas tecnologías como la eólica o la hidroeléctrica. Es fácil pensar que la sociedad genera un determinado valor por el disfrute de un paisaje concreto que va a cambiar en el momento en el que se instale un parque eólico o se construya una central hidroeléctrica. Por tanto, el paisaje que antes generaba una determinada utilidad a un conjunto de individuos, ahora ha cambiado y este impacto no es tenido en cuenta desde el punto de vista del análisis del ciclo de vida (puesto que no existe información de referencia en el inventario de cargas), mientras que el análisis económico podría llegar eventualmente a detectar el cambio sufrido en el bienestar por la instalación de las palas eólicas en un determinado lugar para la generación de energía eléctrica, mediante métodos de revelación o declaración de preferencias.

Otro límite que debe destacarse, asociado a esta primera fase, es el que tiene que ver con el periodo de tiempo que es «adecuado» considerar para llevar a cabo el inventario (véase punto C.2). En función de la información disponible, la recogida de datos de todos los impactos debe hacerse durante todo el ciclo de vida del kWh, estimándose las emisiones durante el proceso de fabricación de combustibles, la construcción de la central, los impactos relacionados con el desmantelamiento de las instalaciones una vez agotada su vida útil, etcétera. Si se tiene en cuenta una estimación temporal lo suficientemente amplia como para que incluya aquellos impactos que

---

<sup>20</sup> Un Terajulio (TJ) equivale a 278 MWh.

se generan durante el ciclo de vida completo (como pueden ser el tratamiento de los residuos radiactivos de baja, media y, especialmente, los de alta actividad, la contaminación radiactiva del suelo, o los impactos debidos al efecto invernadero), algunas tecnologías como la nuclear o las térmicas serán especialmente penalizadas. El análisis económico puede tener en cuenta el tiempo como un factor a considerar mediante la incorporación de una tasa de descuento adecuada. Estos costos externos aumentan de manera crítica con tasas de descuento bajas, ya que se considera que se incrementan los daños o impactos futuros asociados a, por ejemplo, el calentamiento global o la acidificación. Por tanto, la elección de la tasa de descuento así como el periodo de tiempo que debe considerarse es fundamental para incorporar una serie de daños y su valoración, aumentando así las diferencias entre las diversas tecnologías de producción.

El análisis presentado en este informe no parte de cero sino que se apoya en la matriz o inventario de impactos ambientales que para cada ciclo de producción de energía eléctrica proporciona un estudio previo realizado al efecto (el inventario del ETH - Laboratorium Für Energiesysteme). La primera cautela es, por tanto, evidente y no necesita ser reiterada en exceso: el análisis económico está esencialmente determinado por la validez de la información de partida (observación, en todo caso, especialmente relevante para la realidad de América Latina y el Caribe). En ese sentido, es imprescindible señalar que el inventario de impactos proporcionado como materia prima para el presente estudio, está referido a plantas de generación no necesariamente equivalentes a las que uno podría encontrar en América Latina y el Caribe (aunque este aspecto debería ser analizado con carácter *ad hoc* para el desarrollo de ejercicios aplicados en la región). En segundo lugar, este inventario se encuentra sesgado hacia la emisión de contaminantes a la atmósfera y, en menor medida, al medio hídrico, no contemplando otros impactos que pueden llegar a ser muy relevantes para determinado tipo de energía (por ejemplo, los impactos sobre el paisaje, como se señalaba anteriormente) y sobre los que, como resulta evidente, no siempre es sencillo obtener resultados precisos. Parece evidente, no obstante, que las omisiones (salvo con excepciones que se indicarán a lo largo del trabajo) no son excesivamente graves.

Conviene enfatizar, en todo caso, sobre un aspecto esencial: no sólo es preciso acentuar la relevancia de disponer de una buena base de información (fundamental, aunque no únicamente referida al inventario de cargas ambientales); de igual modo, este trabajo pretende señalar las ventajas de emplear datos referidos a todo el ciclo de vida del kWh generado en lugar de datos correspondientes a la fase de generación de dicha unidad energética (o los errores que se derivan de no hacerlo).

### **C. La dimensión espacio-temporal de los impactos**

La elaboración de un estudio sobre el análisis económico de los impactos ambientales de la generación de energía eléctrica, construido sobre los datos de inventario de un análisis del ciclo de vida del kWh presenta, por lo tanto, una serie de retos para el analista que pueden agruparse en torno a un eje fundamental: la necesidad de delimitar los impactos en términos espacio-temporales.

En efecto, los impactos susceptibles de modificar potencialmente la calidad del medio ambiente, asociados a las distintas etapas contempladas en el ACV, son muy numerosos y abordar el tratamiento de todos ellos podría hacer el ejercicio no sólo inasumible sino ineficiente: algunos de ellos no justificarían, por su escasa importancia, el gasto de recursos humanos y financieros que supondría su estudio pormenorizado, especialmente en presencia de recursos muy escasos. Por ello, a partir del inventario total de emisiones, se lleva a cabo una selección que aísla los más importantes en términos de su impacto final sobre el bienestar.

## C.1 Cobertura espacial de los impactos

A lo largo del estudio se catalogan (de manera implícita) los impactos en cuatro grandes grupos, atendiendo a su diferente nivel de cobertura en el espacio:

- Impactos globales: aquellos impactos que, de acuerdo con las características del problema que generan, hacen sentir su efecto sobre el planeta como un todo, aunque con diferente intensidad. Serían, por ejemplo, aquellos relacionados con el calentamiento global, el adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico (que en el presente análisis no se considera como impacto ambiental, a partir de una serie de consideraciones que se incorporan a posteriori), el consumo de recursos energéticos y la pérdida de diversidad biológica.
- Impactos regionales: aquellos impactos que, sin tener un carácter global, trascienden las fronteras del país en el que se generan. Son, por ejemplo, los relacionados con la degradación de las aguas (marinas) o la acidificación de cultivos.
- Impactos nacionales: se consideran incluidos en este grupo aquellos impactos que, teniendo un ámbito de afección que supera el del entorno en que se producen, no trascienden las fronteras del país: por ejemplo, la eutrofización en ecosistemas hídricos.
- Impactos locales: en este último caso, los impactos incluidos en este grupo (como el ruido, las emisiones de partículas, las afecciones al paisaje, las emisiones de dioxinas o algunos impactos específicos de actividades extractivas) se circunscriben a un entorno muy próximo al punto en el que se generan. Como es obvio, este último grupo de impactos presenta una serie de problemas muy específicos ya que, al tener este carácter local, la importancia del daño que generan sobre el bienestar depende, básicamente, de las características del grupo afectado y, por tanto, del emplazamiento de las operaciones analizadas. Son impactos, en este sentido, difícilmente generalizables.

Es importante señalar que la metodología propia del análisis del ciclo de vida obliga a determinar un límite geográfico en el que computar los impactos producidos obviando, sin embargo, que dicha escala espacial está implícita en el concepto mismo de ciclo de vida. A pesar de que suscita las comprensibles reservas, la práctica convencional al respecto (justificada sin duda por la dificultad de obtener la información relevante para proceder de otra forma), contempla esencialmente aquellos impactos producidos dentro de las fronteras del país en el que se produce la energía. Se verá, a lo largo de esta línea de investigación sobre el análisis económico de externalidades, que estas consideraciones son extremadamente relevantes no ya para informar procesos de planificación energética sino también para analizar estas externalidades en un contexto más amplio: el que definen los esfuerzos actuales de integración de mercados energéticos en algunas áreas de la región.

La diferencia fundamental entre todos los impactos analizados, desde esta perspectiva espacial, es que precisamente por la distinta cobertura espacial del impacto, el grupo social de referencia, cuyo cambio en el bienestar proporciona un insumo para la valoración económica del impacto, cambia. Es importante señalar, en cualquier caso, que la introducción de impactos globales, que vendrán valorados por su incidencia (potencial) sobre el bienestar de todos los habitantes afectados del planeta, exige un requisito de consistencia interna que puede afectar al tratamiento de otros impactos, de ahí que se hayan mantenido supuestos conservadores respecto a los mismos.

Por otro lado, las características mismas del análisis de ciclo de vida llevan a que, en una economía crecientemente globalizada, en multitud de ocasiones, los impactos considerados (locales, nacionales, regionales y globales) aparezcan en fases del ciclo localizadas en distintos contextos geográficos. Por ejemplo, las actividades de minería del carbón quemado en una central

térmica en un país concreto de la región pueden haberse producido en cualquier otro, por lo que muchos de los impactos de esta fase del ciclo de vida (los locales, nacionales y la mayoría de los regionales), tendrán lugar fuera de las fronteras del país de referencia. La exigencia de consistencia interna mencionada obliga a tomar todos estos impactos en cuenta: no se comprendería por qué los habitantes de un tercer país son incluidos en el cómputo de pérdidas de bienestar cuando se ven afectados por el calentamiento global, y excluidos cuando se trata de la emisión de partículas en suspensión a la atmósfera. Ahora bien, las dificultades operativas de proceder de forma consistente no pueden obviarse. En primer lugar, los modelos de inventario de emisiones asociados a las distintas etapas del ciclo de vida no siempre proporcionan la información adecuada en términos desagregados por fases del ciclo. En segundo lugar, transformar el correspondiente inventario de cargas ambientales en una matriz de daños supone, de manera análoga, el conocimiento y la modelización correspondiente de los distintos medios receptores (personas, sistemas productivos, infraestructuras, ecosistemas, etc.), tarea ésta ciertamente compleja.

Si, por las razones anteriores, resulta imposible generalizar el análisis a todos los impactos ocasionados en todas las fases del ciclo de vida, y a todos los medios receptores, con independencia de su localización geográfica, además de la mencionada falta de consistencia interna aparecería un problema que vale la pena señalar. Proceder de la forma enunciada (prescindiendo de impactos no globales que se generan en terceros países), pese a que pudiera ser una opción obligada por las circunstancias, supone eliminar de la contabilidad de costos ambientales todo un conjunto de impactos que, por sus propias características, está más asociado a una serie de formas de generación que a otras. Ello introduciría una asimetría en el tratamiento que, aunque probablemente sea inevitable, el analista no puede sino mencionar, como ejercicio de honestidad intelectual.

## C.2 Los impactos en el tiempo

Los impactos ambientales asociados a las distintas fases de la generación de energía eléctrica pueden ser, en función del ámbito temporal en el que dejan sentir sus efectos, puntuales (por ejemplo, el ruido); más o menos persistentes (como los contaminantes liberados a la atmósfera con distinto nivel de permanencia); o permanentes (es decir, de carácter irreversible, como algunos ejemplos de destrucción de la diversidad biológica). A su vez, estos impactos se producen en distintos momentos del tiempo, al estar ligados a fases diferentes del ciclo. Una fuente adicional de dificultades, por lo tanto, es la relacionada con el tratamiento de estos impactos que, no sólo aparecen por lo tanto en distintos momentos a lo largo de las distintas fases del ciclo, sino que dejan sentir sus efectos con distinta intensidad temporal.

Como es lógico, el tratamiento que deberá recibir cada uno de esos impactos es sustancialmente diferente:

- Los impactos instantáneos producidos en la fase de generación y que, por lo tanto, pueden ser atribuidos directamente a los kWh así generados no presentan problemas especiales, dada su no persistencia en el tiempo.
- Por el contrario, los impactos instantáneos (de corta duración) que se producen durante las etapas previas a la de la generación de energía presentan el problema asociado al hecho de que su peso unitario (la penalización que cada kWh recibirá por ellos), dependerá no sólo de la cantidad de kWh producidos (como cualquier costo fijo), sino también del momento en el tiempo en que se produzca dicho kWh, lo que implicará la necesidad de calcular su valor presente (es decir, actualizar su valor mediante el descuento del futuro).

- Por su parte, los impactos persistentes que se originan en la fase de generación de energía pueden ser atribuidos directamente a cada kWh generado (ya que es allí donde se producen), pero sus efectos deberán ser descontados para poder alcanzar un valor unitario que refleje el costo asociado a cada kWh.
- Finalmente, los impactos persistentes asociados a las etapas previas a la generación de energía son los más complejos de analizar, ya que introducen un doble problema. Por un lado, la carga unitaria de cada unidad energética dependerá del número de kWh generados, y del momento específico en el que se producen (al igual que en el caso de los impactos instantáneos). El hecho de que sean persistentes, por otro lado, introduce la dificultad añadida de tener que descontar también a su valor presente todos los efectos que estos impactos van generando a lo largo del tiempo.

La distribución en el tiempo de los distintos impactos ambientales considerados plantea, consecuentemente, un triple reto. En primer lugar, dado que la importancia que el cambio en el bienestar social propiciado por un impacto ambiental va a depender del momento del tiempo en que éste haya tenido lugar, se hará necesario «fechar» cada impacto para relacionarlo con el momento temporal en que se haya producido. En segundo lugar, y dado que la producción de energía eléctrica es un flujo continuo, y la unidad de referencia en el proceso de valoración económica de los impactos ambientales, es el kilovatio-hora, se hace necesario distinguir aquellos impactos ambientales que van unidos a la producción del mismo, instantánea y simultáneamente, de aquellos otros que, por haberse producido en fases distintas del ciclo a la de la producción en sí, no sólo implican la presencia de un desfase temporal, sino que tendrán una incidencia unitaria que dependerá del número de unidades producidas. En tercer lugar, como ya se ha señalado, se hace necesario introducir un factor de descuento, tanto hacia el pasado como hacia el futuro, para poder computar el valor presente de los distintos impactos ambientales.

Deben analizarse detalladamente las dificultades que encierra, operativamente, cada uno de estos retos. El ACV implica la consideración de tres conjuntos de fases claramente diferenciados en el tiempo: las fases de preoperación, básicamente centradas en la instalación de la potencia instalada; las fases de generación y distribución (objeto de análisis de los escasos estudios desarrollados hasta la fecha); y la fase de desmantelamiento. Estas fases hacen referencia tanto a la producción de energía eléctrica propiamente dicha, como a la de las materias primas (combustibles fósiles) y los componentes (palas eólicas, paneles solares, etc.) necesarios para la misma.

Los impactos correspondientes a la primera fase se producen en algún momento del tiempo anterior a la generación propiamente dicha del kWh. Lo mismo ocurre con los relativos a la producción y transporte de las materias primas y componentes necesarios para la producción. Los modelos de ACV proporcionan información sobre la carga contaminante de las distintas operaciones a lo largo del tiempo, condensadas en un valor único. De esta forma, el impacto se fecha en el punto medio del horizonte temporal que transcurre desde que se cierra la fase correspondiente hasta el momento en que se lleva a cabo la valoración.

Los impactos correspondientes a la fase de desmantelamiento de la central, también ofrecidos de forma consolidada por los modelos de ACV, se fecharán al final de la vida útil de la central.

Ahora bien, una vez datado el impacto correspondiente, el valor presente del mismo dependerá, en segundo lugar, de su extensión en el tiempo: del número de años en que dejará sentir su efecto. Esta secuencia temporal estará sujeta al proceso de descuento presentado a continuación.

Una vez delimitado el valor total del impacto, se hace necesario atribuirlo a las unidades de energía producidas. A pesar de que, en términos reales, ello podría no ser del todo correcto, el

procedimiento habitual es el de dividir el impacto total por la cantidad de kWh/año producidos a lo largo de la vida útil de la planta, obteniendo de esta forma un valor unitario medio.

Por otra parte es preciso descontar los flujos de costos y beneficios que aparecen a lo largo de un perfil temporal. El descuento del futuro es la operación por la que se reduce el valor de un activo cualquiera por el simple hecho del paso del tiempo, sin que ello tenga que ver con la obsolescencia (fenómeno debido a la presencia de progreso tecnológico). La velocidad a la que se va depreciando el recurso en cuestión es recogida, precisamente, por el llamado *factor de descuento*; factor que depende, a su vez, de la *tasa de descuento* ( $\delta$ ). Cuanto mayor sea ésta, menor será hoy el *valor presente* (VP) de aquello que ocurra mañana. La fórmula convencional que permite calcular este valor presente, en el caso más sencillo en el que el recurso analizado es una anualidad de valor constante  $N$  (una promesa de pago, desde ahora, de esa cantidad durante  $T$  años, por ejemplo), en tiempo discreto, podría expresarse como:

$$VP = \sum_{t=0}^{t=T} \frac{N_t}{(1+\delta)^t} \quad [3.1]$$

siendo el factor de descuento  $[1/(1+\delta)^t]$ .

Alternativamente, en tiempo continuo,

$$VP = \int_{t=0}^{t=T} N_t e^{-\delta t} dt \quad [3.2]$$

siendo ahora el factor de descuento  $e^{-\delta t}$ .

La importancia del descuento en la evaluación de costos y beneficios que se producen en un futuro predecible es un elemento central en el análisis económico. La elección de la tasa de descuento adecuada puede tener importantes consecuencias sobre la magnitud relativa de los daños ocasionados por la generación de energía o sobre el valor de las inversiones que pueden ponerse en marcha para evitar tales consecuencias negativas.

Por otra parte, la práctica tradicional de utilizar una tasa constante de descuento es ciertamente trascendente en la evaluación económica de las externalidades ya que, siempre que dicha tasa sea positiva, los daños que se producirán en un futuro lejano se convertirán en irrelevantes cuando se descuenten al momento presente. Algunos de los impactos ambientales considerados en el presente estudio pueden generarse durante un periodo suficientemente largo de tiempo, de ahí que sea necesario dar un tratamiento específico al impacto de la tasa de descuento sobre el valor que asignamos a tales externalidades. Dentro de esta categoría se encuentran, por ejemplo, los daños ocasionados por el calentamiento global, por el deterioro de la capa de ozono estratosférico y por la exposición a la radiación del ciclo nuclear. En todos estos casos la elección de una tasa de descuento cualquiera, puede tener consecuencias importantes sobre el valor de las externalidades consideradas en el estudio y resulta conveniente presentar los resultados con distintas tasas de descuento.

Aparte de lo anterior, puede estimarse el valor de las externalidades ambientales utilizando las propuestas recientes del análisis económico que, en varios estudios, ha abogado en favor del uso de una tasa de descuento decreciente. Una de estas propuestas es el llamado «descuento hiperbólico» (Cropper y Laibson, 1999), diseñado para resolver algunas inconsistencias dinámicas de la teoría de la elección intertemporal. Otra propuesta, formulada por Dasgupta (2001, p. 181), justifica el decrecimiento de la tasa de descuento sobre la base de la disminución de la utilidad marginal del consumo a medida que aumentan los niveles de bienestar. Newell y Pizer (2000), por su parte, ofrecen otra explicación alternativa a partir de la disminución a largo plazo del tipo de interés o, de manera equivalente, de la productividad marginal del

capital. Finalmente, Weitzman (2001) argumenta que “[...] aun en el caso de que cada individuo crea en una tasa constante de descuento, la opinión general sobre cuál debe ser la tasa social efectiva de descuento indica que ésta debe ser decreciente a lo largo del tiempo”.

A continuación, se presentan brevemente las características de la tasa de descuento propuesta por Weitzman (*ibid.*) y su relación con la técnica tradicional de considerar constante la tasa de descuento. En el método tradicional, el valor presente de un dólar en el momento  $t$ , puede definirse por el factor de descuento (continuo):

$$N_t = e^{-\delta t} \quad [3.3]$$

Donde  $\delta$  es la tasa constante de descuento, que puede denominarse tasa de descuento efectiva  $R_t = \delta$  (constante).

La propuesta de Weitzman consiste en asumir que la tasa de descuento, en lugar de ser un parámetro constante, se obtiene a partir de una función de distribución *gamma* representada por la función de densidad:

$$f(x) = \frac{\beta^\alpha}{\Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\beta x} \quad [3.4]$$

Cuyos parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ , pueden ser obtenidos empíricamente mediante procedimientos de encuesta. Como Weitzman demuestra en su trabajo, la media y la varianza de dicha distribución pueden obtenerse fácilmente mediante las expresiones:

$$\begin{aligned} \mu &= \int_{t=0}^{t=\infty} x f(x) dx = \frac{\alpha}{\beta} \\ \sigma^2 &= \int_{t=0}^{t=\infty} (x - \mu)^2 f(x) dx = \frac{\alpha}{\beta^2} \end{aligned} \quad [3.5]$$

La consecuencia práctica de este tipo de razonamiento consiste en que la tasa de descuento efectiva  $R_t$ , dejará de ser constante como en el procedimiento tradicional y se convertirá en una función decreciente en función del tiempo. Esta tasa de descuento efectiva se obtendrá ahora como:

$$R_t = -\frac{\dot{A}_t}{A_t} = \frac{\mu}{1 + t\sigma^2/\mu} \quad [3.6]^{21}$$

La primera igualdad muestra simplemente la definición de la tasa interanual de descuento como el ritmo porcentual al que decrece el valor de una unidad de bienestar entre un año y otro. La segunda parte nos indica que el valor de la tasa de descuento es máximo en el período inicial (cuando  $t = 0$ , la tasa de descuento es igual a  $\mu$ ) y decrece a un ritmo que depende de la relación entre los valores de la varianza y la media de la distribución *gamma* en la que está inspirada esta versión del descuento (es decir, en función del valor del cociente  $\sigma^2/\mu$ ).

El estudio empírico elaborado por Weitzman a partir de una encuesta realizada en el año 2000 entre 2.160 economistas académicos permitió obtener unos valores para determinar la tasa de descuento de  $\mu = 4,09$  y  $\sigma = 3,07$ . De acuerdo con ello, la tasa de descuento interanual presenta una evolución temporal. Así, cuando se pasa del futuro próximo al futuro lejano, la tasa interanual

<sup>21</sup> La primera parte de la expresión equivale a la (primera) derivada de  $A$  respecto a  $t$ .

disminuye hasta menos de la mitad al cabo de 50 años y converge asintóticamente a cero. Vale la pena mencionar que, aunque las personas valoran menos una unidad de ingreso dentro de un año comparada con la misma unidad en el momento presente, tal diferencia tiende a atenuarse a medida que las comparaciones se refieren a un futuro lejano; en otras palabras, una tasa de descuento interanual próxima a cero significa que, visto desde el momento presente, somos más o menos indiferentes entre una unidad de bienestar o de daño marginal que se producirá dentro de 1.000 años y la misma unidad, por ejemplo, dentro de 5.000 años.

Esta metodología también puede ilustrarse fácilmente representando el valor descontado de una unidad de bienestar, imaginemos por ejemplo un dólar, dependiendo del momento en el que se produce su disfrute (o su padecimiento si se trata de una externalidad negativa). De acuerdo con lo anterior, este valor equivalente al factor de descuento para cada momento del tiempo, puede calcularse como:

$$N_t = \frac{1}{(1 + t\sigma^2 / \mu)^{(\mu/\sigma)^2}} \quad [3.7],$$

que puede compararse con la expresión [3.3], que permite calcular el mismo factor de descuento para el caso de una tasa constante. Como puede probarse, los valores actuales de un dólar son muy similares cuando se consideran fechas muy próximas al presente pero se hacen divergentes a medida que se avanza hacia el futuro lejano, siendo menores cuando se aplica una tasa constante de descuento. Por ejemplo, para impactos que se producen al cabo de 100 años (como los que se derivan del largo periodo de residencia en la atmósfera de algunos gases de efecto invernadero), el factor de descuento *gamma* supone un valor superior en un orden de magnitud al que se obtiene mediante un descuento constante y un dólar dentro de 500 años, por ejemplo, tendría un valor presente de sólo un céntimo de dólar si se aplica el descuento *gamma* y de sólo una mil millonésima de dólar si se emplea un descuento constante.

A modo de ilustración del tipo de conclusiones que pueden obtenerse mediante el descuento *gamma* en la valoración de externalidades ambientales puede tomarse el siguiente ejemplo: la destrucción de ozono estratosférico ocasionada por la producción de un kWh mediante la tecnología de combustión de derivados del petróleo está asociada con la incidencia de tres tipos de cáncer de piel y de casos de cataratas, a causa de la mayor exposición de las personas a la radiación solar. Tal daño puede cuantificarse en el equivalente a  $5,9 \cdot 10^{-6}$  US\$/año por kWh generado en un año.

Sin embargo, existen dudas sobre cuál es el número de años durante el que se produce tal efecto, es decir, sobre el periodo de tiempo que tarda en recuperar su densidad la capa de ozono. Si dicho periodo fuera de corta duración, por ejemplo una década, la diferencia entre los dos métodos de descuento sería trivial ya que los valores descontados de los daños sobre la salud producidos por el deterioro de la capa de ozono serían muy similares (5,89 y 4,96 diez milésimas de dólar respectivamente para un descuento *gamma* y para un descuento constante).<sup>22</sup> En el

<sup>22</sup> El valor presente de una anualidad de 1 dólar durante un período T de años utilizando un método de descuento *gamma*, con valores característicos  $\mu$  y  $\sigma$ , es igual a la integral de los factores de descuento definidos en la expresión [3.7] definida sobre el intervalo (0,T). Este valor puede obtenerse como:

$$\int_{t=0}^{t=T} N_t dt = 1 + \frac{\mu + \sigma^2}{\mu^2 - \sigma^2} \left( \frac{\mu}{\mu + \sigma^2} \right)^{(\mu/\sigma)^2} + \frac{\mu + T\sigma^2}{\mu^2 - \sigma^2} \left( \frac{\mu}{\mu + T\sigma^2} \right)^{(\mu/\sigma)^2}$$

Esta fórmula, sólo aparentemente complicada, es la que permite obtener los valores que se utilizan en el ejemplo; T es el horizonte temporal (10, 50, 100 y 1.000 años, respectivamente) y  $\mu$  y  $\sigma$  son los parámetros recomendados por Weitzman (4,09% y 3,07%).

supuesto más utilizado en la literatura estos efectos se producen durante medio siglo y su valor presente sería de 2,97 milésimas de dólar con descuento decreciente y de sólo 1,19 milésimas de dólar con descuento constante. Del mismo modo, si tales efectos se prolongaran durante todo un milenio, un supuesto improbable según la literatura pero que se expone en beneficio del argumento, el valor descontado del daño sería de 5,89 céntimos de dólar si se usa el descuento decreciente y de solamente 1,46 milésimas con el método tradicional de descuento constante.

## **IV. El modelo simplificado de dispersión**

En el capítulo previo se señalaban algunas implicaciones clave relacionadas con la elección del marco de análisis. Sobre la base de esas consideraciones conceptuales, este capítulo incluye tres elementos básicos: en primer lugar, se presenta brevemente el enfoque de la ruta de impacto, que permite justificar la conveniencia de trascender el análisis de la fase de generación de la energía para contemplar el ciclo de vida completo de un kWh (añadiendo valor respecto a algunos de los estudios ya disponibles en la región); en segundo lugar, se reflexiona en torno a la dificultad a salvar (especialmente relevante en América Latina y el Caribe) ante la imposibilidad de desarrollar un análisis completo de los modelos de concentración y dispersión de contaminantes y los modelos meteorológicos que subyacen a los mismos; por último, se presentan los aspectos operativos del marco de análisis a discusión a partir de un modelo simplificado de dispersión.

### **A. La necesidad de considerar la ruta completa del impacto**

El análisis económico proporciona una serie de métodos para la valoración de intangibles que, por estar suficientemente contrastados y aceptados tanto en el mundo de la economía como en el de la judicatura, son de aplicación en este esfuerzo. Determinado el impacto sobre los distintos agentes receptores, estos métodos modelizan el cambio en la función de bienestar individual que dicho impacto supone para los afectados: función de producción en el caso de las empresas (obteniendo, en este caso, una medida del excedente del productor) y función de producción de utilidad en el de las economías domésticas (excedente del consumidor). Basándose en las relaciones de complementariedad existentes en dichas funciones de producción entre el bien ambiental afectado (aire, agua, suelo, paisaje) y los bienes de mercado, estos métodos, aplicando la lógica de valoración subyacente al sistema de mercado, tratan de descubrir la disposición a pagar (DAP) de los afectados por evitar un cambio ambiental que les perjudica o por asegurar uno que les beneficia. El numerario (variable de referencia) al que quedan reducidos todos estos cambios en las funciones de bienestar individuales no es otro (como se ha venido señalando) que el bienestar social, que al venir expresado en unidades monetarias, permite reducirlos a una unidad de medida común y comparable; conmensurable en un doble sentido. En primer lugar, entre los distintos impactos, ya que todos quedan expresados en una unidad de medida que refleja lo mismo: el cambio neto en el bienestar individual que cada uno de ellos

supone. En segundo lugar, y trascendiendo el campo de los perfiles ambientales de cada fuente de generación de energía, con respecto a otras variables monetarias de interés, como por ejemplo, el costo relativo de producción de cada una de ellas, ya que con los necesarios ajustes, el poder adquisitivo contenido en cada unidad monetaria también puede ser referido a su equivalente en términos de bienestar social.

Sí merece la pena, en cualquier caso, señalar tres problemas básicos que encontrará el analista a la hora de emplearlos, en la medida en que estos problemas se presentan en un ejercicio de estas características:

- En primer lugar, el de la determinación del colectivo afectado. Cuando el problema ambiental al que se refiere el impacto correspondiente es global (cambio climático), esta identificación es relativamente fácil, así como la comparación del impacto relativo de unas fuentes emisoras y otras. Cuando el problema ambiental es de carácter local, sin embargo, la determinación del colectivo afectado se hace sustancialmente más complicada y se dificulta notablemente la comparación entre agentes emisores, ya que el valor monetario del impacto depende de las características particulares del entorno afectado.
- En segundo lugar, el hecho de que al ser algunos de los impactos ambientales muy persistentes en el tiempo, o incluso irreversibles, obliga a descontar (siguiendo el procedimiento señalado en el capítulo previo), los cambios ocasionados en el bienestar de las generaciones futuras para descubrir su valor presente. La práctica convencional del descuento en el campo del análisis de costos y beneficios sociales, sin embargo, ha sido desarrollada para resolver problemas de rentabilidad de las inversiones públicas a corto y largo plazo (1-50 años), y no parece aceptable, por sus implicaciones, para aquellos impactos ambientales que se prolongan en el muy largo plazo (varios cientos de años). Por ello se recomienda sustituir, como ya se adelantaba, la tasa social de descuento lineal y fija del análisis convencional, por una tasa social de interés variable.
- Finalmente, dado que cada uno de los métodos tiene sus propias especificaciones en cuanto al colectivo afectado que toma en cuenta para cuantificar el valor monetario del impacto ambiental, la medida del cambio en el bienestar que toma como referencia y el tipo de actividades y servicios ambientales que cubre, el analista se encontrará con que dos métodos diferentes, aplicados a la valoración de un único impacto, le proporcionarán valoraciones también distintas. El modelo teórico subyacente a cada método, y la adecuación de la aplicación del mismo a las exigencias metodológicas del proceso, deberán proporcionarle las herramientas necesarias para explicar estas divergencias en los resultados finales obtenidos.

El principal requisito que debe resolver la metodología de un estudio de estas características, en todo caso, consiste en permitir recorrer de un modo transparente el camino que va desde el origen de los impactos ambientales, es decir, desde el inventario de uso de recursos y de emisiones de contaminantes, hasta el daño que resulta del mismo sobre las personas afectadas negativamente por la actividad del sector eléctrico: las pérdidas de bienestar.

Para recorrer dicha secuencia se cuenta, en primer lugar, con una información de partida proveniente de los datos de inventario en los que se resume el consumo de recursos así como las distintas cargas contaminantes que resultan del ciclo vital de cada uno de los sistemas de generación eléctrica considerados en el estudio, representados en unidades de masa por unidad de generación eléctrica (típicamente, kilogramos por Terajulio) y ordenados según los medios receptores primarios (atmósfera, agua y suelo).

Además de un punto de partida, como se ha mencionado anteriormente, existen metodologías suficientemente contrastadas que permiten recorrer con garantías el camino que va desde la exposición de los seres humanos y las actividades económicas a la contaminación ambiental, a la identificación de los impactos específicos que resultan sobre la salud de las personas o la productividad de los activos expuestos a tal contaminación y, finalmente, a la cuantificación del valor económico o la pérdida de bienestar experimentada como consecuencia de esos daños.

## **B. Un requisito básico de información: un modelo de dispersión de contaminantes**

Sin embargo, para muchas de las categorías de impacto consideradas en el presente estudio, no es posible enlazar el punto de partida (emisiones contaminantes a distintos medios receptores) con su impacto económico (resultante de la exposición de las personas y las actividades productivas a un ambiente contaminado) sin contar con un modelo de dispersión de contaminantes. Esto ocurre básicamente porque la contaminación no se distribuye homogéneamente sobre el área de estudio (el continente europeo, en el caso que ilustrará esta discusión conceptual y metodológica) y, en consecuencia, los daños económicos que resulten de ella dependerán de la localización específica de las fuentes de las que provienen las emisiones que sean relevantes y de la proximidad a la misma de los distintos sistemas receptores que puedan resultar afectados negativamente por las mismas. En otras palabras, el daño económico de la contaminación no depende exclusivamente del volumen de emisiones y, por ejemplo, éste será mayor cuanto mayor sea la densidad de población residente y de actividades de producción en las proximidades de la fuente emisora de dicha contaminación (aspecto éste que, sin duda, conduce a pensar que los datos para el caso español que se presentan como ilustración en este trabajo, sobrestiman los resultados esperables para América Latina y el Caribe). Tales elementos complejos sólo pueden capturarse si se resuelve adecuadamente el paso de la emisión de contaminantes a la inmisión a la que están expuestos los medios receptores, en un ambiente contaminado; es decir, si se dispone de un modelo de dispersión.

A nivel europeo, existen distintos modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos, dentro de los que destacan los dos que han sido incorporados en EcoSense (a todos los efectos, un módulo para la interpretación de modelos más que un modelo *sensu stricto*), la plataforma de programación que permite implementar la metodología ExternE y, más concretamente, evaluar los impactos ambientales y los costos externos ocasionados por las plantas de generación de energía eléctrica en Europa. Esta plataforma incluye, por una parte, una detallada base de datos sobre las características y la localización de todos los sistemas receptores que pueden verse afectados negativamente por las externalidades de la generación de energía eléctrica (EUROGRID) y, por otra, dos modelos de transporte atmosférico de la contaminación que abarcan diferentes contaminantes en distintas escalas. El primero de estos modelos es el ISC (*Industrial Source Complex Model*), un modelo de pluma *Gaussiana* desarrollado originalmente por la Environmental Protection Agency norteamericana (Brode y Wang, 1992), y que permite estudiar la dispersión de contaminantes atmosféricos primarios a escala local. Dada la escala local (10-50 kilómetros de la planta), en este modelo no se consideran los procesos de transformación química de los contaminantes primarios, pero sí la difusión de los mismos en la atmósfera más próxima. El segundo de los modelos es el WTM (*Windrose Trajectory Model*), un modelo que utiliza los diagramas meteorológicos representativos de la distribución, dirección y velocidad del viento en cada localización durante un período de tiempo para obtener variaciones en los niveles de concentración de contaminantes a escala regional. Este modelo, inspirado en el «modelo de trayectorias» de Hartwell (Derwent y Dollard, 1988), considera no solamente la difusión de

contaminantes, sino también sus procesos de transformación química y deposición, tanto de contaminantes primarios como secundarios, a una escala europea.

La utilización de los mencionados modelos exige una definición precisa de las características de cada una de las plantas en que se generan las emisiones de contaminación. Estas características incluyen, por ejemplo, el tipo de combustible utilizado, la localización exacta de la planta en un sistema de coordenadas, la altura de las chimeneas y los flujos de gases, dependiendo del nivel de actividad de la planta. Los resultados que se obtienen de la aplicación de los modelos consisten en una información detallada sobre los cambios en la concentración de contaminantes en cada una de las celdas en que se distribuye la base de datos EUROGRID. Esta información debe cruzarse con la base de datos de sistemas receptores y, a través de las funciones exposición-respuesta, permite obtener los impactos ambientales que resultan de la generación de energía eléctrica en una localización y en unas condiciones concretas.

Sin embargo, por diferentes razones, tales modelos de dispersión no se adaptan habitualmente a las necesidades de ejercicios aplicados como los que podría ser conveniente desarrollar en América Latina y el Caribe. Como se deduce de la exposición anterior, sus resultados dependen estrechamente de la localización específica de la planta de generación mientras que el objetivo de un análisis económico de los costos externos de generación debe ser, a nuestro entender, más general. En este caso, no se trata de determinar el impacto ambiental de una central en particular, sino de valorar los impactos ambientales que puedan ser estrictamente generalizables al nivel de las tecnologías de generación (no necesariamente de centrales concretas), provenientes de plantas de generación localizadas en un país concreto (sin una ubicación definida). Por este motivo, la propuesta metodológica que se presenta en este trabajo consiste en emplear los modelos de dispersión mencionados, con el fin de generar una base de datos que permita definir los parámetros de un modelo más general de dispersión: en el caso de la ilustración que se presenta, el efecto sobre el continente europeo de contaminantes originados en España. Estos datos, a su vez, facilitan la obtención de un modelo simplificado de dispersión que permita obtener resultados equivalentes a los que se obtendrían utilizando los Modelos ISC y WTM, pero simplificando notablemente el procedimiento de cálculo de modo que la metodología pueda ser replicada sin necesidad de utilizar todos los paquetes informáticos de la plataforma EcoSense, y facilitando asimismo los requisitos de información que permiten recorrer la ruta de impacto desde la emisión hasta el impacto sobre el bienestar.

Los anteriores son, en definitiva, los objetivos del llamado «modelo del mundo uniforme» y no son otros que proveer una metodología simplificada para resolver de un modo adecuado la necesidad de un modelo de dispersión. Adecuado, en este caso, significa, en primer lugar, que aporta resultados equivalentes a los que se obtendrían de modelos computacionales de dispersión que, si bien aportan un abanico más detallado de resultados, también suponen una exigencia mayor de información que sólo es asumible cuando se estudia el impacto ambiental de una central de generación específica. En segundo lugar, significa que los resultados que se obtienen son adecuados al nivel del estudio, es decir se refieren a impactos externos sobre un área más amplia asociados a tecnologías de generación en un país concreto y, nuevamente, no a centrales con una localización concreta. En tercer lugar, el modelo permite capturar las especificidades de las externalidades ambientales que tienen su origen en el país de origen y cuyo impacto podría no ser similar al que se produce cuando la contaminación se origina en otros países. A continuación se presenta de modo general el modelo, para detenerse, posteriormente, en los aspectos específicos del mismo y su aplicación concreta al caso español, como ilustración de las posibilidades de este tipo de estudios.

### C. El modelo del mundo uniforme

A diferencia de los modelos desarrollados por ExternE, el modelo del mundo uniforme puede describirse formalmente a partir de un conjunto de funciones matemáticas continuas y diferenciables. Esquemáticamente, el modelo se puede exponer a partir de la secuencia de análisis de la metodología de la ruta de impacto cuyo punto de partida se encuentra en el proceso de dispersión y transformación o disminución de los contaminantes originales producidos durante el ciclo de vida de la generación de energía. Así, el aumento en la concentración de una determinada sustancia ( $C_i$ ), en un lugar geográfico ( $r$ ) es una función del flujo de emisiones de contaminante primario ( $Q_i$ ), lo que puede expresarse como:

$$C_r(Q_i) = f_{disp}(r, Q_i) \quad [4.1]$$

Donde  $f_{disp}$  es una función de dispersión.

El impacto por unidad homogénea de receptores en ese punto geográfico ( $IU_r$ ) (por ejemplo, casos de asma por cada 100.000 habitantes o kilogramos de cosecha perdida por hectárea), puede obtenerse a partir de la función de exposición-respuesta ( $F_{ER}$ ) que, además del cambio en la concentración, puede involucrar algunas características asociadas a la localización, tales como la concentración base del contaminante en cuestión, la temperatura o la humedad relativa. Es decir:

$$IU_r = F_{ER}(r, C_r(Q_i)) \quad [4.2]$$

El impacto efectivo  $I_r$  será igual al producto de la densidad de receptores (habitantes por kilómetro cuadrado, hectáreas de un aprovechamiento agrícola por kilómetro cuadrado, etc.) en el lugar geográfico considerado ( $\rho_r$ ) por el daño unitario:

$$I_r = \rho_r F_{ER}(r, C_r(Q_i)) \quad [4.3]$$

El daño en ese punto geográfico ( $D_r$ ) será entonces igual al valor unitario ( $v$ ) del daño (de cada día de trabajo o del kilogramo de cosechas perdidos), multiplicado por el impacto total:

$$D_r = v\rho_r F_{ER}(r, C_r(Q_i)) \quad [4.4]$$

Finalmente, el daño sobre toda el área objeto de estudio será igual a la suma de todos los efectos sobre todos los puntos del espacio geográfico continuo, es decir:

$$D = \int_{AREA} v\rho_r F_{ER}(r, C_r(Q_i)) dA \quad [4.5]$$

El mismo razonamiento es válido para cada una de las categorías individuales de daño que, como se observa, se integran sobre el área de referencia del estudio para todos los receptores que pueden resultar afectados. Normalmente, el impacto se extiende a un rango variable entre cientos y miles de kilómetros de la fuente de emisión que, por conveniencia, se sitúa en el origen del sistema de coordenadas. Las unidades de tiempo, aunque no aparecen explícitamente en la expresión anterior, son relevantes en el análisis. Así, las emisiones desde la fuente se contabilizan en flujos (expresados en unidades de masa por unidad de tiempo) y la concentración resultante, en cada lugar geográfico, se interpreta como la concentración media durante el período de referencia (normalmente un año).

Esto último permite tener en cuenta el período de residencia de las sustancias en la atmósfera, o el tiempo de permanencia mientras se transforman químicamente o decaen en su nivel de actividad (para el caso de las sustancias radiactivas). Tales períodos pueden ir desde un

breve lapso de tiempo (por ejemplo, el necesario para que las dioxinas sean destruidas por efecto de la radiación solar o se depositen por su masa relativa), a unos pocos días (como en el caso del tiempo necesario para que se precipiten las partículas en suspensión) e incluso a un cierto número de años (como ocurre para buena parte de los gases de efecto invernadero).

Aparte de su definición como un conjunto de funciones continuas, la expresión [4.5] no se diferencia de cualquier otro modelo que se ajuste a la metodología de la ruta de impacto. Con el fin de simplificar el proceso de análisis, el modelo establece los siguientes tres supuestos característicos que son útiles para encontrar una solución aproximada a dicha ecuación:

**Supuesto 1:** En primer lugar, el modelo supone una distribución homogénea de los receptores sobre toda el área de estudio. Esta propiedad, de la que deriva su nombre el modelo, significa que se asume que, tanto la población, como los aprovechamientos agrícolas, los materiales o los ecosistemas en riesgo, se encuentran igualmente distribuidos en el espacio geográfico. De esta forma, a diferencia de los Modelos ISC y WTM, no es necesario construir la función de daño total a partir de la agregación de los impactos individuales que se producen en cada localización. Así, por ejemplo, en lugar de utilizar una base de datos demográficos detallada, basta con considerar la densidad media de población en el país en cuestión o a escala regional o sub-regional. Este supuesto, evidentemente, sólo se justifica como mecanismo de simplificación del proceso de cálculo, y el calibrado del modelo debe garantizar que no afecte los resultados finales que se obtengan. Analíticamente, la densidad constante de receptores equivale a:

$$\rho_r = \rho \text{ [constante]} \quad [4.6]$$

**Supuesto 2:** En segundo lugar, el análisis se limita a aquellos casos en que la función exposición-respuesta puede expresarse como una relación lineal de la concentración (o exposición), de modo que, si definimos  $f_{ER}$  como una constante de proporcionalidad que mide el factor marginal de exposición-respuesta, podemos representar simplificada la función de impacto como:

$$F_{ER}(r, C_r(Q_i)) = f_{ER} C(r, Q_i) \quad [4.7]$$

En otros términos, se asume que el impacto es proporcional al cambio en la concentración de la sustancia en el medio receptor (en cada localización). Para que este supuesto sea válido deben cumplirse dos condiciones. En primer lugar, para aumentos no marginales en la contaminación, que no existan umbrales mínimos de afectación, de modo que el impacto no dependa de la concentración de base y, en segundo lugar, con carácter general, que la magnitud del impacto sea estrictamente proporcional a los cambios absolutos en el nivel de concentración. Esto es lo que ocurre, por ejemplo, en el caso de diversos impactos sobre la salud en los que se admite que los casos anuales (sean días de actividad restringida o casos de hospitalización) dependen linealmente de la concentración en la atmósfera (usualmente medida en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Sin embargo, aunque no se cumplan todas las condiciones mencionadas, dados los objetivos del presente estudio u otros similares, el supuesto de linealidad es válido con carácter general, ya que sólo se consideran cambios marginales en los niveles de concentración. Tales cambios marginales resultan de variaciones muy pequeñas (infinitesimales) en las cargas ambientales, ya que están ocasionados por una unidad de actividad (la generación de un kWh), con efectos que se reparten sobre un área de afectación suficientemente grande (Europa, América Latina, etc.) y evaluados durante un periodo relativamente prolongado de tiempo (un año). De modo que, aunque en muchos casos las funciones de exposición-respuesta no se ajusten a una especificación lineal, sí es posible admitir que el impacto se aproxime a través del diferencial de dicha función en un entorno suficientemente pequeño del nivel base o actual de exposición.

La única exigencia importante que surge de la consideración anterior, para funciones de exposición-respuesta no lineales o de pendiente variable, se encuentra en la necesidad de calibrar con la mayor precisión posible el punto de la función exposición-respuesta en la que se va a obtener el impacto a través de una aproximación marginal de primer orden. Tal razonamiento es también válido para los casos en que los impactos se producen sólo a partir de un umbral mínimo de exposición, en cuyo caso el impacto marginal para niveles inferiores es cero, e incluso para valorar los posibles impactos positivos que pueden producirse por debajo de dicho umbral crítico (conocidos como efecto de fertilización), en cuyo caso el impacto marginal es negativo. De acuerdo con lo anterior, el supuesto de marginalidad puede expresarse formalmente como:

$$\frac{dF_{ER}(r, C_r(Q_i))}{dC_r} = f_{ER} [\text{constante}] \quad [4.8]$$

**Supuesto 3:** La variación en la concentración de contaminantes ( $C(r, Q)$ ) se asume proporcional a la tasa de eliminación del contaminante al nivel del suelo. En otras palabras, el flujo de contaminante sobre el suelo (por deposición seca, húmeda o absorción) en una determinada localización ( $M_r$ ), es proporcional a la concentración en la atmósfera de dicho contaminante en el mismo lugar geográfico. Formalmente:

$$\frac{M_r}{C(r, Q_i)} = k_r = k [\text{constante}] \quad [4.9]$$

Donde  $M_r$  es un flujo (deposición por unidad de tiempo) que varía según la distancia a la fuente de emisión, por lo que  $k_r$  (constante proporcional), se representa en unidades de velocidad (m/s)-y  $k_r$  se interpreta como la velocidad de disminución del contaminante en la atmósfera.

Existen distintas causas que explican la velocidad de disminución de un contaminante en la atmósfera, entre las cuales se incluyen la transformación química (por ejemplo, de  $\text{SO}_2$  en sulfatos), producida por la interacción con otras sustancias en la atmósfera y los mecanismos de deposición tanto de los contaminantes primarios como de los que resultan de las interacciones mencionadas. Estos caminos son importantes ya que de ellos resultan impactos ambientales específicos, como los que se producen sobre la salud humana por contaminantes atmosféricos secundarios, o por la absorción de contaminación por la vegetación.

Técnicamente, el supuesto de una velocidad de disminución constante es estrictamente válido para la deposición seca de contaminación; en los otros dos casos (la deposición húmeda y la transformación química), tal velocidad varía con la concentración media a lo largo de la columna de aire que se levanta sobre cada lugar geográfico. Por ese motivo, aceptar una velocidad de disminución constante equivale a asumir que los contaminantes, en cada punto del espacio, se encuentran uniformemente mezclados en la columna de aire.

Los tres supuestos anteriores permiten simplificar la ecuación general [4.5], transformándola en la siguiente expresión:

$$D = v \frac{\rho f_{ER}}{k} \int_{AREA} M_r dA \quad [4.10]$$

El único elemento que queda por definir es el último término de la ecuación, o el flujo total de contaminante sobre el conjunto del área potencialmente afectada por el mismo. La solución de este término se obtiene aplicando el «principio de conservación de la materia» que puede aplicarse a dos casos generales (o a la combinación de ambos).

En primer lugar, en el caso más simple de un contaminante primario que no está afectado por un proceso de transformación o decaimiento, el flujo total sobre toda el área en la que se distribuye el impacto es igual al total de la emisión original. Por lo tanto, en este caso:

$$\int_{AREA} M_r dA = Q_i \quad [4.11]$$

En segundo lugar, para el caso de contaminantes secundarios, o que se forman por la interacción en la atmósfera de las emisiones originales de contaminación, es posible definir un parámetro que representa la velocidad de transformación ( $k_{p,s}$ ). Incorporando como supuesto adicional el hecho de que la transformación se realiza a una velocidad constante se puede considerar que la presencia del contaminante primario permite crear un flujo de la sustancia secundaria que varía proporcionalmente con la concentración del contaminante primario. Así, de acuerdo con el principio de conservación, podemos obtener:

$$\int_{AREA} M_r dA = \frac{k_{p,s}}{k_s} Q_i \quad [4.12]$$

A modo de síntesis, de las ecuaciones y supuestos anteriores se deduce la siguiente representación básica de la metodología del modelo del mundo uniforme, para cada una de las categorías posibles de daño:

$$D_j = v_j \frac{\rho_p f_{ER} Q_i}{k_{p,i}} \quad [4.13]$$

$$D_j = v_j \frac{\rho_s f_{ER} Q_i}{k_{ef,i}} ; k_{ef,i} = \frac{k_{p,i} k_{s,i}}{k_{p,s}} \quad [4.14]$$

Donde:

$v_j$  = valor unitario del daño (US\$/caso).

$\rho_p$  y  $\rho_s$  = densidad de receptores expuestos a cada tipo de contaminante primario o secundario (persona/m<sup>2</sup>).

$f_{ER}$  = impacto marginal de las variaciones de concentración de contaminante [caso/persona·año·(µg/m<sup>3</sup>)].

$k_{p,i}$  = velocidad de disminución del contaminante primario en la atmósfera (m/s).

$k_{s,i}$  = velocidad de disminución del contaminante secundario (m/s).

$k_{p,s}$  = velocidad de transformación del contaminante primario en secundario (m/s).

$k_{ef,i}$  = velocidad efectiva de disminución del contaminante secundario (m/s).

$Q_i$  = flujo de emisión de contaminante primario en la fuente (µg/s) en relación con un kWh generado en un año.

## D. Calibrado del modelo de análisis para España

La implantación del modelo descrito en los epígrafes anteriores exige, en primer lugar, transformar los datos de inventario (emisiones específicas), expresados originalmente en unidades de masa por Terajulio, a las unidades adecuadas del modelo y representándolas como flujos de emisión de contaminante primario en la fuente, en (µg/s) en relación con un kWh producido en un año. Utilizando los factores adecuados de conversión se obtiene la matriz con los valores  $Q_{ij}$  (para

el flujo de contaminante  $i$  en la tecnología de generación  $j$ ), que aparece en el cuadro 1. Tales emisiones de contaminación se obtienen de las cargas ambientales ocasionadas por cada uno de los sistemas de generación y proceden del inventario de referencia.<sup>23</sup>

**Cuadro 1**  
**DATOS DE INVENTARIO DE CICLO DE VIDA: VALORES DE  $Q_{ij}$  ( $\mu\text{g/s}\cdot\text{kWh}$ )**

	Lignito	Hulla y antracita	Petróleo	CCGN	Biomasa (forestal)	Hidráulica	Solar PV	Eólica
SO <sub>2</sub>	1,12E+00	2,69E-01	2,93E-01	1,03E-02	9,61E-03	3,29E-04	2,13E-02	3,21E-03
NO <sub>x</sub>	6,58E-02	7,66E-02	6,25E-02	1,81E-02	2,18E-02	3,65E-04	8,76E-03	1,71E-03
PM <sub>10</sub>	4,36E-02	5,24E-02	1,20E-02	4,23E-03	1,32E-03	2,39E-04	5,19E-04	2,28E-03
As	2,31E-06	8,89E-06	3,29E-06	2,96E-08	0,00E+00	6,25E-09	2,61E-08	2,34E-07
Cd	1,14E-06	5,03E-07	1,97E-06	3,29E-08	0,00E+00	7,68E-09	5,64E-08	2,26E-07
Cr (VI)	5,19E-06	1,28E-05	5,70E-06	0,00E+00	0,00E+00	2,58E-08	4,08E-08	2,77E-07
Ni	6,10E-06	1,59E-05	1,39E-04	6,59E-07	0,00E+00	1,89E-07	2,62E-06	2,42E-06
Dioxinas	2,00E-12	1,92E-12	2,24E-13	0,00E+00	0,00E+00	6,93E-14	2,47E-14	7,94E-13

**Fuente:** Elaboración propia a partir del inventario del ETH y del software Sima Pro.®

En segundo lugar, es necesario determinar los valores específicos de los parámetros aplicables a fuentes localizadas en el territorio español que, a su vez, inciden sobre sistemas receptores localizados en todo el territorio europeo. Algunos de los parámetros del modelo se pueden obtener directamente de las bases de datos disponibles. Esto ocurre, por ejemplo, con el parámetro de la densidad de receptores; en el caso de la población del continente europeo es posible asumir una densidad media de  $r = 80 \text{ hab./km}^2$  (tres veces superior a la de América Latina, por ejemplo, lo que aumenta el valor de la externalidad), siendo el doble en el caso de considerar exclusivamente el ámbito de la Unión Europea (UE15) previa a la ampliación ( $r = 158 \text{ hab./km}^2$ ). Del mismo modo, es posible clasificar la población en distintos grupos de riesgo siguiendo los criterios que son estándar tanto en la metodología ExternE como de ACV. Así el porcentaje de adultos, puede asumirse como 80%, el de población asmática 3,5% y el de mayores de 65 años un 14%.

Para el caso de la superficie de cultivo es deseable contar con estimaciones similares que indiquen el porcentaje de superficie dedicado a cada uno de los potenciales aprovechamientos agrícolas afectados sobre la base homogénea de un kilómetro cuadrado de superficie. En caso contrario, cabe la posibilidad de utilizar un método simplificado recurriendo a estimaciones independientes del daño por kilogramo de contaminación emitida. Lo mismo ocurre en el caso de los materiales sensibles a la corrosión y de ecosistemas vulnerables expuestos a problemas de acidificación y eutrofización. En principio, la determinación de tales parámetros debe hacerse con la mejor información disponible sobre sistemas receptores que ha sido construida y validada en el marco de las metodologías ExternE y de ACV.

<sup>23</sup> El factor de conversión utilizado en la identidad [4.2] ( $3,61 \cdot 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{TJ}/\text{kg}\cdot\text{kWh}$ ) procede de las equivalencias  $1\text{kg} = 10^9 \mu\text{g}$  y  $1\text{TJ} = 3,6 \cdot 10^6 \text{kWh}$ .

Los factores de exposición-respuesta ( $f_{ER}$ ) también pueden obtenerse de los estudios previos (como se detallará convenientemente) y deben ser transformados de modo que sean compatibles con las unidades de análisis utilizadas en el modelo del mundo uniforme; tales valores se encuentran en el cuadro 2.

**Cuadro 2**  
**FACTORES DE EXPOSICION-RESPUESTA (PARA CONTAMINANTES ATMOSFERICOS)**

	<b>Impacto</b>	<b>Colectivo afectado</b>	<b><math>f_{ER}</math> [caso/persona·año·(µg/m<sup>3</sup>)]</b>	<b>Fuente bibliográfica</b>	<b>Valor unitario del daño (US\$2006)</b>
Nitratos	Paro cardíaco	Mayores de 65	2,59E-06	Schwartz y Morris (1995)	4 397,0
Nitratos	Bronquitis crónica	Adultos	1,96E-05	Abbey et al.(1995)	228 395,3
Nitratos	YOLL crónica	Adultos	1,26E-04	Pope et al. (1995)	141 320,0
Nitratos	Días de actividad restringida	Adultos	2,00E-02	Ostro (1987)	148,4
Nitratos	Uso de broncodilatador	Adultos asmáticos	4,56E-03	Dusseldorp et al. (1995)	53,9
Nitratos	Tos	Adultos asmáticos	4,69E-03	Dusseldorp et al. (1995)	60,7
Nitratos	Síntomas de insuficiencia respiratoria	Adultos asmáticos	1,70E-03	Dusseldorp et al. (1995)	10,8
Nitratos	Uso de broncodilatador	Niños asmáticos	5,43E-04	Roemer et al. (1993)	53,9
Nitratos	Tos	Niños asmáticos	9,34E-04	Pope y Dockery (1992)	60,7
Nitratos	Síntomas respiratorios leves	Niños asmáticos	7,20E-04	Roemer et al. (1993)	10,8
Nitratos	Tos crónica	Niños	4,14E-04	Dockery et al. (1989)	323,7
Nitratos	Admisión hospitalaria cerebrovascular	Total	5,04E-06	Wordley et al. (1997)	22 564,2
Nitratos	Admisión hospitalaria respiratoria	Total	2,07E-06	Dab et al. (1996)	5 827,4
Ozono	Días de actividad restringida menor	Adultos	1,09E-02	Ostro y Rothschild (1989)	60,7
Ozono	Ataques de asma	Asmáticos	2,40E-04	Whittemore y Korn (1980)	101,2
Ozono	YOLL aguda	Total	6,10E-06	Sunyer et al. (1996)	141.345,9
Ozono	Adm. Hospitalaria respiratoria	Total	4,96E-06	Ponce de Leon et al. (1996)	5.827,8
Ozono	Días con síntomas	Total	4,62E-02	Krupnick et al. (1990)	60,7
Dióxido de azufre	YOLL agudo		5,34E-06	Anderson et al (1996)	141.345,9
Dióxido de azufre	Admisión hosp. resp.	Total	2,04E-06	Touloumi et al (1996)	5.827,8
Sulfatos	Paro cardiaco	Mayores de 65	4,33E-06	Ponce de Leon et al. (1996)	4.397,0
Sulfatos	Bronquitis crónica	Adultos	3,27E-05	Schwartz y Morris (1995)	228.395,3
Sulfatos	YOLL crónica	Adultos	2,10E-04	Abbey et aly otros. (1995)	141.320,0
Sulfatos	Días de actividad restringida	Adultos	3,34E-02	Pope (1995)	148,4
Sulfatos	Uso de broncodilatador	Adultos asmáticos	7,62E-03	Ostro (1987)	53,9
				Dusseldorp et al. (1995)	

Cuadro 2 (continuación)

	<b>Impacto</b>	<b>Colectivo afectado</b>	<b>f<sub>ER</sub> [caso/persona·año·(µg/m<sup>3</sup>)]</b>	<b>Fuente bibliográfica</b>	<b>Valor unitario del daño (US\$2006)</b>
Sulfatos	Tos	Adultos asmáticos	7,84E-03	Dusseldorp et al. (1995)	60,7
Sulfatos	Síntomas de insuficiencia respiratoria	Adultos asmáticos	2,83E-03	Dusseldorp et al. (1995)	10,8
Sulfatos	Uso de broncodilatador	Niños asmáticos	9,06E-04	Roemer et al. (1993)	53,9
Sulfatos	Tos	Niños asmáticos	1,56E-03	Pope y Dockery (1992)	60,7
Sulfatos	Síntomas respiratorios leves	Niños asmáticos	1,20E-03	Roemer et al. (1993)	10,8
Sulfatos	Tos crónica	Niños	6,91E-04	Dockery et al. (1989)	323,7
Sulfatos	Admisión hospitalaria cerebrovascular	Total	8,42E-06	Wordley et al. (1997)	22.564,2
Sulfatos	Admisión hospitalaria respiratoria	Total	3,46E-06	Dab et al. (1996)	5.827,8
Partículas	Parada cardíaca	Mayores de 65	2,59E-06	Schwartz y Morris (1995)	4.397,0
Partículas	Bronquitis crónica	Adultos	1,96E-05	Abbey et al. (1995)	228.395,3
Partículas	YOLL crónica	Adultos	1,26E-04	Pope et al. (1995)	141.320,0
Partículas	Días de actividad restringida	Adultos	2,00E-02	Ostro (1987)	148,4
Partículas	Uso de broncodilatador	Adultos asmáticos	4,56E-03	Dusseldorp et al. (1995)	53,9
Partículas	Tos	Adultos asmáticos	4,69E-03	Dusseldorp et al. (1995)	60,7
Partículas	Síntomas de insuficiencia respiratoria	Adultos asmáticos	1,70E-03	Dusseldorp et al. (1995)	10,8
Partículas	Uso de broncodilatador	Niños asmáticos	5,43E-04	Roemer et al. (1993)	53,9
Partículas	Tos	Niños asmáticos	9,34E-04	Pope y Dockery (1992)	60,7
Partículas	Síntomas respiratorios leves	Niños asmáticos	7,20E-04	Roemer et al. (1993)	10,8
Partículas	Tos crónica	Niños	4,14E-04	Dockery et al. (1989)	323,7
Partículas	Admisión hospitalaria cerebrovascular	Total	5,04E-06	Wordley et al. (1997)	22.564,2
Partículas	Admisión hospitalaria respiratoria	Total	2,07E-06	Dab et al. (1996)	5.827,4
Arsénico	Cáncer	Total	3,00E-04	EPA (1992 y 1995)	2.023.552,4
Cadmio	Cáncer	Total	3,66E-05	EPA (1992 y 1995)	2.023.552,4
Cromo (VI)	Cáncer	Total	2,46E-04	EPA (1992 y 1995)	2.023.552,4
Níquel	Cáncer	Total	5,04E-06	EPA (1992 y 1995)	2.023.552,4
Dioxinas	Cáncer	Total	6,00E-01	EPA (1992 y 1995)	2.023.552,4

**Fuente:** Elaboración propia (fuentes citadas en la propia tabla)

Del conjunto de parámetros necesarios para la ejecución del modelo del mundo uniforme adaptado a la aplicación de la generación de energía eléctrica en España, el aspecto más crítico se encuentra en la determinación de los valores específicos de las velocidades de disminución, tanto de los contaminantes primarios como secundarios. Estos valores deben estimarse de modo independiente mediante análisis de regresión no lineal empleando una base de datos generada, por ejemplo, a partir de ejercicios de simulación en los que se aplique algún modelo de dispersión, que permitan obtener las concentraciones resultantes en cada punto del espacio geográfico para distintos niveles hipotéticos de emisiones primarias. Esta labor puede desarrollarse empleando las simulaciones obtenidas con el *software* específico del módulo EcoSense sobre el que se construye el ejercicio aplicado de ExternE y que contiene un módulo específico con los modelos de dispersión. Tales simulaciones, permiten, a su vez, obtener una muestra de valores de las velocidades de disminución representativos para España, a partir de los cuales se pueden obtener las funciones de dispersión de fuentes localizadas en ese país. Aunque la estimación de valores con un grado aceptable de significatividad, exige la construcción de una base de datos suficientemente grande y el diseño de un programa estadístico adecuado, este procedimiento no plantea desafíos técnicamente insuperables si se dispone del tiempo y los recursos necesarios. El modelo matemático que permite el diseño empírico del análisis de regresión para estimar las velocidades de disminución se encuentra plenamente desarrollado en Spadaro (1999).

Alternativamente, la solución más simple consistiría en utilizar parámetros estimados a partir de datos de fuentes centroeuropeas, como los obtenidos por el propio Spadaro y Rabl (1999a).<sup>24</sup> Sin embargo, estos valores llevarían a una sobrestimación de los daños asociados a la producción de energía en España por la menor densidad de población y por las condiciones favorables de la Península Ibérica, al estar rodeada del agua hacia donde se dirige la contaminación por la dirección de las corrientes de viento.

Con este propósito se utilizó el paquete informático EcoSense para obtener los resultados completos del modelo de dispersión para las siete centrales españolas incluidas en el proyecto ExternE (As Pontes, Compostilla, Foix —con menos datos—, Litoral, Pasajes, Puertollano y Teruel). Cabe recordar que el procedimiento consiste en estimar la velocidad de disminución o transformación de un determinado contaminante emitido en España, de ahí que la muestra de centrales deba ser lo más representativa posible de las localizaciones en el territorio. En este contexto, resulta menos importante la tecnología específica de generación, puesto que lo que se pretende averiguar es el comportamiento del contaminante en la atmósfera, y éste será independiente de la tecnología de generación eléctrica que dé lugar al mismo.

De los resultados de EcoSense para las siete centrales y para cada uno de los impactos considerados para los diferentes contaminantes primarios y secundarios característicos se puede obtener una estimación de la velocidad implícita de disminución o de transformación. Estos datos, que aparecen en el cuadro 3, constituyen la base para determinar estadísticamente los valores esperados de las mismas para centrales localizadas en el territorio español.

---

<sup>24</sup> Sus estimaciones originales fueron obtenidas a partir de fuentes localizadas en el centro de Europa y son estrictamente válidas para obtener resultados sobre el impacto en todo el continente de fuentes localizadas en el centro del mismo, lo que además significa que los principales impactos regionales, que se producen hasta los 1.000 kilómetros de la fuente, afectan a áreas económicas con una elevada densidad de sistemas receptores. El argumento principal para utilizar parámetros calibrados para España (tal y como se señala en el texto) es la localización: en un extremo de Europa, con menor densidad de receptores en las zonas de mayor impacto y rodeados de zonas en las que no se producen impactos reseñables sobre el bienestar (aguas marinas). Es preciso señalar que, en sentido estricto, las estimaciones de Spadaro y Rabl (1999a) no deben calificarse de europeas, ya que como ellos mismos admiten no son válidas para obtener conclusiones de cualquier fuente localizada en cualquier lugar de Europa. Este tipo de consideraciones son posibles en un modelo de estas características, lo que aumenta su interés para ejercicios aplicados en América Latina y el Caribe.

Cuadro 3

**VELOCIDADES DE DISMINUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES IMPLÍCITAS EN LOS RESULTADOS DE LA APLICACIÓN DE LOS MODELOS DE DISPERSIÓN WTM E ISC A EMISIONES ATMOSFÉRICAS CARACTERÍSTICAS DE CENTRALES ESPAÑOLAS (m/s)**

*3.A. Velocidades de disminución de las partículas en suspensión*

Población afectada	Impacto	Puertollano	Pasajes	Compostilla	Litoral	Teruel	As Ponte
Mayores de 65	Paro cardiaco	1,33E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02
Adultos	Bronquitis crónica	1,34E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02
Adultos	YOLL crónica	1,07E-02	6,52E-03	1,24E-02	1,09E-02	8,95E-03	1,39E-02
Adultos	Días de actividad restringida	1,34E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02
Adultos asmáticos	Uso de broncodilatador	1,87E-02	1,14E-02	2,18E-02	1,91E-02	1,57E-02	2,44E-02
Adultos asmáticos	Tos	1,87E-02	1,14E-02	2,18E-02	1,91E-02	1,57E-02	2,45E-02
Adultos asmáticos	Síntomas de insuficiencia respiratoria	1,87E-02	1,14E-02	2,18E-02	1,91E-02	1,57E-02	2,45E-02
Niños asmáticos	Uso de broncodilatador	1,11E-02	6,79E-03	1,30E-02	1,13E-02	9,32E-03	1,45E-02
Niños asmáticos	Tos	1,11E-02	6,79E-03	1,30E-02	1,13E-02	9,32E-03	1,45E-02
Niños asmáticos	Síntomas respiratorios leves	1,11E-02	6,79E-03	1,30E-02	1,13E-02	9,32E-03	1,45E-02
Niños	Tos crónica	1,34E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02
Total	Admisión hospitalaria cerebrovascular	1,34E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02
Total	Admisión hospitalaria respiratoria	1,33E-02	8,15E-03	1,56E-02	1,36E-02	1,12E-02	1,74E-02

*3.B. Velocidades de disminución del dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>)*

Población afectada	Impacto	Puertollano	Pasajes	Compostilla	Litoral	Teruel	As Pontes
Total	YOLL agudo	1,60E-02	9,51E-03	1,63E-02	1,90E-02	1,38E-02	1,80E-02
Total	Admisión hospitalaria respiratoria	1,60E-02	9,51E-03	1,63E-02	1,90E-02	1,38E-02	1,80E-02

*3.C. Velocidades de disminución del dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>)*

Población afectada	Impacto	Puertollano	Pasajes	Compostilla	Litoral	Teruel	As Pontes
Mayores de 65	Paro cardiaco	2,51E-02	1,60E-02	2,60E-02	2,66E-02	2,04E-02	2,84E-02
Adultos	Bronquitis crónica	2,64E-02	1,68E-02	2,73E-02	2,79E-02	2,14E-02	2,98E-02
Adultos	YOLL crónica	2,03E-02	1,29E-02	2,10E-02	2,14E-02	1,64E-02	2,29E-02
Adultos	Días de actividad restringida	2,50E-02	1,59E-02	2,59E-02	2,64E-02	2,03E-05	2,82E-05
Adultos asmáticos	Uso de broncodilatador	3,53E-02	2,25E-02	3,66E-02	3,73E-02	2,87E-05	3,99E-05
Adultos asmáticos	Tos	3,53E-02	2,25E-02	3,66E-02	3,74E-02	2,87E-05	3,99E-05
Adultos asmáticos	Síntomas de insuficiencia respiratoria	3,53E-02	2,25E-02	3,66E-02	3,74E-02	2,87E-02	3,99E-02

Niños asmáticos	Uso de broncodilatador	2,10E-02	1,34E-02	2,17E-02	2,22E-02	1,70E-02	2,37E-02
Niños asmáticos	Tos	2,10E-02	1,34E-02	2,17E-02	2,22E-02	1,70E-02	2,37E-02
Niños asmáticos	Síntomas respiratorios leves	2,10E-02	1,34E-02	2,17E-02	2,22E-02	1,70E-02	2,37E-02
Niños	Tos crónica	2,51E-02	1,60E-02	2,60E-02	2,66E-02	2,04E-02	2,84E-02
Total	Admisión hospitalaria cerebrovascular	2,51E-02	1,60E-02	2,60E-02	2,66E-02	2,04E-02	2,84E-02
Total	Admisión hospitalaria respiratoria	2,51E-02	1,60E-02	2,60E-02	2,65E-02	2,04E-02	2,84E-05

### 3.D. Velocidades de disminución del Ozono (O3)

Población afectada	Impacto	Puertollano	Pasajes	Compostilla	Litoral	Teruel	As Pontes
Adultos	Días de actividad restringida menor	5,48E-02	7,30E-02	7,16E-02	7,31E-02	7,18E-02	7,09E-02
Asmáticos	Ataques de asma	6,26E-02	8,33E-02	8,17E-02	8,35E-02	8,20E-02	8,10E-02
Total	YOLL aguda	5,48E-02	7,30E-02	7,16E-02	7,31E-02	7,18E-02	7,09E-02
Total	Admisión hospitalaria respiratoria	5,48E-02	7,30E-02	7,15E-02	7,31E-02	7,18E-02	7,09E-02
Total	Días con síntomas	5,48E-02	7,30E-02	7,15E-02	7,31E-02	7,18E-02	7,09E-02

### 3.E. Velocidades de disminución de los sulfatos

Población afectada	Impacto	Puertollano	Pasajes	Compostilla	Litoral	Teruel	As Pontes	Foix
Mayores de 65	Paro cardiaca	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,85E-02	1,08E-02
Adultos	Bronquitis crónica	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,86E-02	1,08E-02
Adultos	YOLL crónica	1,26E-02	7,44E-03	1,46E-02	1,35E-02	2,83E-02	7,89E-02	8,63E-03
Adultos	Días de actividad restringida	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,85E-02	1,08E-02
Adultos asmáticos	Uso de broncodilatador	2,20E-02	1,31E-02	2,57E-02	2,37E-02	4,96E-02	1,38E-01	1,51E-02
Adultos asmáticos	Tos	2,20E-02	1,31E-02	2,57E-02	2,37E-02	4,96E-02	1,38E-01	1,51E-02
Adultos asmáticos	Síntomas de insuficiencia respiratoria	2,20E-02	1,31E-02	2,57E-02	2,37E-02	4,96E-02	1,38E-01	1,51E-02
Niños asmáticos	Uso de broncodilatador	1,31E-02	7,75E-03	1,52E-02	1,41E-02	2,95E-02	8,21E-02	8,99E-03
Niños asmáticos	Tos	1,31E-02	7,75E-03	1,52E-02	1,41E-02	2,95E-02	8,21E-02	8,99E-03
Niños asmáticos	Síntomas respiratorios leves	1,31E-02	7,75E-03	1,52E-02	1,41E-02	2,95E-02	8,21E-02	8,99E-03
Niños	Tos crónica	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,86E-02	1,08E-02
Total	Admisión hospitalaria cerebrovascular	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,86E-02	1,08E-02
Total	Admisión hospitalaria respiratoria	1,57E-02	9,30E-03	1,83E-02	1,69E-02	3,53E-02	9,86E-02	1,08E-02

Fuente: elaboración propia

Para obtener los valores esperados de las velocidades de disminución, siguiendo la metodología estándar, se asume que el logaritmo de tales velocidades, tanto para los contaminantes primarios como para los secundarios, se ajusta a una distribución normal. De ese modo, es posible obtener la media geométrica y la desviación estándar geométrica de cada una de las velocidades de disminución buscadas que, al ser valores calibrados deben interpretarse como los que, de acuerdo con la muestra utilizada, reflejan con la mayor verosimilitud posible los parámetros del modelo del mundo uniforme cuando éste se utiliza para replicar los resultados obtenidos por la metodología de la ruta de impacto en el caso español.<sup>25</sup> Cabe mencionar que la metodología utilizada, no sólo cumple el cometido de obtener los parámetros representativos del modelo simplificado de dispersión para el caso español, sino que, también, a través de las desviaciones estándar, aporta la información necesaria para investigar la incertidumbre asociada al procedimiento de estimación. El cuadro 4 representa los valores estimados para España de las velocidades de disminución, de los contaminantes tanto primarios como secundarios, y las compara con los mismos parámetros obtenidos por Spadaro y Rabl (1999a) para el conjunto de Europa a partir de centrales localizadas en Francia:

**Cuadro 4**  
**VALORES ESTIMADOS DE LOS PARÁMETROS DEL MODELO DEL MUNDO UNIFORME PARA CONTAMINANTES CARACTERÍSTICOS**

Contaminante	Parámetro	Media geométrica	Desviación geométrica	Estimación Spadaro y Rabl para Francia (1999a)
PM <sub>10</sub>	$K_p$ (m/s)	0,0131	1,1454	0,0067
SO <sub>2</sub>	$K_p$ (m/s)	0,0151	1,1049	0,0073
Sulfatos	$K_{ef}$ (m/s)	0,0128	2,3048	0,0173
Ozono	$K_{ef}$ (m/s)	0,0707	1,0514	-
Nitratos	$K_{ef}$ (m/s)	0,0212	1,3989	0,0071

**Fuente:** elaboración propia

Una mayor velocidad de disminución o transformación significa, en términos prácticos, un menor nivel de impacto para la misma cantidad de emisiones. Cuando se comparan los parámetros obtenidos para España con los estimados a partir de plantas situadas en el centro de Europa (que aparecen en la última columna del cuadro) se observa que, en el primer caso, las velocidades de disminución son sensiblemente superiores.<sup>26</sup> Este análisis corrobora que la aplicación del modelo del mundo uniforme (con parámetros adaptados a la media europea) al caso de España y los países situados en las fronteras del continente europeo, tiende a sobrevalorar, en un orden de dos a siete veces, los impactos. El marco de análisis es

<sup>25</sup> Desde un punto de vista estrictamente técnico, el estimador empleado de los parámetros de dispersión de los contaminantes (es decir de las velocidades de disminución) es la media geométrica. Concretamente, se asume que el logaritmo de los parámetros sigue una distribución normal y que la media geométrica es, en consecuencia, un estimador insesgado del valor esperado de tales parámetros.

<sup>26</sup> Técnicamente, la comparación de los resultados del cuadro 3 para el modelo español y el modelo «estándar» del mundo uniforme para Europa, permiten aceptar con un margen de confianza superior al 95% la hipótesis nula que afirma que la velocidad de disminución de los contaminantes primarios más representativos (PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub>) es mayor cuando la fuente está localizada en España. Los intervalos de confianza de estos valores, con un 95% de confianza, se calculan como {m/s<sup>2</sup>, m/s<sup>2</sup>}; es decir la velocidad de disminución de las partículas se encontraría en el intervalo {0,0099; 0,01718}, un 50% superior que la velocidad media de 0,0067 obtenida por Spadaro para este contaminante en Europa. Un razonamiento similar demostraría, con el mismo nivel de confianza, que las velocidades de disminución de la contaminación por SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> es un 70% y un 64% superior respectivamente cuando la fuente se localiza en España.

suficientemente transparente como para detectar estos sesgos, aspecto éste especialmente relevante para el empleo del mismo en América Latina y el Caribe. La razón básica de esa divergencia se encuentra, entonces, en la localización de España en el suroeste del continente europeo, a una cierta distancia de los lugares donde existe una mayor densidad de receptores y con costas sobre el mar Mediterráneo, el mar Cantábrico y el océano Atlántico, de modo que una parte de las emisiones incide sobre masas de agua marina en las que la densidad de receptores (al menos humanos) es cero.

Existen básicamente dos formas de contabilizar el sesgo introducido por las diferencias de localización. La primera consiste en corregir a la baja la densidad de receptores incorporando toda el área en la que se dispersa la contaminación; esto supone incluir las zonas deshabitadas con una densidad nula; hecha esta corrección, si se mantienen los mismos parámetros de velocidad estimados a partir de fuentes situadas en el centro del continente europeo se pueden obtener medidas de daño diferentes para las fuentes localizadas en cada país; por ejemplo, de acuerdo con Spadaro (1999), este procedimiento llevaría a utilizar en los estudios españoles una densidad media de población en Europa entre 50 y 60 hab./km<sup>2</sup>, mientras que si el modelo se aplica para fuentes, por ejemplo, francesas, debería utilizarse una densidad de 110 hab./km<sup>2</sup>, de modo que los resultados del modelo del mundo uniforme se situarían en el mismo orden de magnitud que los obtenidos por el proyecto ExternE.

La segunda alternativa (que aunque arroja resultados similares, es a nuestro modo de ver, más adecuada, ya que la densidad de población de Europa no depende de la localización de las emisiones), consiste en asumir que todas aquellas cantidades que resultan inocuas para el bienestar forman parte del flujo de disminución del contaminante, ya que no inciden sobre ningún receptor específico; esto supone, en definitiva, aceptar los valores más elevados de las velocidades efectivas de disminución que se obtienen para el caso español.

## V. Resultados por categoría de impacto

El marco de análisis presentado permite capturar una buena parte de los impactos asociados a la generación de energía eléctrica. La presentación de resultados que se incluye en este capítulo se realizará de manera secuencial y partiendo de los resultados más sólidos y relevantes (salud humana) para avanzar hacia categorías donde, o bien no ha sido posible obtener estimaciones precisas (pérdida de servicios ecológicos y otros daños a ecosistemas), o bien dichas estimaciones están sometidas a un nivel de incertidumbre más alto (las categorías de impacto propias del ciclo nuclear —excluidas de este estudio— y las categorías globales: adelgazamiento de la capa de ozono estratosférico y calentamiento global).

Es preciso señalar que, en los cuadros al final de este capítulo, se presentan resultados comparativos (con las cautelas ineludibles incluidas en la primera parte de este documento y en el capítulo VI) para las ocho tecnologías objeto de análisis. Los resultados se presentan agrupados por las diferentes categorías de impacto (salud humana, cultivos y productividad agrícola, activos inmobiliarios, y ecosistemas), individualizando el análisis para las categorías globales de impacto (calentamiento global y destrucción de la capa de ozono estratosférico) que, si bien repercuten sobre las categorías anteriores, no han sido estimadas a través del modelo simplificado de dispersión presentado en el capítulo previo, y presentan características específicas por su carácter global. Inmediatamente después se incluyen los resultados relativos a los daños asociados a los impactos específicos de la generación de un kWh con tecnología de fisión nuclear (emisiones de radionucleidos, tratamiento de residuos y desmantelamiento y percepción subjetiva del riesgo de accidente). En el capítulo siguiente se incluyen algunas reflexiones por tecnología de generación, señalándose consideraciones adicionales que deben tenerse en cuenta a la hora de interpretar de manera correcta las conclusiones de este trabajo.

### A. Las funciones exposición-respuesta: el nexo entre inmisiones y daños

El marco metodológico seleccionado para la valoración económica de los impactos ambientales de la generación de energía eléctrica se encuadra dentro de las metodologías conocidas como «*bottom-up*». Este grupo de metodologías calculan los daños producidos por la contaminación recorriendo toda la ruta de impacto del contaminante: a partir de datos sobre emisiones a lo largo del ciclo de vida completo de diferentes tecnologías de generación de energía eléctrica se estiman los niveles de inmisión en el medio receptor (aire, agua o suelo) empleando modelos de dispersión, que permiten,

posteriormente, estimar los impactos ocasionados por la degradación ambiental y su valoración monetaria.

El enlace entre niveles de inmisión y daños se realiza a través de las funciones dosis-respuesta o exposición-respuesta. Ello determina que la comprensión de las funciones que necesariamente deberán ser empleadas en el ejercicio resulta ser de gran importancia para cumplir con el objetivo de transparencia en el análisis económico de costos externos sobre el que se insiste en este trabajo.

La finalidad de este epígrafe es explicitar el conocimiento de las funciones exposición-respuesta, su construcción y supuestos sobre los que se elaboran. Este acercamiento se emprende desde una perspectiva conceptual (y necesariamente sintética), pasando por una perspectiva más metodológica (cómo se construyen, cuáles son sus parámetros más relevantes), de manera que resulte más comprensible la presentación de resultados de epígrafes posteriores.

Las funciones exposición-respuesta son necesarias, en un ejercicio de valoración de externalidades, para estimar los daños sobre la salud, los materiales y las cosechas asociados a la contaminación, esencialmente atmosférica. Estas funciones son una estimación de la relación entre un contaminante y uno de sus impactos físicos (Zuidema y Nentjes, 1997). De forma general, las funciones exposición-respuesta son funciones con un gran número de variables (tantas como resulta posible encontrar en el vector de salud de las personas, en el rendimiento de las cosechas o en la corrosión de los materiales). Ahora bien, para emprender una investigación empírica y poder establecer la relación entre concentración de contaminante e impacto físico, el analista deberá limitarse quizás a una ecuación con un número más o menos escaso de variables (*ibíd.*).

En el caso de funciones epidemiológicas, además de la contaminación atmosférica con sus múltiples componentes (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>, etc.), intervendrán variables de corte socioeconómico (edad, renta, nivel de estudios, desempleo, densidad de población) y estrictamente relacionadas con la salud (hábitos alimenticios, tabaquismo). Estas últimas son, precisamente, las más difíciles de incluir en una función de naturaleza generalista, pero es innegable su papel en los efectos de la contaminación sobre la salud, aunque se trate de una afirmación meramente intuitiva.

En los efectos de la contaminación sobre el rendimiento de las cosechas también intervienen multitud de variables. Además de los niveles de concentración de ciertas sustancias en la atmósfera, es lógico pensar en variables como el tipo y variedad del cultivo (existen múltiples variedades de cada especie agrícola, adaptadas a ciertas condiciones ambientales y que, lógicamente, tendrán una respuesta diferente ante la contaminación) y otras que podrían incluirse en el grupo de «salud» (en general, el estado físico de la planta determinado a su vez por múltiples variables: presencia adecuada de nutrientes, agua y radiación solar, mayor susceptibilidad provocada por otro tipo de enfermedades).

De forma similar, la incidencia de la contaminación atmosférica sobre los materiales estará gobernada por la composición química de los mismos (que presentará una variabilidad presumiblemente difícil de captar en una ecuación) y su estado físico (los materiales que presenten una superficie rugosa *per se* o por efecto de la meteorización serán más susceptibles de ser atacados por la contaminación). Estos atributos del material y difíciles de capturar íntegramente en una función generalizable deberían intervenir en la función junto con otras de carácter meteorológico y/o atmosférico (índice de pluviosidad, contenido de humedad en el aire, etc.), especialmente relevantes en este caso debido al tipo de contaminación que afecta a los materiales.

Esta descripción de posibles variables que inciden en los efectos de la contaminación sobre distintos receptores, sin pretensiones de ser exhaustiva, pretende ilustrar la complejidad de establecer una función que contenga todas las variables que intervienen en el proceso. Las funciones exposición-respuesta expuestas por la literatura pretenden detectar las variables consideradas como más relevantes, con el fin de capturar la mayor parte del efecto producido. En todo caso, como es lógico, las variables que se recogen en las funciones exposición-respuesta dependen del estudio que se contemple. En realidad, la decisión sobre las variables que intervienen tienen un importante contenido de pragmatismo: la disponibilidad de datos (*ibíd.*).

“Es importante que los estudios presenten datos sobre el intervalo de concentración atmosférica para el cual las funciones exposición-respuesta han sido estimadas” (*ibíd.*, p. 293). Quizás por la escasez de información al respecto que puede encontrarse en la literatura (“...esto sólo lo ha hecho Krupnick *et al.*” (*ibíd.*), para el caso de funciones de salud) o por facilitar la operatividad de las funciones, gran parte de los estudios asumen una forma funcional lineal (ver ExternE, por ejemplo). Además, el marco metodológico del modelo del mundo uniforme escogido para la estimación de los daños sobre la salud, las cosechas y los materiales, establece ciertos supuestos, entre los que se encuentra la linealidad de las funciones (Spadaro y Rabl, 1999a), como se señaló en el capítulo previo.

Para emprender la construcción de una función exposición-respuesta es necesario, en primer lugar, obtener información acerca de las variables que intervendrán en la función. Una vez que esta información está disponible, se realiza una serie de contrastes estadísticos que permite construir una función que contemple todas los regresores (variables explicativas) elegidos. En el caso de las funciones exposición-respuesta para daños sobre cosechas y materiales, en muchas ocasiones se construyen a partir de estudios en el laboratorio, lo que permite captar exclusivamente el efecto de determinado contaminante, aunque luego puedan aparecer dificultades a la hora de aplicar estos resultados a la realidad, es decir, de trascender hacia la complejidad propia de las interacciones.

Generalmente, las funciones exposición-respuesta son calculadas para un único contaminante. Esto se explica porque existe multicolinealidad entre varios contaminantes,<sup>27</sup> una consecuencia a tener en cuenta derivada de esta decisión es que el efecto de un contaminante atmosférico específico puede ser sobreestimado (Zuidema y Nentjes, *op. cit.*).

Un aspecto determinante a la hora de elegir las funciones exposición-respuesta que van a ser aplicadas es la especificidad geográfica observada. La investigación sobre estimación de funciones exposición-respuesta, especialmente las de efectos sobre la salud, se ha realizado sobre todo en Estados Unidos. El empleo de estas funciones en América Latina y el Caribe, por ejemplo, llevaría implícito el supuesto de que las relaciones estimadas para los Estados Unidos son también ciertas para el caso de la región, algo que, por supuesto, es más que dudoso (*ibíd.*). Cada región tiene su propio «modelo de salud» (*ibíd.*, p. 306), entendiendo como modelo de salud los valores del conjunto de variables contemplado que inciden en la salud, no el modelo de asistencia sanitaria. Este efecto considerado en las funciones de salud tiene también su reflejo en las funciones de cosechas (empleo de distintas variedades de cultivo) y de materiales (distinta composición química de materiales presuntamente iguales, por ejemplo).

## **B. Aumento de las tasas de morbilidad y mortalidad prematura de humanos**

---

<sup>27</sup> La multicolinealidad es una “situación que se presenta cuando es alta la correlación entre variables explicativas de una relación o modelo, lo que hace difícil o imposible la determinación separada de la influencia de cada una de ellas” (Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 1990).

A partir de los estudios previos realizados, tanto en el contexto europeo como en el norteamericano, se puede deducir que los impactos de la contaminación atmosférica sobre la salud humana representan el porcentaje más relevante de los daños ocasionados por la actividad del sector eléctrico. Por otra parte, entre los expertos en salud existe un importante consenso sobre el hecho de que la contaminación atmosférica, aún a niveles de concentración ambiente, está positivamente correlacionada con efectos significativos y mensurables sobre la salud, especialmente a través de su incidencia sobre dolencias respiratorias y el incremento en la mortalidad prematura (Lipfert, 1994; Dockery y Pope, 1994; Wilson y Spengler, 1996).

En esta aproximación al valor de los daños producidos por el sector de la generación eléctrica (que no cierra, en ningún caso, una línea de investigación), el rango de impactos analizados se ha restringido a los efectos directos de las sustancias contaminantes sobre la salud. Éstas son las enfermedades que están suficientemente documentadas y analizadas con métodos contrastados (esencialmente a partir de los trabajos desarrollados en el seno del proyecto ExternE). Esta razón justifica que en este epígrafe no se incluya el aumento de patologías registrado como consecuencia del calentamiento global o de la pérdida de la capa de ozono, promovidos por la emisión de gases contaminantes.

Con respecto a la identificación de los contaminantes específicos que ocasionan tales impactos existe una evidencia clara sobre la importancia relativa de las partículas en suspensión y los impactos directos del SO<sub>2</sub>; la importancia directa de los nitratos es materia de discusión, aunque están documentados sus efectos indirectos como precursor de la formación de ozono troposférico. Por otra parte, en lo relativo a sustancias cancerígenas, a pesar de la discusión sobre la forma adecuada de transformar los niveles de exposición en dosis por masa corporal, y de la incertidumbre sobre los factores de exposición-respuesta (EPA, 1989), existe un amplio consenso sobre el modo de calcular impactos y daños máximos.

La aproximación al cálculo de los efectos sobre la salud humana se realiza a partir de los flujos de contaminantes primarios más característicos (expresados en µg/s) que, de acuerdo con el inventario del ETH (para el caso que ilustra este análisis), están asociados a la producción de un kWh en un año para cada uno de los sistemas de generación de energía que son objeto de estudio. A partir del flujo de contaminantes se puede calcular el daño que generan dichas emisiones sobre los receptores, aplicando el modelo simplificado de dispersión descrito en el capítulo 4 con los parámetros calibrados para el caso español. Para simplificar la exposición se omite la presentación de los resultados intermedios relativos a los cambios en los niveles de concentración.<sup>28</sup>

Los efectos producidos por la contaminación sobre la salud, tal vez sean los más estudiados entre todos los impactos de la contaminación sobre los distintos receptores. Fruto de estos trabajos prolifera una amplia gama de funciones exposición-respuesta que estiman el aumento en los casos de enfermedades provocado por el incremento de concentración de los contaminantes en la atmósfera. En la literatura existen múltiples formatos de funciones exposición-respuesta. Algunas de ellas se encuentran expresadas como funciones lineales, de modo que resulta fácil obtener un parámetro constante que permita la estimación directa del impacto por unidad de cambio en los niveles de exposición. En otros casos, las funciones se expresan como un cambio porcentual en la respuesta (por ejemplo, admisiones hospitalarias) por unidad de concentración. Para simplificar la exposición, se utiliza un formato homogéneo para expresar la pendiente de la función exposición-respuesta ( $f_{ER}$ ) como número de casos por persona año por unidad de concentración [casos-persona-año/(µg/m<sup>3</sup>)], asumiendo siempre una representación lineal. Con el fin de mantener la homogeneidad en las

---

<sup>28</sup> El aumento de la concentración debe interpretarse como el cambio promedio sobre la concentración de cada sustancia en la atmósfera asumiendo que dicha variación es mayor en la proximidad de la fuente de emisión y se reduce con la distancia de la misma de acuerdo con la velocidad de disminución estimada en el modelo de dispersión para cada contaminante.

unidades, esos factores de exposición-respuesta se han corregido, en los casos necesarios, por el porcentaje de población sensible a cada uno de los riesgos ambientales.

Una vez obtenidos los parámetros de las funciones concentración-respuesta, es posible aplicar el modelo simplificado de dispersión presentado, calibrado (es decir, con velocidades de disminución adaptadas a las especificaciones de España), para estimar el impacto producido por cada contaminante ( $PM_{10}$ ,  $SO_2$ , nitratos, sulfatos y ozono troposférico) sobre diferentes grupos sensibles a dichas sustancias (población infantil asmática, etcétera). El impacto aparecerá expresado en unidades físicas (unidades de impacto, en sentido estricto) por unidad de energía eléctrica producida (casos/kWh, días/kWh, etc.). Siendo la finalidad de este estudio estimar la pérdida de bienestar experimentada por la sociedad en un numerario común, es conveniente dar un paso adelante en esta medida y calcular el daño sufrido a partir del valor de la unidad de impacto (US\$/caso, etc.) para obtener los resultados en dicha unidad de referencia. Estos valores se obtienen a partir de las estimaciones empleadas por el proyecto ExternE, consideradas como válidas, pero siempre como una cota inferior de la verdadera pérdida de bienestar experimentada por la sociedad.

Resulta indudable que la contaminación atmosférica tiene efectos negativos sobre la salud (Ballester *et al.*, 1999a, p. 110). Afortunadamente, existe una relación inversa entre el número de personas afectadas y la gravedad de los males que padecen, es decir que, ante un episodio de contaminación elevada, el número de afecciones de carácter leve será mayor que el número de afecciones de carácter grave.

La sociedad comenzó a prestar especial atención a los daños que la contaminación atmosférica produce sobre la salud tras el aumento de las defunciones y afecciones respiratorias registrado a raíz de los episodios de contaminación en ciertas localidades de países industrializados (Valle de Mosa, 1930; Pensilvania, 1948 y Londres, 1952). Desde entonces, los estudios del efecto de la contaminación sobre la salud han experimentado un notable progreso, fundamentalmente a partir de finales de la década de 1980. Los estudios desarrollados en este campo han contribuido de forma decisiva a la confirmación de hipótesis, la consolidación de teorías y la revisión de umbrales de contaminación.

Los estudios destinados a evaluar el efecto de la contaminación sobre la salud pueden ser de dos tipos: estudios toxicológicos experimentales y estudios epidemiológicos. En los primeros todos los parámetros de exposición (duración, concentración, etc.) están controlados, siendo ésta su principal ventaja. Sin embargo, en esa clase de estudios resulta difícil disponer de grupos muestrales suficientemente representativos y, además, es necesario exponer a los sujetos a una situación artificial que puede representar un riesgo severo para su salud (*ibíd.*). Por su parte, los estudios epidemiológicos permiten analizar los efectos de la exposición a los niveles naturales de la atmósfera pero existe menor certidumbre a la hora de asignar relaciones causa-efecto. Es ciertamente complicado controlar plenamente los niveles de exposición a la contaminación y por ello, generalmente, se utiliza la información de las redes de vigilancia de contaminación atmosférica como forma de aproximación a los niveles de exposición de cada agente. En este trabajo de valoración económica de los impactos asociados a la generación eléctrica, los estudios epidemiológicos han desempeñado un papel clave a la hora de determinar las funciones exposición-respuesta, mientras que los estudios experimentales han aportado información contextual.

Los estudios desarrollados en Estados Unidos y la Unión Europea constituyen dos referentes destacados a la hora de medir y cuantificar el efecto de la contaminación sobre la salud. Estados Unidos fue uno de los países pioneros en este campo y, más recientemente, la UE ha progresado de forma considerable en esta línea. Los estudios desarrollados hasta el momento permiten cuantificar los efectos sobre la salud asociados a aumentos en la concentración

atmosférica de determinadas sustancias contaminantes, especialmente en lo que se refiere a las afecciones agudas, es decir, aquellas que se manifiestan al poco tiempo de haber estado expuesta la población a contaminantes.

Hasta principios de los años noventa, los estudios epidemiológicos se desarrollaron fundamentalmente a pequeña escala, es decir en localidades geográficas concretas a partir de las que se extraían conclusiones sujetas a ciertas particularidades de las zonas de estudio (condicionantes geomorfológicos, climáticos, sociales, etc.). Sin embargo, más recientemente, se han llevado a cabo distintas iniciativas de gran envergadura, caracterizadas por el elevado número de emplazamientos estudiados durante periodos de tiempo prolongados. La utilización de procedimientos de recogida y análisis de datos estandarizados permite obtener información altamente relevante, al margen de ofrecer respuestas a una serie de cuestiones clave como la variabilidad espacial de los efectos de la contaminación.

El proyecto de evaluación de los efectos de la contaminación<sup>29</sup> a corto plazo promovido en el contexto de la UE, es el proyecto APHEA (*Air Pollution and Health: a European Approach*). El proyecto APHEA se ha llevado a cabo en dos fases: la primera se desarrolló en la primera mitad de la década de 1990 y contó con la participación de 15 ciudades europeas. La segunda fase contó con una participación mayor (34 ciudades). En ésta, también conocida como APHEA2, la atención se ha centrado fundamentalmente en el efecto de las partículas en suspensión (PM<sub>10</sub>)<sup>30</sup>. En la medida de lo posible, los resultados del proyecto APHEA han sido incorporados en este estudio.

El estudio norteamericano, conocido como NMMAPS (*National Mortality and Morbidity Air Pollution Study*) está auspiciado por el *Health Effects Institute* (HEI). Este estudio está destinado fundamentalmente a analizar el efecto de las partículas menores de 10 micrómetros (PM<sub>10</sub>) sobre la mortalidad y la morbilidad. Para ello se han utilizado los datos de series temporales a lo largo de las ciudades más grandes de los Estados Unidos (con una población equivalente de 50 millones de personas). Los análisis se efectuaron para el periodo 1987-1994 y los resultados fueron publicados en el año 2000 (HEI, 2000). Este estudio se centra fundamentalmente en analizar el efecto de un aumento de la concentración de las partículas en suspensión (tomando como referencia las PM<sub>10</sub>) sobre la mortalidad y la morbilidad.

En principio, el efecto de las partículas sobre la mortalidad parecía superior en Estados Unidos que en la UE (si se comparan por ejemplo los resultados de HEI, 2000 y Katsouyanni *et al.*, 1997). Sin embargo, a mediados del año 2002, el HEI anunció que el programa utilizado para analizar los datos tendía a sobreestimar los resultados (HEI, 2002). Tras este hallazgo, se introdujeron una serie de correcciones que han derivado en resultados notablemente inferiores a los propuestos inicialmente (HEI, 2003). Esta modificación es de gran relevancia para los resultados que se presentan (y ulteriores aplicaciones en América Latina y el Caribe), puesto que, ante la ausencia de determinadas estimaciones en el contexto europeo, ha sido necesario recurrir a funciones exposición-respuesta obtenidas en Estados Unidos. En un principio se considera que la transferencia de funciones de una región está sujeta a incertidumbres por la variabilidad geográfica, climática, social, así como por la diferencia en las fuentes de contaminación. Sin embargo, la concordancia de los resultados de ambos proyectos permite transferir resultados sin que ello suponga una fuente de errores significativa.

---

<sup>29</sup> Fundamentalmente de las partículas en suspensión, el SO<sub>2</sub>, los NO<sub>x</sub> y el O<sub>3</sub>.

<sup>30</sup> En el APHEA2, se ha estudiado el riesgo de mortalidad asociado a las partículas en suspensión en 29 ciudades europeas (43 millones de habitantes en total), durante más de cinco años. El riesgo de morbilidad (fundamentalmente, asociado a enfermedades cardiovasculares y respiratorias), inducido por las partículas en suspensión ha sido estudiado en ocho ciudades europeas (38 millones de habitantes en total) durante un periodo de tres a nueve años.

La envergadura de los proyectos NMMAPS y APHEA constituye un elemento clave para resolver algunas de las limitaciones que suponía el desarrollo de estudios a escala local en la medición de los efectos de la contaminación en otros lugares. Al cubrir áreas geográficas diversas, el estudio NMMAPS pretende analizar la influencia de la variabilidad geográfica en los efectos de la contaminación sobre la salud. A pesar de que el estudio detectó ciertas diferencias en distintas zonas, fundamentalmente en el noreste del país, no se identificó cuál o cuáles podían ser los factores que pudiesen explicar estas diferencias por lo que será necesario estudiar en profundidad algunas de estos aspectos en el futuro. La heterogeneidad de los efectos constituye un elemento importante a la hora de analizar los factores que determinan los efectos de los contaminantes sobre la salud. Una vez que se hayan detectado estos factores, será posible analizar un tema clave y bastante desconocido por el momento: los mecanismos por los que las partículas afectan directamente a la salud (HEI, 2000).

Otro de los proyectos desarrollados a gran escala en Europa, es el conocido como PEACE (*Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe*) destinado a detectar los efectos de la contaminación en niños asmáticos (Roemer *et al.*, 1998 y 2000). Estos estudios concluyen que la variación de las partículas en suspensión, el SO<sub>2</sub> y el NO<sub>2</sub> no llevan asociadas variaciones sobre la función pulmonar, la prevalencia de los síntomas respiratorios agudos o el uso de broncodilatadores.

En España se ha desarrollado un estudio multicéntrico en el que se analizó el efecto agudo de la contaminación (partículas, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> y CO) sobre la mortalidad a través de las series temporales, en 14 ciudades diferentes.<sup>31</sup> En la mayoría de las ciudades se encontró una asociación positiva (aunque baja) entre la contaminación y la mortalidad pero los resultados no son homogéneos en todos los casos. A pesar de la utilidad de este proyecto, los datos obtenidos se deben interpretar con cierta cautela porque algunos aspectos metodológicos presentan algunas incertidumbres. De hecho, los contaminantes se analizan de forma independiente pero no se puede descartar el posible papel (en forma de distorsión) de otros contaminantes (Ballester *et al.* 1999b, p. 310). Los resultados muestran que los niveles de contaminación atmosférica en países caso de referencia (España) son similares a los de otras ciudades europeas, por lo que la utilización de datos estimados para el contexto de Europa, a través del APHEA, resultan apropiados y no introducen desviaciones en este sentido.

### C. Pérdida de cosechas y productividad agrícola

La actividad de generación de electricidad, con sus principales cargas ambientales localizadas en la fase de generación en forma de emisiones atmosféricas, produce daños a los cultivos a través de contaminantes como el SO<sub>2</sub> y el O<sub>3</sub>, principalmente. Estos daños pueden definirse como pérdida de cosechas o descenso del rendimiento de los cultivos, lo que supone un impacto económico en términos de renta de los agricultores y/o de la sociedad en general.

El proyecto ExternE incluye esta categoría de impacto y expone algunas consideraciones que pueden resultar interesantes para explicar el tratamiento que dicha categoría de daño debería recibir. Algunos aspectos, como la calidad de las funciones exposición-respuesta, han sido ya tratados en el punto A de este capítulo, por lo que éste enfatizará en aspectos como los cambios en precios asociados a modificaciones inducidas en la producción o el tratamiento de las subvenciones a ciertos productos; quizás es necesario precisar que estos daños suelen valorarse económicamente atendiendo a los precios de mercado de los productos afectados y que en

---

<sup>31</sup> Barcelona, Bilbao, Cartagena, Castellón, Gijón, Huelva, Madrid, Pamplona, Sevilla, Oviedo, Valencia, Vigo, Vitoria y Zaragoza.

muchas ocasiones estos precios están distorsionados por subvenciones u otras medidas de política económica, de especial incidencia en el ámbito europeo. La Comisión Europea (EC, 1995a y b) realiza una revisión de estudios previos a escala europea sobre daños de la contaminación atmosférica sobre los cultivos que permite que emerjan algunas de las consideraciones apuntadas anteriormente.

El estudio de van der Eerden (1987), en EC (1995b), valora los efectos del O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> y HF sobre las cosechas de 14 especies de cultivo. “El estudio encontró que la contaminación afecta al *valor total de la producción* sólo marginalmente, porque los cambios en los precios compensan los cambios en la producción” (*ibíd.*, p. 455). Para calcular los valores monetarios, se realizó un inventario del área cultivada y de los rendimientos a concentraciones ambientales y se calcularon los nuevos precios y demanda atendiendo a un modelo de oferta y demanda que permitía calcular el excedente del consumidor y del productor atendiendo únicamente a los efectos de los precios, ignorando otros (*ibíd.*).

El estudio de AED (1991), recogido en EC (1995a), calculó la pérdida de cosechas en la región española de Andalucía empleando únicamente los precios de mercado y, posteriormente, incluyendo un modelo de oferta y demanda (*ibíd.*). En el primer caso, la pérdida de cosechas es valorada en la mitad con respecto al segundo modelo: “las pérdidas del consumidor derivadas del incremento de precios son una parte significativa de los costos de la contaminación atmosférica” (*ibíd.*, p. 456).

A pesar de la existencia de cierto grado de incertidumbre con respecto al comportamiento de las funciones exposición-respuesta a niveles bajos de contaminación “existen buenas razones para creer [...] que las estimaciones de daño no son sensibles a mejoras de las funciones dosis-respuesta” (EC, 1995b, p. 52). Aun así, se necesitan funciones exposición-respuesta que permitan cubrir ciertos cultivos importantes en el contexto europeo; las carencias son absolutas para cultivos mediterráneos como la vid y el olivo.

La revisión de estudios realizada anteriormente ha permitido demostrar que la valoración económica depende de cómo varían los precios a causa de cambios en las concentraciones de contaminantes. Multiplicar la pérdida de producción agrícola por el precio de mercado “sólo debe ser tomado como una estimación aproximada. Ignora respuestas de comportamiento o cambios en los precios que podrían ser incluidos en un análisis de equilibrio general” (*ibíd.*).

Además de la más que posible existencia de efectos sobre el excedente del consumidor y del productor, la presencia de niveles importantes de contaminación atmosférica puede inducir a los agricultores a escoger especies o variedades de cultivo más resistentes o a emplear otros insumos productivos como el carbonato cálcico, que reduce el impacto de la contaminación (*ibíd.*).

“Debido a que los productores pueden a veces obtener beneficios por un incremento de la contaminación atmosférica, no incluir los impactos sobre el consumidor puede subestimar la pérdida total y falsificar la distribución de los efectos sobre el bienestar. Los productores pueden ganar o perder dependiendo de la elasticidad-precio de sus cultivos” (*ibíd.*, p. 53). Un estudio de Adams *et al.* (1982), citado por EC (1995b), encuentra que emplear una simple multiplicación proporciona estimaciones un 20% mayores que si se tienen en cuenta los cambios en los precios y en el comportamiento.

EC (1995b) se pregunta asimismo en qué medida los precios cambiarán por efecto de los cambios en la producción. Si se asume que el análisis se centra en una sola planta y en el posible incremento o descenso de sus emisiones, el impacto total sobre la producción sería despreciable y los precios no se verían afectados. En caso de que el análisis se extienda a todas las plantas de generación de un país o región, el impacto sobre la producción ya sería considerable y tendría

efectos sobre los precios. El enfoque de ExternE, que se centra en cambios en las emisiones de una planta en concreto, permite asumir precios constantes.

La siguiente precisión conceptual o metodológica que emprende EC (1995b) es si se tienen que tomar los cambios en el valor neto de los costos de producción o en el valor bruto. Es evidente que en el caso de que exista un cambio en un factor exógeno como la deposición de contaminantes, puede mostrarse que el cambio en la renta neta después de deducir los costos de los *inputs* es dado por el *valor bruto* del cambio en la producción. Esta conclusión depende de algunos supuestos: (a) los productores son precio-aceptantes (es decir, existe competencia perfecta), (b) no hay cambios en los precios de los *inputs* o *outputs* y, relacionado con ello, (c) los cambios en las cantidades son marginales (*ibíd.*).

En el ámbito europeo, marcado por la Política Agraria Común (PAC), los precios no son íntegramente marcados por las fuerzas del mercado, sino que están establecidos normativamente. “En estos casos, muchos economistas han argumentado que los cambios en el valor de los *outputs* deberían ser valorados tomando los precios internacionales o de frontera” (*ibíd.*, p. 54). ExternE adopta esta posición, argumentando que la diferencia entre los precios nacionales y los internacionales no es la corrección de una externalidad.

Las recomendaciones que emergen de EC (1995a, p. 458) son:

- Como estimación inicial, parece razonable asumir que los precios no se ven afectados por los efectos de las emisiones del ciclo de combustible. En este sentido, el trabajo futuro deberá explorar más cambios en un contexto de equilibrio general.
- Las valoraciones deberán realizarse sobre la base del valor bruto empleando precios internacionales.
- Se precisan más funciones exposición-respuesta para muchos cultivos, especialmente para los de ámbito mediterráneo. La información de los agricultores y de otras fuentes sobre la pérdida de cosechas derivada de la contaminación puede ser empleada como primera aproximación para obtener las estimaciones de daño.
- Deberían investigarse los impactos de unos cambios más amplios de las emisiones, no sólo de las plantas generalmente limpias que operan en Europa actualmente.

Más recientemente, Watkiss *et al.* (2001) proporcionaban algunas consideraciones sobre múltiples efectos de la contaminación atmosférica, centrándose en las emisiones de partículas (las emisiones de SO<sub>2</sub> son tenidas en cuenta en esta referencia, asimilando esta componente a las partículas).

Es preciso tener en cuenta que aunque el ozono es considerado como el principal contaminante con efectos sobre los cultivos, el dióxido de azufre puede también influenciar en las cosechas y su calidad. Los efectos del SO<sub>2</sub>, sin embargo, pueden ser tanto positivos como negativos, y se producen tanto por mecanismos directos como indirectos (*ibíd.*, p. 8).

Tras una breve exposición de las funciones exposición-respuesta empleada en el análisis, se encuentra que se incurriría en pérdidas si se redujesen los niveles de SO<sub>2</sub>, debido al efecto fertilizante de este componente. Sólo en concentraciones por encima de los 15 ppb se producen efectos nocivos sobre las plantas (al menos, sobre las tratadas en este trabajo) y este nivel de inmisión raramente se alcanza en ambientes rurales del Reino Unido, donde se llevó a cabo el análisis. Al margen está la consideración de que no se tienen en cuenta los efectos sobre la alcalinidad de los suelos o los efectos indirectos, “por lo que se espera que las pérdidas totales sean menores” (*ibíd.*, p. 11).

El rango de sustancias analizadas en este apartado es algo más reducido que en el caso de los impactos sobre la salud. Las partículas en suspensión no dañan los cultivos, y el NO<sub>x</sub>, como se

indicaba previamente, actúa eventualmente como fertilizante. El  $\text{SO}_2$  a bajos niveles de concentración también tiene efectos positivos sobre los cultivos por tratarse de un nutriente (Rabl y Spadaro, 1998).

El ozono produce una serie de efectos perniciosos sobre los cultivos: lesiones, pérdida de cosechas y reducción del crecimiento, que además ocurren a lo largo de importantes áreas por ser un contaminante secundario (Fuhrer *et al.*, 1997). Los trabajos recientes en este campo se han centrado en determinar los niveles críticos de ozono en la atmósfera. Es posible obtener las funciones dosis-respuesta para este tipo de contaminantes a partir de los trabajos desarrollados por ExternE. Las dificultades asociadas a la medición de los efectos causados por el ozono obligan a desarrollar estudios en condiciones muy específicas, lo cual puede llegar a reducir la representatividad de los resultados obtenidos, por lo que suelen escogerse aquellas especies agrícolas más características dentro de la realidad geográfica objeto de análisis (en este caso, Europa).

La primera dificultad para abordar este tipo de impactos consiste en definir un conjunto de condiciones promedio que permitan calibrar la densidad de receptores sobre el conjunto de la región. Para ello es necesario contar con información detallada sobre las superficies dedicadas a cada uno de los tipos de aprovechamientos agrarios cuya productividad puede verse afectada positiva o negativamente por los aumentos en el nivel base de concentración de los contaminantes primarios y secundarios provenientes de la actividad de producción de energía.

Contando con esa información y con la estimación de los cambios inducidos en la concentración de cada uno de los contaminantes relevantes, que se obtiene con facilidad como un resultado intermedio del modelo simplificado de dispersión presentado, el analista aun tendría que obtener un factor de exposición-respuesta que pueda ser generalizable para el conjunto de los sistemas productivos localizados en el ámbito espacial del estudio. A diferencia de las funciones relacionadas con impactos sobre la salud, en el caso de los impactos agrícolas las funciones exposición-respuesta dependen de un conjunto de parámetros específicos de cada localización (temperatura, pluviometría, concentración base de contaminantes, etc.) que hacen imposible obtener el coeficiente que sería necesario por medio de una simple transformación de la derivada en un punto de la función exposición-respuesta original.

Existen distintas alternativas practicables para encontrar una solución a este problema. La primera consiste en obtener datos a partir de simulaciones con distintos niveles de los contaminantes característicos, en localizaciones españolas, con el fin de obtener el impacto sobre los distintos aprovechamientos agrícolas. En principio, a través de la utilización del software EcoSense, resulta posible obtener un conjunto de puntos que relacionen emisiones en fuente con impactos finales. Por otra parte, utilizando el modelo simplificado de dispersión (construido sobre la base del modelo del mundo uniforme) se pueden obtener los cambios en la concentración, tanto de contaminantes primarios como secundarios. Utilizando estos últimos como variable explicativa, es posible obtener mediante un sencillo análisis de regresión estadística, una función que relacione impactos con niveles de concentración. La derivada de esta función sería el factor exposición-respuesta que se necesita y que permitiría aplicar la metodología presentada a la determinación de los daños sobre los aprovechamientos agrícolas.

La segunda posibilidad consiste en utilizar los modelos existentes en Europa para valorar los beneficios de la reducción de emisiones (básicamente de  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$ ) en fuentes localizadas en España, sobre la agricultura europea. Este es el objetivo del modelo ALPHA [*Atmospheric Long-range Pollution Health Environment Assessment*]. En este caso, el daño imputable a un aumento de emisiones podría interpretarse a partir de los beneficios a los que se renuncia en el margen por no reducir las emisiones en la misma cantidad. Utilizando estos datos, a partir del costo unitario de las cosechas, es posible obtener los impactos (cosecha perdida) para cada nivel hipotético de emisiones y, por un procedimiento similar al anterior, obtener una función de impacto cuya pendiente, en un nivel de emisiones de referencia, sería igual al factor concentración-respuesta.

Las dos alternativas anteriores, que teóricamente deberían arrojar resultados equivalentes, no resultan asumibles en el contexto de esta investigación, por una serie de carencias en la base de información. La aproximación elegida, por lo tanto, se erige sobre datos promedio sobre la pérdida de cosechas por kilogramo de contaminación emitida en las centrales de generación utilizadas para calibrar el modelo simplificado de dispersión para España.

## D. Daños sobre materiales

Los efectos de la contaminación atmosférica sobre los materiales de construcción han sido, tradicionalmente, uno de los impactos que todo estudio de valoración de la contaminación atmosférica ha incluido. La opinión pública ha centrado su interés sobre los daños de la contaminación sobre los materiales, especialmente en el caso del patrimonio histórico-cultural (EC, 1998b). “Aún así, los impactos de la contaminación sobre los materiales, por supuesto, no están restringidos a los edificios con valor cultural [...], también sobre los edificios modernos y otros tipos de materiales como los textiles, el cuero y el papel. [Además], dada la relativa abundancia de edificios modernos comparada con la de antiguos, puede suponerse que los daños sobre los primeros sobrepasarán los de sobre los segundos” (*ibíd.*, p. 40). Sin embargo, esta afirmación parece algo aventurada; es cierto que, hablando únicamente en términos materiales, los daños sobre edificios modernos serán muy superiores a los de los edificios históricos, pero el valor de estos últimos hace que la cuantificación de los daños, atendiendo únicamente a los costos de reposición, pueda resultar incompleta. ExternE, de hecho, matiza la afirmación anterior: “Sin embargo, sin datos sobre el valor que la gente otorga a los monumentos históricos, la relativa importancia de los daños a los dos tipos de estructuras es una cuestión de especulación” (*ibíd.*).

Esta discusión, no obstante, trasciende el interés de este documento. La metodología empleada para la valoración de los efectos de la contaminación atmosférica, empleada en el presente trabajo, dado su enfoque regional, no emprende la valoración de los posibles impactos específicos de la localización de los focos de contaminación, en este caso las centrales de generación eléctrica. Además, la bibliografía consultada suele incidir en la dificultad (e incluso inconveniencia) de valorar los activos singulares (únicos), como los monumentos históricos.

A pesar de que el desarrollo de las funciones exposición-respuesta relativa a materiales es importante, la valoración de los efectos de la contaminación atmosférica sobre éstos presenta un problema más o menos importante: hasta el momento no existen, en función de la información disponible, datos de inventario de materiales relativos a España (de hecho, pocos países disponen de esta información). Esta restricción actúa como factor limitante de cierta importancia, lo que obligará, muy probablemente, a establecer supuestos apoyándose en inventarios europeos. Sin embargo, conviene insistir, en que los impactos sobre materiales (básicamente de agentes acidificantes y partículas), son capturados, como impactos estrictamente generalizables, por el modelo simplificado de dispersión diseñado a partir de la metodología de los modelos del mundo uniforme y calibrado para datos españoles.

Existen funciones dosis-respuesta bien desarrolladas para medir los impactos físicos de los SO<sub>x</sub>, y en ciertos casos de los NO<sub>x</sub>, las partículas en suspensión y el ozono, sobre ciertos materiales (por ejemplo, el acero galvanizado, las láminas de zinc, las pinturas, etc.). Sin embargo, aparte de compartir los problemas mencionados en párrafos previos de dependencia de las circunstancias meteorológicas locales (como la humedad relativa del aire y las horas de radiación solar), la aplicación de tales funciones para la estimación de daños es aún más difícil dada la falta de información reseñada sobre inventarios de materiales expuestos de cada tipo y sobre el costo de las medidas defensivas o de los costos de sustitución de dichos materiales. En consecuencia, las alternativas propuestas para

encontrar coeficientes adecuados de exposición-respuesta para fuentes localizadas en España no resultan practicable, a menos que se apliquen datos de inventario existentes para algunos países (como Francia y Noruega), a todo el conjunto de Europa. Por este motivo, es posible encontrar desde valores de referencia relativamente pequeños, como en el caso del daño estimado por ejemplo en Rabl (*op. cit.*), hasta valores relativamente elevados de daño por unidad de emisión obtenidos por ExternE (EC, 1998a). El promedio estimado por ExternE (EC, 1998a) se sitúa en el entorno de 0,23 US\$/kg de material afectado (Spadaro y Rabl, 1999a), aunque existe una dispersión muy importante entre el valor máximo de Londres (0,44 US\$/kg) y los mínimos de Albi y Nantes en Francia (0,07 US\$/kg).

## E. Daños a ecosistemas: pérdidas de servicios ecológicos

La valoración económica de los servicios ecológicos ha generado gran debate científico en los últimos años y sigue siendo uno de los objetivos de valoración que genera más controversia. La complejidad inherente a un sistema ecológico añade dificultades notables al análisis y la comprensión de su funcionamiento y, dada la definición de funciones ecológicas y servicios ecológicos que expone Costanza *et al* (1997), sin conocer las primeras no resulta trivial valorar económicamente los servicios que los ecosistemas proporcionan al ser humano.

En 1997, Costanza *et al.* publicaron un artículo en la revista *Nature* en el que se emprendía una valoración de los servicios de buena parte de los biomas de la biosfera. Este artículo generó un amplio debate donde se discutieron cuestiones como el valor final obtenido por los autores o la justificación para valorar económicamente los servicios ecológicos y la diversidad biológica de la biosfera. Todo indica, sin embargo, que el verdadero interés de este artículo reside en su capacidad para avivar un interesante debate y presentar un marco preliminar para analizar con mayor profundidad los servicios que nos proporcionan los ecosistemas.<sup>32</sup>

Costanza *et al.* (*op. cit.*) definen funciones ecológicas y bienes y servicios ecológicos: “las funciones ecológicas se refieren indistintamente a las propiedades o procesos del hábitat, biológicos o sistémicos de los ecosistemas. Los bienes (como los alimentos) o servicios ecológicos (como la asimilación de residuos) representan los beneficios que las poblaciones humanas obtienen, directa o indirectamente, de las funciones ecológicas” (Costanza *et al.*, 1997, p. 253). El conocimiento de las funciones ecológicas y la identificación de los bienes y servicios ecológicos derivados de éstas son, por tanto, las primeras etapas de una valoración de los ecosistemas (y una de los factores limitantes básicos para emprenderla con garantías).

El tratamiento de la diversidad biológica será escaso de manera individualizada, pero sin perder de vista la importancia que tiene en el mantenimiento de las funciones y servicios ecológicos. Es decir, la aspiración debe ser descender a un nivel de análisis que permita centrarse en la pérdida de servicios ecológicos y no en la pérdida de diversidad biológica. Heywood (1995) insiste en la idea de la importancia del mantenimiento de cierto nivel de diversidad biológica (en torno al concepto de capital natural crítico) que permita el mantenimiento de ciertas funciones y servicios ecológicos. “Su valor [el de la diversidad biológica] deriva de los bienes y servicios ecológicos que soporta” (*ibíd.*, p. 841). El interés de un economista, como tal, en este tipo de procesos sólo deriva de la convicción de que los mismos determinan el desarrollo y el mantenimiento de la estructura del ecosistema y, en última instancia, garantizan la continuidad en la provisión de bienes y servicios.

---

<sup>32</sup> En el momento de redactar este documento, el Grupo de Economía Ambiental de la Universidad de Alcalá (España) lidera un equipo de varias universidades para el desarrollo de un estudio, encomendado por el Ministerio de Medio Ambiente de España (2005-2008), dirigido a realizar una valoración económica de todos los activos naturales y ambientales del país y georreferenciar los valores unitarios por unidad de superficie sobre un sistema de información territorial.

Hay muchas maneras de evaluar los beneficios económicos de la diversidad biológica. Uno es proporcionar la mejor aproximación al servicio y otra, bien distinta, es alcanzar la mejor estimación de la disposición a pagar por mantener la diversidad biológica (Pimentel, 1998). La segunda opción proporciona una estimación mayor del valor del servicio que el valor real estimado del mismo. Pimentel (*op. cit.*) expone los resultados del estudio de Pimentel *et al.* (1997), en el que se desglosan los servicios ecológicos que ciertas especies proporcionan al ser humano. Da la sensación, en todo caso, de que no existe diferencia alguna entre ambas aproximaciones según se expone en Pimentel (1998); simplemente iniciar el análisis a nivel de especie/s e ir detectando uno por uno los servicios ecológicos de cada una de ellas proporciona una “lista” exhaustiva de servicios.

Las funciones ecológicas indican el total de procesos que operan a nivel de ecosistema, tales como los ciclos de materia, energía y nutrientes, así como aquellos procesos que operan a niveles ecológicos más bajos pero que tienen impactos en los patrones o procesos a nivel de ecosistema (Heywood, *op. cit.*). Estos procesos proporcionan al hombre una serie de bienes y servicios gratuitos de los cuales la sociedad depende, tales como el mantenimiento de la calidad de la atmósfera, control del ciclo hidrológico (prevención de crecidas y avenidas), generación y conservación de suelos, dispersión de contaminantes, madera, alimentos, etc.

Sobre este conocimiento, podrá construirse un esquema de valoración si puede establecerse la relación entre algunas funciones ecológicas y ciertos bienes y servicios ecológicos. El esquema de valoración deberá escoger una serie de atributos o valores susceptibles de ser valorados (recursos genéticos, valores recreativos, etc.), además de optar por una unidad o numerario.

El análisis económico emplea, como se ha repetido recurrentemente, el bienestar social expresado en unidades monetarias, por lo que es necesario establecer una relación entre las funciones ecológicas, bienes y servicios ecológicos y dicho bienestar. “Los servicios ecológicos consisten en flujos de materiales, energía e información de los *stocks* de capital natural combinados con los servicios del capital humano y manufacturado para producir bienestar [...] capital natural como esencial para el bienestar social [...] El capital humano y manufacturado necesita capital natural para su construcción” (Costanza *et al.*, 1997, pp. 254-255). En esta línea, los autores indican que resultaría trivial preguntarse cuál es el valor total del capital natural, pues sería infinito; resulta más apropiado preguntarse cómo los cambios en la cantidad o calidad de varios tipos de capital natural y servicios ecológicos pueden tener un impacto sobre el bienestar humano.

Las relaciones entre funciones, bienes y servicios ecológicos y bienestar social pueden ser tremendamente simples o extremadamente complejas. En ocasiones, la relación se manifiesta en algunos mercados (por ejemplo, los bosques proporcionan madera que no siempre tiene un mercado bien establecido) o, en gran parte de los casos, no existe un mercado explícito para ciertos bienes y servicios ecológicos (el bosque proporciona muchos servicios recreativos, de regulación del clima global, etc. que no poseen mercado).

Costanza *et al.* (*ibíd.*) defienden la necesidad de valorar económicamente los bienes y servicios ecológicos argumentando que las decisiones que la sociedad hace sobre los ecosistemas implican una valoración y que, por lo tanto, es necesario hacer explícita esa valoración, a pesar de las dificultades e incertidumbres que conlleva. “Mientras que nos veamos forzados a elegir, tendremos que pasar por el proceso de valoración” (*ibíd.*).

Sin embargo, las críticas que ha recibido ese trabajo no cuestionan la necesidad de valorar los servicios ecológicos. Gran parte se centra en cuestionar la metodología empleada, las cifras obtenidas y otros aspectos específicos del mismo (El Serafy, 1998; Opschoor, 1998; Toman, 1998; Huetting *et al.*, 1998) e, incluso, la valoración económica en sí misma (Toman, *op. cit.*; Norgaard y Bode, 1998; Rees, 1998), pero la comunidad científica parece haber asumido la importancia del mantenimiento de, si no todos, sí al menos ciertos servicios ecológicos para garantizar la actividad económica y, por

tanto, la supervivencia del ser humano. Los intentos de otras disciplinas, como la ecología, de emplear otro esquema de valoración parecen apoyar esta conclusión.

Una crítica también muy común consiste en enfatizar sobre los problemas de poner ‘precio’ a cuestiones como la Naturaleza o la vida humana (Rees, *op. cit.*; Norgaard y Bode, *op. cit.*). Sin entrar en la discusión acerca de las ventajas e inconvenientes de la valoración económica, y tomando como válida esta opción y su objetivo de medir el bienestar social, a la hora de emprender un ejercicio de valoración es necesario identificar qué funciones y bienes y servicios ecológicos se ven afectados por el factor estresante y cómo afectan al bienestar de la sociedad. “La validez [de esta aproximación] está condicionada por la existencia del absoluto conocimiento sobre la estructura relevante de los ecosistemas [...]. Los fundamentos de la valoración económica basándose en una aproximación funcional es una forma ‘correcta’ de abordar las conexiones entre la estructura ecológica, las características que proporcionan directamente a la sociedad con beneficios extractivos o no extractivos (bienes y servicios) y los procesos ecológicos que proporcionan los beneficios indirectos” (Turner *et al.*, 1998, p. 62).

Gran parte de los valores asociados a los ecosistemas tienen una manifestación en lo que, a continuación, se definirán como valores de no uso. Hasta hace poco se ha pensado que el único método de valoración que podía capturar este tipo de valores es el método de valoración contingente. La aplicación de este método en la valoración de los daños del accidente del Exxon Valdez en Alaska en 1989, y sus repercusiones en términos jurídicos derivados de la consideración por parte de la legislación estadounidense de que los valores de uso pasivo deberían incluirse entre los conceptos que pueden recuperarse (Arrow *et al.*, 1993), supusieron un hito en el desarrollo teórico-conceptual de este método de valoración.

Esta técnica de valoración “se basa en la obtención directa de estos valores proporcionados por los individuos a través del empleo de encuestas cuidadosamente diseñadas y administradas” (*ibíd.*, p. 3). La revisión del método de valoración contingente que realizan estos autores, enfocada esencialmente hacia su utilidad en procesos judiciales, es, por ello, exhaustiva y exigente. Las recomendaciones sobre la aplicación de este método que de esta revisión se obtienen deben considerarse una referencia esencial a la hora de aplicar esta técnica de valoración de intangibles.

El debate sobre la utilidad de este método para la estimación de los valores de no uso ha generado una profusa literatura, con Diamond y Hausman (1994) y Hanemann (1994) como referencias especialmente relevantes y Carson *et al.* (2001 y 2003) como una de las más completas y de carácter general, y distintas alternativas para la resolución de los problemas expuestos por estos autores y Arrow *et al.* (1993). La evolución teórica y operativa de este método de valoración, consecuencia del trabajo de *ibíd.*, sigue su camino centrándose especialmente en los denominados sesgos no instrumentales, cuyas características hacen de su resolución un problema complejo pero del que van obteniéndose algunas conclusiones; por ejemplo, en la actualidad parece haberse impuesto la aplicación del formato dicotómico en la encuesta, con el fin de evitar el sesgo estratégico en la respuesta (Cummings *et al.*, 1995), mientras que Cummings y Taylor (1999) abre algunas posibilidades para evitar el sesgo de la hipótesis.

Ahora bien, al profundizar en los métodos de declaración de preferencias, como el método de valoración contingente, al mismo tiempo se debe reconocer las bondades relativas de los métodos basados en atributos, en el contexto de la elección conjunta, como los que se desarrollan a partir de modelos de utilidad aleatoria (véase, por ejemplo, Walker y Ben-Akiva, 2002).

Los efectos que la generación de energía eléctrica tiene sobre los servicios ecológicos, y atendiendo al marco de análisis de este trabajo, son producidos por la contaminación atmosférica, hídrica y del suelo. Existen otras cargas ambientales que también tienen o pueden tener una importante influencia sobre los ecosistemas (vertidos accidentales, ocupación del territorio, etc.),

pero los datos de inventario disponibles ofrecen únicamente información sobre emisiones y vertidos no accidentales, residuos y extracción de recursos energéticos.

Son múltiples las actividades humanas que implican la emisión a la atmósfera de las sustancias contempladas, si bien se pueden encontrar algunas tendencias generalizables. De esta manera, se establecen como fuentes principales de SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> la quema de combustibles fósiles en las centrales de generación de energía eléctrica, la industria, el transporte y el sector terciario (comercial y residencial). Las emisiones de amoníaco (NH<sub>3</sub>) se deben principalmente a actividades agrarias (ganadería, uso de fertilizantes, etc.). Los componentes orgánicos volátiles (COV) se deben principalmente al uso de disolventes (en la industria y en el sector terciario) y al transporte rodado (evaporación del combustible y gases de escape con hidrocarburos no combustionados) (Cofala *et al.*, 2000). El sector de actividad objeto de análisis, el de la generación de energía eléctrica, implica también la emisión de NO<sub>x</sub>, derivados de la oxidación de los compuestos nitrogenados presentes en el combustible de partida, así como de COV, debido a la combustión parcial de los hidrocarburos y los escapes de combustibles (especialmente líquidos, mucho más volátiles). La combustión de hidrocarburos difícilmente puede ser origen de NH<sub>3</sub> ya que se trata de un proceso de oxidación de materia orgánica (mientras que el amoníaco es la forma reducida del nitrógeno), aunque es cierto que se puede generar en procesos asociados a la combustión, como es el caso de los *reductores catalíticos selectivos* (SCR) que eliminan NO<sub>x</sub> de los gases de escape de las plantas de ciclo combinado. En cualquier caso, ni los cuatro contaminantes atmosféricos son responsables únicos de los problemas de acidificación y eutrofización ni los sectores comentados son responsables exclusivos de las emisiones de esas sustancias.

Heywood (1995) expone algunos efectos que la contaminación tiene sobre los ecosistemas, basándose en una revisión bibliográfica en la que se identifica la acción de ciertos contaminantes con algunos efectos sobre los servicios ecológicos. Las emisiones de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y O<sub>3</sub> a la atmósfera pueden afectar directamente a los cultivos y a la vegetación, incluyendo a los bosques. El SO<sub>2</sub> y del NO<sub>x</sub> oxidados y transformados en ácidos fuertes precipitan y afectan negativamente a los ecosistemas acuáticos y terrestres, directamente haciendo descender el pH e indirectamente movilizándolo metales pesados, especialmente aluminio. Los efectos de la lluvia ácida son más graves en suelos ácidos y pobres, precisamente por el comportamiento del aluminio en estos sustratos. Los metales pesados y los microcontaminantes orgánicos pueden llegar a ser un serio problema en zonas muy afectadas por este tipo de contaminantes, especialmente a través de la acumulación de sustancias tóxicas a través de la cadena trófica.

La eutrofización de los sistemas acuáticos, que incrementa la liberación de nitrógeno debida a la precipitación ácida o de los nutrientes y materia orgánica de la depuración de aguas, puede conducir a acumulación de algas tóxicas, déficit de oxígeno o incluso la producción del sulfuro de hidrógeno (sustancia altamente tóxica) en sedimentos marinos y lacustres. El autor informa del incremento en la producción primaria del mar Báltico del 30% que no fue contrarrestado por un incremento de la descomposición, lo que ha generado condiciones anóxicas en las aguas profundas que afectan a las comunidades bentónicas y a la freza del bacalao. El incremento de nutrientes también provoca una mayor turbidez del agua.

A la hora de evaluar en términos económicos cómo se ve afectado un ecosistema por un factor estresante, es conveniente recurrir al concepto de *resiliencia ecológica*: “la medida de la magnitud de la molestia que puede ser absorbida antes de que el sistema mude de estructura, cambiando las variables y procesos que controlan su comportamiento” (Heywood, *op. cit.*, pp. 841-842). Según aclara el autor, este concepto de resiliencia es algo distinto al empleado tradicionalmente en ecología (medida de la resistencia a molestias y velocidad de retorno al estado de equilibrio del ecosistema). El término de resiliencia ecológica podría denominarse *resiliencia estructural* y mide los límites de la estabilidad de un sistema y para cada estado del

sistema, aunque éste esté lejos del equilibrio. Perrings *et al.* (1995a) diferencian entre la resiliencia concebida como la resistencia a las perturbaciones por parte de un ecosistema y velocidad de retorno al estado de equilibrio previo y la resiliencia como la magnitud de la perturbación que puede absorber un ecosistema antes de que el sistema centrado en un estado de equilibrio pase a otro estado de equilibrio alternativo.

Berkes y Folke (1998) realizan un recorrido práctico por el concepto de resiliencia, (definida como la capacidad de un sistema de absorber perturbaciones), intentando tender un puente entre la investigación social (centrada en instituciones, organizaciones y prácticas sociales) y la investigación ecológica (centrada en la dinámica de los ecosistemas a distintas escalas), visiones tradicionalmente divididas a pesar de su evidente complementariedad (Holling *et al.*, 2000). Estos últimos autores presentan una revisión teórica del concepto de resiliencia y su vinculación con las instituciones y el sistema económico, cuya lectura permite obtener los conceptos teóricos básicos de esta relación. “El énfasis está en conservar la resiliencia y la habilidad dinámica de los sistemas naturales de adaptarse al cambio, más que en la conservación de un estado estacionario ‘ideal’” (Perrings *et al.*, 1995b, p. 173).

En la abundante literatura acerca de este concepto siempre aparece implícito el concepto de sostenibilidad, en cualquiera de sus enfoques (fuerte ó debil); la sostenibilidad o el crecimiento sostenible pasa necesariamente por conservar la resiliencia de los sistemas naturales, no por evitar completamente la explotación de los mismos. En el concepto de sostenibilidad, la producción máxima de residuos se define como aquella igual o menor a la capacidad de asimilación del medio; como puede apreciarse, la sustitución de la palabra sostenibilidad por resiliencia en la frase anterior puede hacerse de forma inmediata.

También íntimamente relacionado con el concepto de resiliencia está el concepto de umbral; es precisamente la superación de estos umbrales lo que provocará la pérdida de resiliencia y, por ello, la pérdida de sostenibilidad del ecosistema (*ibíd.*). El conocimiento de estos umbrales y de los efectos de su superación sobre el bienestar de la población debe ser el punto de partida para una valoración económica de los impactos sobre los servicios ecológicos que se construya a través del concepto de *ruta de impacto*.

## F. Impactos asociados a categorías globales

Podría argumentarse que tanto la destrucción de la capa de ozono estratosférico, como las emisiones de gases de efecto invernadero (que se encuentran detrás del calentamiento global de la Tierra), impactan sobre la salud humana o sobre la productividad agrícola o sobre determinados servicios ecológicos, y se estaría en lo cierto. En sentido estricto, estas categorías de impacto serían susceptibles de ser asimiladas en cualquiera de las mencionadas previamente en este mismo capítulo. En este epígrafe se incluye el procedimiento para valorar aquella categoría global de impacto más relevante (los efectos asociados al aumento en la concentración en la atmósfera de gases de efecto invernadero); la valoración del impacto de las sustancias potencialmente destructoras de ozono estratosférico, pese a no detallarse en pro de la brevedad, han sido asimismo incorporadas en el cálculo de resultados, siguiendo un procedimiento similar (basado en la estimación del costo marginal de reducción de emisiones).

De entre el amplio conjunto de sustancias responsables del calentamiento global, este estudio ha analizado aquellos gases de efecto invernadero (GEI) que, estando presentes en el inventario de sustancias empleado (ETH), cuentan asimismo, con un margen de confianza suficiente, con información respecto a sus valores de potencial de calentamiento global («global warming potential» o GWP). Este potencial, que funciona en este sentido como factor de caracterización mediante el que se hacen equivalentes las emisiones de todas las sustancias a las de un compuesto de referencia sobre el que se hacen los cálculos numéricos, procede del Third Assessment Report del

IPCC (2001a). El potencial de calentamiento global es una unidad distintiva de cada sustancia responsable de dicho fenómeno climático que representa el efecto en términos de «refuerzo radiactivo» que cada compuesto tiene en relación con el CO<sub>2</sub> (compuesto de referencia). Estos potenciales de calentamiento global pueden calcularse para distintos horizontes temporales en función del periodo para el que se estén estimando los impactos futuros (20, 100 y 500 años), si bien el citado informe (*ibíd.*) recomienda utilizar los potenciales calculados a 100 años. La lista final de contaminantes, junto con sus valores de GWP correspondientes se señala en el cuadro a continuación.

**Cuadro 5**  
**LISTA DE SUSTANCIAS CONSIDERADAS Y VALORES DE POTENCIALES DE CALENTAMIENTO GLOBAL (GWP) UTILIZADOS**

	20 años	100 años	500 años
CO <sub>2</sub>	1,00E+00	1,00E+00	1,00E+00
CH <sub>4</sub> (metano)	6,20E+01	2,30E+01	7,00E+00
N <sub>2</sub> O (monóxido de dinitrógeno)	2,75E+02	2,96E+02	1,56E+02
CFC-11 (freón 11)	6,30E+03	4,60E+03	1,60E+03
CFC-114 (freón 114)	7,50E+03	9,80E+03	8,70E+03
CFC-12 (freón 12)	1,02E+04	1,06E+04	5,20E+03
CFC-13 (freón 13)	1,00E+04	1,40E+04	1,63E+04
Halón 1301	7,90E+03	6,90E+03	2,70E+03
HCFC 21	7,00E+02	2,10E+02	6,50E+01
HCFC 22	4,80E+03	1,70E+03	5,40E+02
HFC 134 <sup>a</sup>	3,30E+03	1,30E+03	4,00E+02
Tetraclorometano	2,70E+03	1,80E+03	5,80E+02
Triclorometano	3,50E+01	1,00E+01	3,00E+00
Diclorometano	1,00E+02	3,00E+01	9,00E+00

**Fuente:** IPCC (2001a) e inventario del ETH.

El calentamiento global se caracteriza básicamente por el aumento de la temperatura global de la superficie de la Tierra, que previsiblemente inducirá un aumento del nivel del mar, una variación de la magnitud y distribución de las precipitaciones y un aumento en la recurrencia de los fenómenos climáticos extremos (sequías, huracanes, etcétera). La alteración de estos parámetros climáticos tendrá los siguientes impactos:

- Impactos sobre la salud humana: la alteración de los patrones climáticos, el ascenso en el nivel del mar y los cambios ecológicos y sociales (migraciones desde las áreas costeras amenazadas o inundadas, donde se concentra un porcentaje importante de la población mundial), generará una cascada de impactos sobre la salud humana cuya magnitud en términos cuantitativos y cualitativos es muy difícil de precisar. Una aproximación a éstos se encuentra en el trabajo Eco-indicator (Goedkoop y Spriensma, 2000, p. 38, tomada de McMichael *et al.*, 1996).
- Impactos sobre las actividades productivas: de nuevo existe un elevado grado de incertidumbre en torno a los efectos del cambio ecológico y climático sobre la productividad agraria. A escala de continente europeo, los modelos predicen un

incremento en la aridez de las condiciones climáticas en el sur de Europa (el IPCC estima a partir de escenarios tendenciales que, en los países mediterráneos, se produciría un descenso en la humedad estival del suelo de entre un 15% a un 25%), con consecuencias negativas inmediatas sobre la capacidad de producción agraria de los países afectados, así como un desplazamiento hacia el norte de la frontera de la taiga en el norte del continente, con la consiguiente liberación de tierras aptas para el cultivo en esas latitudes. Así, por ejemplo, un incremento de un grado Celsius en la temperatura media de Europa conduciría a un desplazamiento de las áreas aptas para el cultivo de maíz de entre 200 a 400 km hacia el norte. El sur de Inglaterra, Holanda, Bélgica, y el norte de Alemania y Polonia se convertirían en zonas aptas para su cultivo (un incremento de cuatro grados Celsius las llevaría hasta Rusia y la península escandinava), (Stanner y Bourdeau, *op. cit.*). Otros sectores productivos, como el industrial y el financiero (aunque este último en menor medida, si atendemos a la creciente desmaterialización de la economía), también pueden verse afectados físicamente por el ascenso en el nivel del mar si están situados en zonas costeras amenazadas, lo que supondría un costo importante de relocalización de los centros de producción.

- Impactos sobre el medio construido: la alteración de los patrones climáticos y ecológicos supondrá previsiblemente una mayor incidencia de fenómenos climatológicos extremos (inundaciones, ciclones, etc.) y, por tanto, mayores costos de defensa y mitigación de daños. De igual manera, el mismo ascenso del nivel del mar puede llevar asociado un elevado costo por la inundación de centros habitados a lo largo de todas las costas continentales e insulares.

La medida del costo externo de la emisión de gases de efecto invernadero puede realizarse por medio de dos enfoques. En primer lugar, se puede valorar lo que le supone a la sociedad, en términos de bienestar, a través de los impactos descritos, que esas sustancias sean emitidas a la atmósfera y permanezcan en ella un tiempo determinado («periodo de residencia»). Este enfoque gira en torno a la eventual compensación exigida que proporcionaría al analista una estimación del valor monetario que sería equivalente a la pérdida de bienestar de la sociedad (en este caso a escala global, dadas las características del proceso), que debería ser compensada por parte de los agentes responsables de las emisiones de estas sustancias. En segundo lugar, de forma casi simétrica, podría optarse por un enfoque centrado en torno a la disposición a pagar por evitar el daño: el costo externo se equipararía al esfuerzo que la sociedad tendría que hacer para no padecer los daños derivados del aumento en la concentración atmosférica de dichas sustancias.

Cuando se pretende estimar directamente el valor monetario de la pérdida de bienestar de una sociedad afectada por el calentamiento global, toman relevancia cuestiones de equidad intergeneracional e intrageneracional implícitas en este proceso de degradación ambiental. Esto significa que las emisiones de una parte de las generaciones presentes y pasadas (países desarrollados, en gran medida) repercutirán negativamente sobre el bienestar de las generaciones futuras, con mayor incidencia sobre los países en vías de desarrollo que sobre los desarrollados según se desprende de las estimaciones de la distribución de los impactos físicos del calentamiento global (IPCC, 2001b). Por ello, la estimación de estos costos externos pasa por el cálculo del valor presente neto de los impactos futuros, ponderados con criterios de equidad de acuerdo con el principio de la utilidad marginal decreciente de la renta. De hecho, el valor final del costo externo calculado de esta manera, medido en dólares por tonelada equivalente de CO<sub>2</sub> (US\$/tCO<sub>2</sub>e), dependerá en buena medida de los dos parámetros que controlan la asignación de los costos en el tiempo y en el espacio: la tasa de descuento y la elasticidad de la utilidad marginal de la renta.

Todos los valores que se han aplicado a este estudio proceden de meta-análisis realizados por una serie de autores que han revisado y compilado los ejercicios empíricos de simulación llevados a cabo

en la literatura económica, todos ellos modelos de simulación con supuestos diferentes de partida. Por ello tampoco es posible definir qué valores de la tasa de descuento y elasticidad de la utilidad marginal de la renta (que, como estos estudios de simulación demuestran, son las más relevantes a lo hora de explicar el valor del resultado final), se han considerado en cada caso, sino los rangos en que se mueven estos valores y que explican su varianza:

Pearce *et al.* (1996): rango de cinco a 125 US\$/tCO<sub>2</sub>e propuesto en el Second Assessment Report del IPCC, tácitamente aceptado como referente por otros autores con posterioridad a esa fecha. La inmensa mayoría de las estimaciones de diferentes autores, con diferentes modelos y con distintos supuestos relativos a las tasas de descuento y a la ponderación por criterios de equidad, se sitúan en este rango.

- Tol *et al.* (2001): revisión de las estimaciones más relevantes llevadas a cabo a lo largo de los años 90. Ajustan el valor del costo externo a no más de 50 US\$/tCO<sub>2</sub>e, proponiendo como valor más probable 20 US\$/tCO<sub>2</sub>e. Los valores propuestos por estos autores consideran criterios de equidad intrageneracional (valor de la elasticidad de la utilidad marginal de la renta positivo). Los ejercicios revisados han tomado como supuestos tasas de descuento comprendidas entre 0% y 3%.
- Pearce (2002): ofrece el rango 7,1–48,2 US\$/tCO<sub>2</sub>e. Introduce criterios de equidad por medio del valor de una elasticidad de la utilidad marginal de la renta de uno. Se basa en las estimaciones más conservadoras de Nordhaus y Boyer (2000), Tol (1999), Roughgarden y Schneider (1999) y Tol y Downing (2000) con una tasa de descuento de un 3%.

Todos estos valores se han obtenido mediante modelos de simulación que predicen el daño ocurrido<sup>33</sup>, año a año, en todo el planeta debido al calentamiento global en sucesivas iteraciones. Sus limitaciones son numerosas y se deben fundamentalmente a la incertidumbre asociada a cualquier resultado, cuya varianza puede llegar a ser tan alta que invalide esos mismos valores (Tol, 2003). Pero también se deben a que están basados en un contexto de equilibrio parcial, de manera que no contemplan los ajustes con los que el sistema económico se adaptará a las nuevas condiciones climáticas globales, lo que probablemente sobreestima el costo externo.

**CUADRO 6**  
**COSTO EXTERNO DE LA EMISIÓN DE GEI ESTIMADO COMO VPN (VALOR PRESENTE NETO) DE LOS DAÑOS FUTUROS**

	Valor original	€ <sub>2000</sub> /tCO <sub>2</sub> e
<b>Pearce <i>et al.</i> (1996) [Second Assessment Report de IPCC]</b>		
Máximo	5 US\$ <sub>1990</sub> /tCO <sub>2</sub> e	6,010
Mínimo	125 US\$ <sub>1990</sub> /tCO <sub>2</sub> e	150,262
<b>Tol <i>et al.</i> (2001)</b>		
Mínimo probable	5 US\$ <sub>2001</sub> /tCO <sub>2</sub> e	4,531
Máximo probable	20 US\$ <sub>2001</sub> /tCO <sub>2</sub> e	18,124
Máximo posible	50 US\$ <sub>2001</sub> /tCO <sub>2</sub> e	45,311
<b>Pearce (2002)</b>		
Mínimo	4,3 UK£2000/tCO <sub>2</sub> e	7,061
Máximo	27 UK£2000/tCO <sub>2</sub> e	44,339

<sup>33</sup> Debido fundamentalmente a impactos sobre la salud y las actividades productivas.

**Fuente:** Ver bibliografía.

<sup>A</sup> Valores monetarios actualizados a € (para contrastar con los valores del EU ETS) con datos de Eurostat sobre el HICP (Harmonised Index of Consumer Prices).

La aproximación al costo externo desde la perspectiva del esfuerzo que hace la sociedad para reducir las emisiones de GEI suministra valores con mucha menor incertidumbre pero que, probablemente, sólo proporcionan al analista un límite inferior al valor real del costo externo. Todas las estimaciones realizadas en este sentido deben situarse en el contexto de las reducciones recomendadas, ya que aún no han sido acatadas por la totalidad de los países, del Protocolo de Kioto que, en su artículo 3 (disposición primera), establece que los países del anexo I deberán trabajar con miras a “reducir el total de sus emisiones de esos gases a un nivel inferior en no menos de 5% al de 1990 en el periodo de compromiso comprendido entre el año 2008 y el 2012.”<sup>34</sup>

Sobre la base de los datos sobre emisiones de gases de efecto invernadero por kWh contenidos en el inventario de partida, es posible asumir la valoración del costo externo asociado a esta categoría de impacto mediante la asignación de un valor unitario a cada una de las toneladas de dióxido de carbono equivalente. Para ello, es preciso tener en cuenta el contexto normativo y económico referente al cumplimiento del compromiso con el Protocolo de Kioto por parte de España. Las líneas fundamentales de la metodología de valoración propuesta se resumen como sigue:

- **Emisiones del periodo 2005-2007:** el valor unitario del beneficio ambiental se asimila al precio previsto (30,81 US\$/tCO<sub>2</sub><sup>35</sup>) de los permisos de emisión del mercado de emisiones de la UE (EU ETS) en ausencia de directiva de enlace según la fase (o escenario) 1 de EC (2003), ya que de acuerdo con la mencionada Directiva 2004/101/CE, no podrán utilizarse permisos de emisión procedentes de mecanismos de flexibilidad hasta 2008. Como puede verse más adelante, este estudio, encargado por la DG Medio Ambiente de la Comisión Europea, trata de anticipar el precio de los permisos de emisión como resultado de la entrada en vigor de la directiva de enlace («linking directive»). Este valor podría ser, efectivamente, representativo del precio futuro de los permisos, de acuerdo con la realidad del funcionamiento del EU ETS. Desde la primera transacción a mediados de febrero de 2005, la tendencia de los precios ha sido creciente hasta el mes de julio de 2005, momento en que se aproximaron a los 35,55 US\$/tCO<sub>2</sub>. A partir de ese momento, los precios muestran una tendencia a la estabilización un poco por debajo de los 29,63 US\$/tCO<sub>2</sub>, valor muy parecido a los 30,81 US\$/tCO<sub>2</sub> que sugiere la fase 1 de EC (*op. cit.*). Sin embargo, nada garantiza que el precio de los permisos de emisión se mantenga en ese nivel durante los dos próximos años, dadas la juventud y especificidad de este mercado. A pesar de que ya existe información acumulada sobre los precios reales de mercado, se ha optado por valorar los costos evitados externos con la cifra propuesta por el documento de la Comisión puesto que, dada la dispersión de dichos precios reales y la ausencia de una tendencia clara en su evolución entre febrero y febrero de 2006, dicho promedio no sería necesariamente representativo de la situación tendencial del mercado.
- **Emisiones del periodo 2008-2012:** para este periodo, el valor del beneficio ambiental se estima teniendo en cuenta que, para que España logre cumplir el Protocolo de Kioto

<sup>34</sup> Fuente: <http://unfccc.int/resource/convkp.html>

<sup>35</sup> El precio para el periodo 2005-2007 viene expresada en tCO<sub>2</sub>, y no en tCO<sub>2</sub>e, porque durante la primera fase de aplicación del EU ETS tan sólo se tendrán en cuenta las emisiones de CO<sub>2</sub>. Sin embargo, en este estudio se han considerado las emisiones del CH<sub>4</sub> y el N<sub>2</sub>O también para este periodo ya que, independientemente de que se recojan o no en el EU ETS tienen un impacto sobre el bienestar.

tal y como marca el Plan Nacional de Asignación de Derechos de Emisión 2005-2007, un volumen equivalente al 7% de las emisiones de 1990 se compensará mediante la compra de permisos de emisión procedentes de proyectos de Mecanismo de Desarrollo Limpio o Ejecución Conjunta. Por ello, el beneficio de las emisiones evitadas gracias a estos permisos basados en los mecanismos de flexibilidad del Protocolo de Kioto (el 41,2% de las emisiones evitadas totales) se valora por medio del precio estimado de estas unidades también según el caso 4.a de EC (*op. cit.*), el más ajustado a la realidad del EU ETS (competencia entre sectores y países y un máximo de 6% del volumen total de los permisos asignados inicialmente correspondiente a créditos de carbono obtenidos en proyectos). Por su parte, las tCO<sub>2</sub>e evitadas sin recurrir a éstos (el 58,8% de las emisiones evitadas totales) se valoran también por medio del caso 4.a de *ibid.*, que proporciona el costo marginal de reducción de la UE estimado en presencia de la Directiva de enlace (véase cuadro 7). La combinación de los valores monetarios y porcentajes mencionados permite obtener los valores unitarios de beneficio ambiental para los periodos 2005-2007 y 2008-2010. Otras estimaciones de los precios futuros de los créditos de carbono, que tienen valor de contraste respecto al seleccionado, se recogen en Natsource (2002) y Point Carbon (2003).

**Cuadro 7**  
**VALORES DE REFERENCIA PARA LA ESTIMACIÓN DEL VALOR UNITARIO DEL COSTO EXTERNO EVITADO EN TÉRMINOS DE tCO<sub>2</sub>e EVITADAS**

Periodo de aplicación	Valor original	Valor en unidad de referencia (€2005/tCO <sub>2</sub> e)	Significado	Fuente
2005 – 2007 100% emisiones evitadas	26 €2003/tCO <sub>2</sub> e	27,15	Precio de permisos en EU ETS en 2004-2007	Fase 1 de EC (2003)
2008 – 2011 58,8% emisiones evitadas	14,5 €2003/tCO <sub>2</sub> e	15,14	Costo marginal de reducción de emisiones de la UE	Caso 4.a de EC (2003)
41,2% emisiones evitadas	12 €2003/tCO <sub>2</sub> e	12,53	Precio futuro (2010) de permisos de emisión procedentes de proyectos (p.e., MDL)	Caso 4.a de EC (2003)

**Fuente** / Elaboración propia a partir de fuentes citadas

Nota: Valores traducidos a dólares al ser empleados en el texto.

**Cuadro 8**  
**VALORES UNITARIOS DE COSTO EXTERNO EN TÉRMINOS DE TCO<sub>2</sub>E EVITADAS**

Periodo de aplicación	Valor unitario (€2005/tCO <sub>2</sub> e)
2005- 2007	27,15
2008 – 2011	14,07

**Fuente.** Elaboración propia a partir de fuentes citadas

Nota: Valores traducidos a US\$ al ser empleados en el texto.

**Cuadro 9**  
**VALORES ALTERNATIVOS DE PRECIOS ESTIMADOS DE CRÉDITOS DE CARBONO OBTENIDOS EN PROYECTOS EN EL PERIODO 2008-2011**

Aplicación	Valor original	Valor en unidad de referencia (€ <sub>2005</sub> /tCO <sub>2</sub> e)	Significado	Fuente
	6,20 US\$ <sub>2003</sub> /tCO <sub>2</sub> e	5,72	Precio futuro (2010) de permisos de emisión en mercados internacionales (media)	Point Carbon (2003a)

41,2% emisiones evitadas	10,96 US\$ <sub>2002</sub> /tCO <sub>2</sub> e	12,63	Precio futuro (2010) de permisos de emisión en mercados internacionales (entrevistas con interlocutores cualificados)	Natsource (2002)
	23 US\$ <sub>2001</sub> /tCO <sub>2</sub> e	28,23	Precio futuro (2010) de permisos de emisión en mercados internacionales (modelos matemáticos post-Bonn / Marrakesh)	Natsource (2002)

**Fuente.** Elaboración propia a partir de fuentes citadas

**Nota:** Valores traducidos a dólares al ser empleados en el texto.

**Cuadro 10**  
**DAÑOS PRODUCIDOS POR LA EMISIÓN DE VARIOS CONTAMINANTES A PARTIR DE**  
**DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE GENERACIÓN ELÉCTRICA, SOBRE DISTINTOS**  
**RECEPTORES [US\$<sub>2006</sub>/kwh]**

Receptor	Carga	Lignito	Carbón	Petróleo	CCGN	Biomasa	Hidráulica	Fotovolt.	Eólica
<b>Salud</b>	<b>Nitratos</b>	6,48E-03	7,54E-03	6,15E-03	1,79E-03	2,15E-03	3,59E-05	8,62E-04	1,68E-04
	<b>O<sub>3</sub></b>	3,26E-04	3,80E-04	3,10E-04	9,00E-05	1,08E-04	1,81E-06	4,34E-05	8,49E-06
	<b>SO<sub>2</sub></b>	4,56E-03	1,09E-03	1,19E-03	4,19E-05	3,91E-05	1,34E-06	8,65E-05	1,30E-05
	<b>Sulfatos</b>	3,05E-01	7,31E-02	7,96E-02	2,80E-03	2,61E-03	8,92E-05	5,78E-03	8,71E-04
	<b>PM<sub>10</sub></b>	6,96E-03	8,36E-03	1,91E-03	6,75E-04	2,11E-04	3,82E-05	8,29E-05	3,64E-04
	<b>As</b>	8,58E-06	3,30E-05	1,22E-05	1,10E-07	n.d.	2,32E-08	9,69E-08	8,69E-07
	<b>Cd</b>	5,15E-07	2,28E-07	8,92E-07	1,49E-08	n.d.	3,48E-09	2,56E-08	1,02E-07
	<b>Cr(VI)</b>	1,58E-05	3,90E-05	1,73E-05	n.d.	n.d.	7,84E-08	1,24E-07	8,43E-07
	<b>Ni</b>	3,80E-07	9,92E-07	8,64E-06	4,11E-08	n.d.	1,18E-08	1,63E-07	1,51E-07
	<b>Dioxinas</b>	1,49E-08	1,43E-08	1,67E-09	n.d.	n.d.	5,14E-10	1,84E-10	5,90E-09
<b>Materiales</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	1,01E-03	2,43E-04	2,65E-04	9,31E-06	8,68E-06	2,97E-07	1,92E-05	2,90E-06
<b>Cultivos</b>	<b>O<sub>3</sub></b>	1,55E-03	1,80E-03	1,47E-03	4,27E-04	5,14E-04	8,60E-06	2,06E-04	4,03E-05
	<b>SO<sub>2</sub></b>	-9,02E-04	-2,16E-04	-2,35E-04	-8,28E-06	-7,72E-06	-2,64E-07	-1,71E-05	-2,58E-06
<b>Radionucleótidos y residuos radioactivos</b>		2,17E-05	6,96E-05	1,07E-03	n.d.	2,31E-05	2,00E-06	4,54E-06	2,00E-05
<b>Calentamiento global</b>		8,3E-03	7,10E-03	6,09E-03	3,31E-03	3,20E-04	2,59E-05	9,04E-04	1,82E-04
<b>Capa de ozono</b>		2,29E-08	6,62E-08	5,09E-07	1,06E-08	n.d.	1,79E-09	3,76E-07	1,11E-08
<b>TOTAL</b>		3,33E-01	9,95E-02	9,79E-02	9,13E-03	5,98E-03	2,03E-04	7,98E-03	1,67E-03

Fuente: elaboración propia

**CUADRO 11**  
**DAÑOS PRODUCIDOS POR LA EMISIÓN DE VARIOS CONTAMINANTES A PARTIR DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE GENERACIÓN ELÉCTRICA, SOBRE DISTINTOS RECEPTORES.**  
**Valor mínimo, esperado y máximo [US\$2006/kWh]**

	Carga	Lignito			Carbón			Petróleo			Ciclo combinado			Biomasa			Hidráulica			Fotovoltaica			Eólica		
		Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx	Vmin	Ve	Vmáx
Salud	Nitrato	5,0E-04	6,5E-03	9,3E-02	5,8E-04	7,5E-03	1,0E-01	4,7E-04	6,2E-03	8,8E-02	1,4E-04	1,8E-04	2,6E-02	1,7E-04	2,1E-03	3,1E-02	2,8E-06	3,6E-05	5,2E-05	6,6E-05	8,6E-04	1,2E-02	1,3E-05	1,7E-04	2,4E-03
	O <sub>3</sub>	3,5E-05	3,3E-04	4,8E-03	4,0E-05	3,8E-04	5,6E-03	3,3E-04	3,1E-04	4,6E-03	9,6E-06	9,0E-05	1,3E-03	1,2E-05	1,1E-04	1,7E-03	2,0E-07	1,8E-06	2,7E-05	4,6E-06	4,3E-05	6,4E-04	9,0E-07	8,5E-06	1,3E-04
	SO <sub>2</sub>	1,1E-04	4,6E-03	2,0E-01	2,7E-05	1,0E-03	4,6E-02	2,9E-04	1,2E-03	5,1E-02	1,0E-06	4,2E-05	1,8E-03	9,6E-07	3,9E-05	1,7E-03	3,3E-08	1,3E-06	5,7E-05	2,1E-06	8,7E-05	3,7E-03	3,2E-07	1,3E-05	5,6E-04
	Sulfato	1,5E-02	3,0E-01	6,6E+00	3,6E-03	7,3E-02	1,6E+00	4,0E-04	8,0E-02	1,7E+00	1,4E-04	2,8E-03	6,0E-02	1,3E-04	2,6E-03	5,6E-02	4,4E-06	9,0E-05	2,0E-03	2,9E-04	5,8E-03	1,2E-01	4,3E-05	8,7E-04	1,9E-02
	PM <sub>10</sub>	5,7E-04	7,0E-03	5,8E-02	7,0E-04	8,4E-03	7,0E-02	1,6E-04	2,0E-03	1,60E-02	5,6E-05	6,8E-04	5,6E-03	1,8E-05	2,1E-04	1,7E-03	3,2E-06	3,8E-05	3,2E-04	6,9E-06	8,3E-05	6,9E-04	3,0E-05	3,6E-04	3,0E-03
	As	2,0E-07	8,6E-06	3,7E-04	7,8E-07	3,3E-05	1,4E-03	2,9E-07	1,2E-05	5,2E-04	2,6E-09	1,1E-07	4,7E-06	n.d.	n.d.	n.d.	5,5E-10	2,3E-08	9,9E-07	2,3E-09	9,7E-08	4,1E-06	2,0E-08	8,7E-07	3,7E-05
	Cd	1,2E-08	5,2E-07	2,2E-04	5,4E-09	2,3E-07	9,7E-06	2,1E-04	9,0E-07	3,8E-05	3,5E-10	1,5E-08	6,3E-07	n.d.	n.d.	n.d.	8,2E-11	3,4E-09	1,5E-07	6,0E-10	2,6E-08	1,1E-06	2,4E-09	1,0E-07	4,4E-06
	Cr(VI)	3,7E-07	1,6E-05	6,7E-04	9,2E-07	3,9E-05	1,7E-03	4,1E-07	1,7E-05	7,4E-04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,8E-09	7,8E-08	3,4E-06	2,9E-09	1,2E-07	5,3E-06	2,0E-08	8,4E-07	3,6E-05
	Ni	8,9E-09	3,8E-07	1,6E-04	2,3E-08	9,9E-07	4,2E-05	2,0E-07	8,6E-06	3,7E-04	9,7E-10	4,1E-08	1,8E-06	n.d.	n.d.	n.d.	2,8E-10	1,2E-08	5,0E-07	3,8E-09	1,6E-07	7,0E-06	3,5E-09	1,5E-07	6,4E-06
	Dioxin.	1,5E-10	1,5E-08	1,5E-06	1,4E-10	1,4E-08	1,4E-06	1,6E-11	1,7E-09	1,7E-07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	5,1E-12	5,1E-10	5,1E-08	1,8E-12	1,8E-10	1,8E-08	5,9E-11	6,0E-09	5,9E-07
Mat.	SO <sub>2</sub>	5,8E-05	1,0E-03	1,9E-02	1,3E-05	2,4E-04	4,4E-03	1,5E-04	2,6E-04	4,8E-03	5,1E-07	9,3E-06	1,7E-04	4,8E-07	8,7E-06	1,6E-04	1,6E-08	2,9E-07	5,4E-06	1,1E-06	1,9E-05	3,5E-01	1,6E-07	3,0E-06	5,3E-05
	O <sub>3</sub>		1,5E-03	2,4E-02	1,2E-04	1,8E-03			1,5E-03	2,3E-02	2,8E-05	4,3E-04	6,5E-03	3,4E-06	5,1E-04	7,9E-03	5,6E-07	8,6E-06	1,3E-04	1,4E-05	2,1E-04	3,2E-03	2,6E-06	4,0E-05	6,2E-04
Cultivo	SO <sub>2</sub>		-9,0E-04	-1,4E-02	-1,4E-05	-2,2E-04				3,6E-03	-5,4E-07	-8,3E-06	-1,3E-04	-5,0E-07	-7,7E-06	-1,2E-04	-1,7E-08	-2,6E-07	-4,1E-06	-1,1E-06	-1,7E-05	-2,64E-04	1,7E-07	-2,5E-06	-4,0E-05
	Radionucleidos y residuos radioactivos		2,2E-05							1,1E-03		9,6E-06	9,0E-05	1,3E-03	2,3E-05			2,0E-06			4,5E-06			2,00E-05	
	Calentamiento global		8,3E-03			7,12E-03				3,1E-04	4,6E-03				3,2E-04			2,6E-05			9,0E-04			1,82E-04	
	Capa de ozono		2,3E-03			6,6E-08				1,2E-03	5,1E-02				0,0E+00			1,8E-09			3,8E-07			1,1E-08	
	Total		3,3E-01			9,9E-02									6,0E-03										

Fuente: Autor

## **VI. Discusión y conclusiones: la conmensurabilidad de resultados por tecnología de generación eléctrica**

Como se ha detallado, por diferentes motivos los impactos ambientales en que suele concentrarse la atención en la mayor parte de los estudios aplicados de valoración de las externalidades asociadas a la satisfacción de la demanda social de energía eléctrica, tiene su origen en un conjunto reducido de contaminantes que ocasiona pérdidas de bienestar a través de su dispersión en la atmósfera y que, en general (pero no únicamente), se emiten durante la fase de generación de energía eléctrica. Entre tales impactos, además, los que ocasionan la parte más importante de los daños son los que afectan a la salud humana (vía aumento de la tasa de morbilidad o de la tasa de mortalidad prematura), a través de la exposición directa de las personas afectadas.

Entre las razones que explican los daños que han sido objeto de mayor atención por parte de la literatura científica juega, sin duda, un papel destacado el hecho de que tales impactos están bien documentados, cuentan con metodologías adecuadas para resolver los problemas técnicos asociados a la medición de los mismos y a su valoración económica y, en general, existe un amplio consenso científico sobre la posibilidad de obtener estimaciones adecuadas, con niveles aceptables de confianza a un costo de información no prohibitivo. Este trabajo de investigación, consecuentemente, no podía ser una excepción a lo anterior. Sin embargo, merece la pena mencionar que, en este caso, parte del valor añadido de la investigación reside en el hecho de que se ha realizado un esfuerzo importante para ampliar el dominio tradicional de los estudios de valoración de externalidades asociadas a la energía eléctrica, al menos en lo que se refiere a las siguientes dimensiones:

En primer lugar, al incorporar un enfoque de ciclo de vida se amplían considerablemente las cargas ambientales consideradas que, aunque en su mayor parte se refieren a emisiones a la atmósfera, van más allá de las emisiones que se producen exclusivamente en la fase de generación de la energía involucrando fases anteriores como la extracción y transporte de combustible y posteriores, relacionadas por ejemplo con el tratamiento de los residuos. Es decir, aunque el análisis se sigue limitando a un conjunto de emisiones, éstas abarcan un conjunto notablemente más amplio de actividades necesarias para la provisión de energía por parte de cada sistema de generación.

En segundo lugar, la lista de sustancias consideradas es superior al reducido número de sustancias representativas o características en las que se han concentrado los estudios, por ejemplo, del proyecto ExternE. Esta ampliación se consigue en parte a través del uso de los factores de caracterización aportados por las metodologías de ACV y, en parte, involucrando nuevas valoraciones de sustancias hasta ahora no habituales en estudios de este tipo. Sin embargo, la lista de sustancias consideradas en este trabajo no abarca todas las que son habituales en los análisis de ciclo de vida que, al no pretender un resultado final en términos de valores económicos (al menos en sus más comunes enfoques), sólo exigen clarificar las equivalencias en términos de impactos físicos.

En tercer lugar, aparte de los impactos más característicos que han sido objeto de evaluación económica, en este documento se incorporan algunos otros no habituales o sobre los que existen mayores grados de incertidumbre, tarea ésta que se ha acometido con las necesarias cautelas sobre la precisión de los resultados que se derivan del menor desarrollo de los métodos de estimación de daños. En esta situación se encuentran los impactos sobre el bienestar derivados de la destrucción de ozono estratosférico y los daños ocasionados por los gases de efecto invernadero. Como es natural, en estos casos, existe un abanico más amplio de opciones respecto a la metodología de valoración.

La ampliación de las dimensiones del estudio exige un análisis más exhaustivo respecto a qué impactos se incluyen y, en particular, a la posibilidad de que, como resultado de la opción metodológica elegida, se esté dando un tratamiento asimétrico a los distintos sistemas de generación de energía eléctrica. En otras palabras, si esta línea de investigación consistiera simplemente en evaluar, por ejemplo, los impactos directos sobre la salud de los vertidos a la atmósfera ocasionados durante la fase de generación para cada tecnología de generación de energía, no habría ninguna dificultad mayor en la presentación y análisis de los resultados; en ese caso, por ejemplo, a nadie sorprendería que la tecnología nuclear tuviera un valor muy pequeño por kWh generado, que efectivamente el daño ambiental de la energía solar fotovoltaica fuera nulo y que los mayores daños estuvieran asociados a la producción de energía a partir de combustibles fósiles. Sin embargo, al tener una ambición mayor que la mencionada, se alcanza un conjunto de resultados que deben matizarse en función de la capacidad de las metodologías disponibles para dar cuenta de los impactos ambientales asociados a cada sistema de generación.

Sin lugar a dudas, los métodos más elaborados de valoración de externalidades están orientados al estudio de los principales impactos de las sistemas energéticos basados en la quema de combustibles fósiles, donde se producen hasta el 95% de las emisiones de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, y partículas en suspensión de todas las fuentes fijas de emisiones. Aunque el análisis de ciclo de vida extiende el inventario de emisiones a las fases de transporte, preparación del combustible y tratamiento de residuos, no cabe duda que para las tecnologías que dependen de combustibles fósiles (en este caso del lignito, el carbón, el petróleo y el gas natural en ciclo combinado), el grueso de las emisiones se produce en la fase de generación. En estos casos, las diferencias en el valor de las externalidades se explican con facilidad por variables tales como las calidades diversas de los combustibles utilizados (lignito pardo o negro, hulla y antracita, petróleo o gas natural), lo cual a su vez puede ser una variable derivada de su procedencia (nacional o importada como en el caso del carbón español) y por el grado de actualización de las tecnologías utilizadas o de aplicación de las normativas vigentes que, progresivamente permiten una reducción significativa en los niveles absolutos de emisiones a pesar del importante crecimiento que ha experimentado la oferta de energía eléctrica en los últimos años.

El mayor desarrollo relativo de las metodologías de análisis explica también el hecho de que, por ejemplo, dentro del marco de la metodología ExternE existan estudios referenciados en trece de los quince países de la UE (previa a la ampliación) sobre externalidades asociadas a la generación a partir de carbón o el lignito y de gas natural (entre las que es posible establecer una

comparación directa e intuitiva), mientras que sólo en uno de ellos hay un estudio referenciado sobre energía fotovoltaica y en sólo seis hay estudios sobre energía eólica (a pesar de que estas dos últimas tecnologías de generación existen, en mayor o menor medida, en todos los países y, en todos ellos, se han desarrollado instrumentos para su promoción).

Como puede observarse en el cuadro 12 en la que se descomponen las emisiones de los contaminantes atmosféricos más importantes en distintas fases del ciclo de vida para las tecnologías de producción de energía a partir del lignito y del carbón, el grueso de las emisiones de los compuestos más nocivos se concentra en la etapa de combustión, es decir, en la fase de generación de energía eléctrica. Así, el 97% de las emisiones de SO<sub>2</sub>, (responsable del 95% y del 80% del valor esperado del daño sobre la salud, los materiales y la producción agrícola respectivamente para la generación a partir de lignito y de carbón) se produce en la fase de generación. Un razonamiento similar puede hacerse para los demás compuestos incluidos en la tabla. El razonamiento anterior conduce a la conclusión de que los valores económicos de los impactos de las tecnologías de generación de energía a partir de combustibles fósiles deben considerarse como costos marginales que dependen prácticamente en su totalidad de la cantidad de energía que se produzca con la tecnología actualmente en uso y del potencial contaminante de los combustibles utilizados. En otras palabras, para este tipo de tecnologías el peso relativo de los impactos relacionados con la construcción de nuevas plantas de generación es relativamente pequeño y, en consecuencia, la incorporación del análisis del ciclo de vida no aporta mejoras considerables en la estimación de las externalidades asociadas a la generación de energía.

**Cuadro 12**  
**DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE LAS EMISIONES CARACTERÍSTICAS POR FASES DEL CICLO DE VIDA PARA LAS TECNOLOGÍAS DE LIGNITO Y CARBÓN**

FASE	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	Cd	PM10	As	Ni
Minería	1,42	1,06	19,53	0,14	19,53	19,53
Transporte y preparación	5,51	1,42	2,93	0,20	2,93	2,93
Planta de generación (combustión)	93,06	97,52	77,53	99,66	77,53	77,53

**Fuente:** Elaboración propia

Esta conclusión se debe modificar cuando se aborda el estudio de las externalidades asociadas a otras tecnologías de generación. En un nivel intermedio se encuentra la producción de energía en centrales de ciclo combinado, que cuando se compara con las tecnologías tradicionales de combustión mencionadas arriba, a los efectos de este trabajo, presenta dos diferencias relevantes. En primer lugar, las emisiones de los contaminantes más perjudiciales son sensiblemente menores debido a la mejor calidad del combustible utilizado. Así, las emisiones promedio de SO<sub>2</sub> por unidad de energía generada en la tecnología de ciclo combinado son cien veces menores que las de la tecnología del lignito y treinta veces menores que las de las tecnologías de carbón y petróleo (concretamente un kWh obtenido mediante el ciclo combinado ocasiona en valor esperado unas emisiones equivalentes al 0,92%, 3,83% y 3,52% de las que resultarían si tal unidad de energía se obtuviera respectivamente mediante la combustión del lignito, el carbón y el petróleo); las emisiones de nitratos (70%, 23% y 29%) y de partículas (9%, 8% y 35%) son también una fracción de las que resultan de las tres tecnologías convencionales de generación. Este hecho, por sí mismo, explica que el valor esperado del daño ambiental resultante de la generación de energía mediante la tecnología del ciclo combinado sea sólo una fracción del que resulta de las tecnologías convencionales, muy similar al que se obtiene para la generación a partir de biomasa, y resulte comparable al que se obtiene de algunas tecnologías renovables como la generación solar.

La segunda diferencia importante se encuentra en el hecho de que, en el caso del ciclo combinado, las emisiones están mejor distribuidas en las diferentes fases del ciclo de vida. Así, por ejemplo, como se observa en el cuadro siguiente para el SO<sub>2</sub>, el contaminante primario con mayor impacto, la combustión representa un aporte menor (del 0,6%) mientras que las emisiones se concentran en la distribución (84%). Del mismo modo, también a diferencia de las tecnologías convencionales, en este caso cobra una cierta importancia el impacto asociado a la expansión de capacidad productiva y, en particular, a la construcción y desmantelamiento de las centrales de ciclo combinado. Esta fase es responsable, como puede observarse, del 15% de las emisiones de SO<sub>2</sub> y del 38% de las de partículas en suspensión.

**Cuadro 13**  
**DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE LAS EMISIONES CARACTERÍSTICAS POR FASES DEL CICLO DE VIDA PARA LA TECNOLOGÍA DE GAS NATURAL EN CICLO COMBINADO**

FASE	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>
Construcción y desmantelamiento	1,6	15,4	38,0
Distribución	81,6	84	15,6
Planta de generación (combustión)	16,7	0,6	46,4

Fuente / Elaboración propia

En otras palabras, el costo externo ocasionado por la generación de energía mediante ciclo combinado tiene dos componentes básicos cuya importancia dependerá de si la generación de energía adicional exige o no de un aumento en la potencia instalada. El primero de ellos, que podemos denominar marginal a corto plazo, se asocia a la generación de un kWh adicional en las plantas existentes (es decir, es el resultado de un uso más intenso de la capacidad instalada en este momento). El segundo de ellos, en la hipótesis (bastante plausible) de que se construyan nuevas centrales, es el resultado de la ampliación de capacidad y se refiere a los costos medios por kWh de la construcción y el desmantelamiento de la capacidad productiva. De ese modo, por ejemplo, puede decirse que la generación de energía a través de la tecnología de ciclo combinado se consigue con un costo marginal de corto plazo, y un costo medio fijo; este último, a diferencia de las tecnologías tradicionales de combustión, alcanza una participación del 13,41% en el total. La suma de ambos, en condiciones normales de utilización de la capacidad instalada, puede interpretarse como el costo marginal de largo plazo.

Con respecto a la composición del costo marginal a corto y largo plazo, la tecnología de generación de energía a partir de biomasa es muy similar a la de ciclo combinado. Aunque, como puede observarse en el cuadro 13, el peso relativo de las emisiones en fase de combustión es relativamente mayor que en la tecnología de ciclo combinado. Sin embargo, éste se compensa por un aumento importante en el peso de las emisiones en la fase de transporte de modo que las emisiones asociadas directamente a la generación (transporte más combustión) suponen una proporción de las emisiones totales de los contaminantes más relevantes muy similar en ambas tecnologías. Aunque es mayor el peso relativo de los nitratos y las partículas, esto se compensa también por una menor importancia relativa de las emisiones de SO<sub>2</sub> relacionadas con el transporte y combustión de la materia prima.

**Cuadro 14**  
**DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE LAS EMISIONES CARACTERÍSTICAS POR FASES DEL CICLO DE VIDA PARA LA TECNOLOGÍA DE COMBUSTIÓN DE BIOMASA**

FASE	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>
Producción de biomasa	24,3	10,6	56,4
Transporte	3,9	2,2	8,2
Planta de generación (combustión)	71,8	87,1	35,4

Fuente / Elaboración propia

La diferencia entre los componentes de costo asociados directamente a la producción de energía y los costos derivados de la instalación de capacidad es mucho más importante en lo que se refiere a las energías renovables y es, por lo tanto, en este aspecto en el que es más relevante la contribución del análisis de ciclo de vida. Como se ha mencionado antes, cualquier metodología que se centre solamente en emisiones a la atmósfera y en la generación directa de energía, podría estar ignorando otros impactos y sesgando indebidamente los resultados a favor de las llamadas energías alternativas. El análisis a partir de datos de inventario que recojan todas las emisiones durante el ciclo de vida aporta, en consecuencia, unos resultados más equilibrados y comparables para las energías renovables.

Dentro de este ámbito merece una mención especial la tecnología solar fotovoltaica. Si solamente considerásemos las emisiones en la fase de generación deberíamos catalogar esta energía como absolutamente limpia. En ese contexto, en términos económicos el costo marginal externo a corto plazo de “producir” energía (eléctrica) solar es efectivamente igual a cero. Sin embargo, el inventario de las principales cargas ambientales que se presenta en la tabla a continuación, revela que la instalación de capacidad, en este caso de celdas solares, trae consigo importantes cargas de contaminación asociadas a la producción de silicio, su depuración, a la fabricación de celdas solares (mediante el proceso de transformación de sílice mineral en silicio metalúrgico) y al ensamblaje de módulos.

**Cuadro 15**  
**DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DE LAS EMISIONES CARACTERÍSTICAS POR FASES DEL CICLO DE VIDA PARA LA TECNOLOGÍA DE GENERACIÓN FOTOVOLTAICA**

FASE	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	Cd	PM <sub>10</sub>	Ni
Producción de Si-GM	34,47	35,61	37,94	85,6	36,89
Purificación de Si-GM	8,34	7,96	7,11	1,58	8,12
Fabricación de células	18,06	17,85	13,6	0,79	15,58
Ensamblaje de módulos y colectores	39,13	38,58	41,35	12,03	39,41
TOTAL (Kg/Tj)	76,50	186	4,93E-04	3,34E-02	2,29E-02

Fuente / Elaboración propia

Estas emisiones, todas ellas relacionadas con la ampliación de capacidad, son las que explican que el costo externo medio de capital fijo de la tecnología fotovoltaica alcance un valor relativamente alto (un valor que se encuentra en línea con la estimación obtenida en el único estudio incluido en ExternE, elaborado por Dinamarca, para esta tecnología). De acuerdo con lo anterior, aunque su costo marginal externo a corto plazo sea nulo, cuando se considera la creación de capacidad productiva, la energía solar ocasiona un daño externo sensiblemente superior al de la tecnología eólica, y se sitúa en valores comparables, sino superiores, a los de las externalidades producidas por la generación de energía a partir de biomasa o mediante centrales de ciclo combinado.

El ejemplo anterior refleja con claridad el modo de utilizar la información sobre impactos ambientales en el caso de una tecnología en que, cualquiera que sea el tipo de placas utilizadas, la cantidad de energía producida es proporcional al volumen de capacidad instalada (medida por ejemplo por la extensión en metros cuadrados de los paneles instalados). Ésta es una tecnología de costos medios fijos constantes y marginales externos constantes, de modo que los valores obtenidos pueden ser interpretados como costos marginales a largo plazo (ya que si se duplica la capacidad instalada con la misma tecnología, se duplicará en condiciones normales la generación efectiva, y se duplicará el daño ambiental). En otras palabras, aunque el daño ambiental no se produce en la fase de generación, ese daño sí es proporcional a la cantidad generada de energía y existe una relación directa entre la cantidad de energía generada y el daño ambiental producido.

Con respecto a otros métodos alternativos de producción de energía, como la generación eólica e hidroeléctrica, la energía solar fotovoltaica comparte la característica de tener un costo marginal externo asociado a la fase de generación que puede considerarse muy próximo a cero, al menos en lo que tiene que ver con los impactos que producen las emisiones atmosféricas más relevantes por su impacto sobre el bienestar. En los tres casos todas las cargas ambientales consideradas, y su impacto resultante sobre el bienestar, tienen su origen en otras fases del ciclo de vida (aunque sería importante matizar esta afirmación en el caso de las explotaciones hidroeléctricas). La similitud es mayor con el caso de la energía eólica en la que también interviene una fase previa de producción e instalación de equipos de generación cuyas cargas ambientales pueden estimarse mediante los inventarios que aporta el ACV y existe una relación de proporcionalidad entre la potencia instalada y la generación final de energía eléctrica que permite obtener una medida del costo marginal de largo plazo por unidad de generación. La única diferencia importante es que el balance de externalidades asociadas a los principales contaminantes arroja un resultado favorable a la energía eólica cuyo costo externo por kWh es significativamente menor (equivalente a la quinta parte del asociado a la energía solar). Tal diferencia, al menos en parte, podría encontrar una explicación en la escasa eficiencia energética de las placas solares actualmente en funcionamiento a pesar de las expectativas de un importante progreso tecnológico en ese sentido en los próximos años. En otras palabras, a pesar de la importante diferencia en cuanto al costo externo, no debe ignorarse el hecho de que la tecnología eólica se encuentra técnicamente consolidada, mientras que la energía solar tiene aun muchos rasgos de tecnología experimental.

En otros términos, la energía eólica se encuentra en una categoría intermedia entre el ejemplo de la solar fotovoltaica y la hidroeléctrica. La mayor parte de los daños se producen en las fases previas a la generación y se pueden explicar por la fabricación, transporte, instalación y eventual desmantelamiento de los molinos; además la cantidad de energía generada, con la tecnología dada y en condiciones meteorológicas medias, es proporcional a la capacidad instalada. Así, al igual que la fotovoltaica, los costos medios son constantes, la tecnología exhibe rendimientos constantes de escala y los costos marginales obtenidos pueden interpretarse como costos marginales externos de largo plazo. Todo lo anterior es aplicable a los impactos ambientales de la energía eólica con una sola excepción: el deterioro de la calidad del paisaje o cualquier otro impacto asociado a la capacidad y desvinculado de la actividad o del volumen de energía que se produzca. Así, la información aportada por este trabajo será más o menos suficiente para juzgar el impacto ambiental de este tipo de energía dependiendo de si se asume que estos últimos impactos son relativamente pequeños o, por el contrario, tienen un peso relativo muy importante.

No obstante, debe llamarse la atención sobre la existencia de impactos específicos de las tecnologías eólica e hidroeléctrica, sobre los que es imposible obtener una estimación que permita alguna comparación con los impactos hasta el momento incorporados en el estudio. Esto ocurre porque, de un modo u otro, la producción de nueva capacidad de generación eólica o hidroeléctrica, salvo probablemente el caso de las minicentrales, está asociada con una ocupación significativa del territorio. En el primer caso, el de la energía eólica, tal ocupación se traduce en una interferencia de algunas funciones asociadas a los emplazamientos y principalmente de los valores paisajísticos y recreativos. Aunque tal impacto sobre las comunidades locales puede estar en muchos casos parcialmente internalizado por las compensaciones que estas reciben, no debe pasarse por alto la imposibilidad de acometer su valoración mediante un análisis de ciclo de vida (dificultad que también comparte la metodología ExternE).

En el caso de la generación hidroeléctrica ocurre una situación similar ya que resulta imposible obtener una medida general y comparable sobre el impacto ambiental asociado a la construcción de nuevos embalses o de infraestructuras que aumenten la capacidad de generación.

Cada una de las instalaciones existentes o que se construyan en el futuro, tendrá un impacto ambiental propio que depende, en gran medida, de los servicios ambientales a los que se renuncie o que resulten comprometidos por la necesaria regulación de caudales que permita aumentar la capacidad de generación. Admitido lo anterior, cabe preguntarse por la utilidad que podrían tener los resultados obtenidos para evaluar, por ejemplo, la conveniencia de aumentar la generación de energía hidráulica. La respuesta en este caso puede ser doble; si la ampliación se produce sin aumentar la capacidad instalada, el argumento relevante serán los costos variables y en consecuencia la información sobre los daños asociados a la generación y, en consecuencia, nuestros resultados son plenamente aplicables. Si, por el contrario, se considera que no es posible ampliar la cantidad de energía aportada por esta tecnología sin contar con nuevas presas o trasvases, los daños relevantes escapan a nuestro objeto de estudio (y a las metodologías empleadas) de modo que deberán ser objeto de una investigación específica.



## VII. Conclusiones

### A. Los recursos naturales en el crecimiento económico

Las teorías modernas del crecimiento económico comenzaron a desarrollarse esencialmente hace algo menos de siete décadas. En esas primeras teorías los recursos naturales y el medio ambiente se obvian. De ese modo, se asume que los flujos o las tasas de crecimiento de la producción agregada dependen de la aplicación de los servicios proporcionados por un *stock* de capital (que puede aumentar a partir de la inversión neta y como resultado del ahorro interno o los flujos exteriores de capital) y el trabajo (cuya oferta es básicamente fija a corto plazo). Incluso en ausencia de consideraciones ambientales, es fácil percibir que los límites al crecimiento derivan, en estas primeras aproximaciones conceptuales, del hecho de que, a medida que crece el capital *per capita*, la tasa de crecimiento económico *per capita* disminuye hasta alcanzar un estado estacionario. La siguiente generación de teorías incorporaba la tecnología al resto de los factores de producción. A menudo se asume que el progreso tecnológico es exógeno, aunque las teorías más recientes han relajado este supuesto algo ficticio. Al incorporar un factor de progreso tecnológico, el crecimiento económico puede sostenerse a partir de avances técnicos. El papel del capital natural permaneció esencialmente al margen de la teoría del crecimiento. Hubo que esperar a la década de 1970 para que las consideraciones ambientales y sobre los recursos naturales se integrasen como un factor más de crecimiento económico. Sin embargo, estas primeras reflexiones no se consolidaron hasta finales de los años setenta (impulsadas, entre otras cosas, por el impacto del aumento de los precios internacionales del petróleo). Aun así, es hace apenas dos décadas cuando comienzan a elaborarse teorías específicas de crecimiento económico (ambientalmente) sostenible. Se asume, desde entonces, que el crecimiento económico depende (o depende también) del nivel, la calidad y la gestión de los recursos naturales (tanto renovables como no renovables), y del vector de calidad ambiental. Éste, a su vez, depende del nivel y el crecimiento de las corrientes residuales y la capacidad de asimilación natural del medio o el nivel de gastos defensivos (que no aumentan el bienestar sino que restauran la situación inicial, previa al deterioro). En todo caso, si algo es evidente en la evolución de la teoría del crecimiento económico es que éste es, ante todo, un proceso de inversión por parte de la sociedad, que adopta diferentes formas. El ritmo y la calidad del crecimiento dependen del tamaño y la composición de dicha inversión.

Nada podría decirse ya, no obstante, al margen del concepto de sostenibilidad. Desde la perspectiva del análisis económico, conviene adoptar una noción normativa de sostenibilidad que puede dividirse en dos componentes: la eficiencia dinámica y la equidad intergeneracional (Stavins *et al.*, 2002). Esta perspectiva, sin embargo, no es única ni necesariamente excluyente. Parece más bien el resultado de un conjunto de reflexiones desarrolladas en las últimas décadas, de las que, a nuestro juicio, las más interesantes se sitúan en torno a la teoría del capital. Esta definición de sostenibilidad suele referirse a conceptos propios de la economía neoclásica y, en particular, a las mejoras potenciales en el sentido de Pareto (en el sentido de Kaldor-Hicks) y la compensación interpersonal, consolidados desde un punto de vista teórico. En un contexto intertemporal, la eficiencia dinámica se erige como una condición necesaria, pero no suficiente, para una idea de sostenibilidad que tiene contenido normativo como objetivo de políticas públicas. En ausencia de eficiencia, el consumo constante a un nivel estrictamente igual al nivel de subsistencia podría satisfacer este requisito y, sin embargo, no sería aceptado como un objetivo social razonable o una meta de políticas públicas.

Cualquier criterio normativo mínimamente sensato debería incluir alguna noción de no derrochar. Dicho de otra manera, cualquier definición relevante de sostenibilidad que sea empleada como criterio normativo por la sociedad, debería incluir la eficiencia dinámica.

$$W_t = \int_{\tau=0}^{\tau=\infty} U(c(\tau)) e^{-r(\tau-t)} d\tau,$$

siendo  $\tau$  la tasa social de preferencia temporal.

Es deseable evitar la degradación innecesaria de los recursos y si la sostenibilidad tiene un carácter normativo como objetivo de políticas públicas, entonces la eficiencia dinámica es una condición necesaria para una interpretación significativa de este concepto. Hay algo más importante, en cualquier caso: lo relevante en ese proceso de optimización dinámica es que  $W_t$  debe capturar el bienestar total y no sólo una parte del mismo. Cualquier otra situación induciría, casi sin poder evitarlo, a error en el diseño y aplicación de las políticas de desarrollo. Dicho de otra manera, omitir contribuciones ciertas al bienestar por parte de cualquier tipo de capital, conduciría inexorablemente a subestimar el valor total del bienestar e, igualmente, omitir cualquier forma de depreciación de capital llevaría a sobreestimarlos. Ahí reside el interés fundamental de incorporar el valor de las externalidades ambientales de la generación eléctrica al proceso de toma de decisiones.

## B. El papel de la energía

La planificación energética es una parte integral del desarrollo económico (se profundizará más en esta idea en el siguiente documento de esta línea de trabajo: Azqueta y Delacámara, 2007). Se podría afirmar, en realidad, que desde un punto de vista estratégico, pocos campos de la política pública son tan trascendentes en este momento, aunque no es el objetivo de este trabajo analizar en detalle esta conjetura. Lo cierto, en todo caso, es que el aumento en la provisión y el uso de energía es un elemento crítico, altamente correlacionado con el desarrollo económico. El desarrollo de los servicios energéticos compite, en presencia de recursos escasos, con otras inversiones.

Habitualmente, las economías más desarrolladas emplean más energía para producir una unidad de producto. Sin embargo, es igualmente cierto que la intensidad energética desciende a lo largo del tiempo, a medida que se profundiza en el proceso de industrialización, como resultado de la adopción de tecnologías más eficientes de producción y consumo y cambios en el tejido

productivo. Hay, en cualquier caso, una observación especialmente relevante para América Latina y el Caribe: la intensidad energética tiende a alcanzar el máximo mucho antes y a un nivel más bajo a lo largo de la senda de desarrollo que en países previamente industrializados. Toman y Jemelkova (2003) sugieren que, al margen de cambios en la composición de la actividad económica hacia bienes y servicios menos intensivos en energía, y un aumento en la eficiencia de conversión térmica, la productividad aumentaría en los factores de producción no energéticos, en parte como resultado del aumento en el uso de formas energéticas más flexibles (combustibles líquidos y electricidad). Dicho de otro modo, los cambios en la calidad de los servicios energéticos conducen a aumentos genéricos de productividad, más allá de la disponibilidad física de la energía en sí. El análisis económico ha centrado su atención, fundamentalmente, en analizar cómo emplean la energía las economías menos desarrolladas y no tanto en entender cómo las sociedades que emplean energía se desarrollan. El matiz podría parecer trivial pero no lo es.

Para niveles bajos de ingreso, la energía suele obtenerse a partir de fuentes biológicas (madera, estiércol) y del esfuerzo humano (también de origen biológico). Los biocombustibles más procesados (como el carbón vegetal), la fuerza de animales o la energía comercial de origen fósil entran en etapas posteriores. Los combustibles fósiles comerciales y, en última instancia, la electricidad sólo predominan en etapas avanzadas del desarrollo y la industrialización. Lo que caracteriza, en todo caso, a la mayor parte de las economías de la región es la coexistencia de estos recursos energéticos primarios. Los cambios en los costos relativos de oportunidad junto con los niveles de renta explican las decisiones de los usuarios finales de energía. Pese a las diferencias, en todo caso, lo cierto es que la provisión de energía es una actividad costosa, que exige una variedad de insumos, tanto si el costo se expresa en términos de trabajo asignado a recolectar biomasa o en gastos en combustibles comerciales. De ese modo, el consumo de energía depende, entre otras cosas, del costo de oportunidad de cada uno de esos insumos (cocinas, redes de distribución eléctrica, etc.).

Desde un punto de vista estrictamente económico, la contribución de la energía al desarrollo económico se explica a partir de la existencia de rendimientos crecientes relacionados con los servicios de la energía. Esto podría ocurrir bien en la provisión de servicios energéticos o en su uso, sin más.

¿Cómo afecta la escasez de recursos energéticos a las perspectivas de crecimiento a partir del reconocimiento del papel de la energía en las posibilidades para generar bienestar de una sociedad? En realidad, no es sencillo ofrecer una respuesta pero puede contemplarse una serie de escenarios para analizar hasta qué punto la escasez restringe las posibilidades de crecer. En el peor de los casos, cabe pensar que si un recurso esencial no pudiese ser renovado, el riesgo de la desaparición de la especie humana será altamente posible. No es fácil pensar en ese escenario, no obstante. En el otro extremo, podría pensarse en un escenario en el que ningún recurso fuese esencial (o que, pese a serlo, pudiese reproducirse a una tasa suficientemente rápida): en ese caso, la economía de mercado podría teóricamente conducir a una senda óptima de explotación sin necesidad de intervención pública. El interés de esta reflexión, de todas maneras, parece residir en situaciones intermedias. Podría darse una situación en la que el recurso esencial en cuestión fuese renovable pero a ritmo muy lento. Aunque podría encontrarse una senda óptima, una economía en la que el recurso estuviese sometido a un régimen de propiedad privada podría optar por no seguir esa senda (sería óptima pero no sostenible). Por último, cabe concebir una situación en la que el recurso es esencial pero renovable; si no se intercambia en mercados completos en los que todos los aspectos de su extracción, producción y uso se incorporan en su precio, la pérdida de bienestar sería inevitable salvo que se interviniese públicamente para mitigar los problemas asociados a la contaminación y la degradación ambiental.

En los últimos años se han desarrollado numerosas predicciones que alertaban sobre restricciones inminentes de la oferta de crudo. En un artículo ampliamente publicitado de la revista

*Scientific American*, Campbell y Laherrère (1998) escribieron que “nuestra sociedad se enfrenta, y pronto, al final del petróleo abundante y barato del que dependen las naciones industrializadas”. Con carácter previo, Hatfield (1997) se refirió al principio de un declive irreversible en la tasa de producción global de crudo en un plazo nunca superior a veinte años. No eran los primeros trabajos, en todo caso. Ivanhoe (1995) advertía de la crisis económica que se cerniría en caso de una restricción inminente de la oferta de petróleo. Kerr (1998), sobre el trabajo de Campbell y Laherrère (*op. cit.*) insistía sobre el carácter crítico de la disponibilidad de crudo. Parece evidente que, pese a que el carbón, el gas natural o el uranio pueden ser empleados para la generación de electricidad, no hay un sustituto inmediato para el petróleo (y el gas natural) en las actividades de transporte. La cuestión clave, en todo caso, no se refiere a la inminencia de una verdadera crisis de oferta sino a si, incluso aunque la misma fuese lejana, se justificaría invertir en el aumento de potencia instalada con fuentes renovables.

Si uno observa la historia (del consumo energético) de la humanidad, concluirá que ésta es una historia de sustituciones.<sup>36</sup> Los recursos energéticos (incluso aquellos basados en combustibles fósiles) no dejan de crecer, pese los niveles crecientes de consumo. En la práctica, es bien sabido que existe una cantidad relativamente pequeña de hidrocarburos de alta calidad (petróleo convencional y gas natural) y con un costo asociado relativamente bajo. Incluso excluyendo el carbón, estos recursos constituyen menos del 5% de los hidrocarburos sedimentarios (Dusseault, 1997). A medida que avanza el consumo de estos recursos (o simplemente el tiempo), la humanidad avanza hacia recursos de menor calidad y mayor costo que, en su momento, formaban parte de una base de recursos desconocida o que se considerada como no rentable desde un punto de vista financiero. Estos hidrocarburos no convencionales incluyen el alquitrán, el esquisto bituminoso, el carbón y los hidratos de metano. Adicionalmente, a un costo muy superior, se podría pensar incluso en la piedra caliza y el agua, pero ya en el contexto de la producción de hidrocarburos sintéticos que podrían ensamblarse a partir del carbono de la caliza y el hidrógeno y el oxígeno del agua. Ahora bien, no es fácil pensar en estos hidrocarburos sintéticos como recursos energéticos sino, más bien, como un medio de almacenar y transportar energía.

Hubbert hizo dos contribuciones valiosas para el análisis de la producción y el agotamiento de combustibles fósiles, como se indicó en el capítulo I. En primer lugar, señaló que la producción y el consumo de estos combustibles tienden a crecer exponencialmente en una fase inicial de desarrollo del recurso. En segundo lugar, que los problemas surgen no cuando se agota la oferta total sino cuando la demanda excede a la oferta, es decir, antes. Si la curva de producción es simétrica, este punto se alcanza en la mitad del último dato de producción. Estas dos proposiciones se basan en dos supuestos: la oferta de cualquier recurso no renovable es finita, por definición; y la tasa de producción de dicho recurso crecerá exponencialmente, alcanzará un máximo y después disminuirá (también exponencialmente) a medida que se agota el recurso.

En América Latina y el Caribe la madera sigue siendo un recurso energético ampliamente utilizado y, a fin de cuentas, una fuente energética renovable (aunque no necesariamente sostenible). No obstante, su densidad energética es inapropiada para la civilización tecnológica. Otra alternativa es el uranio (abundante), que engloba tres tipos de isótopos naturales en las siguientes proporciones: U-238 (99,3%), U-235 (0,7%) y U-234 (0,005%). El único que puede ser empleado en reactores de fisión es el U-235. El más abundante, por el contrario, no es fisiónable pero puede convertirse en plutonio fisiónable al bombardear neutrones en el proceso de fisión del U-235.

---

<sup>36</sup> Hasta 1895 la madera fue la fuente energética primaria en la mayor parte del mundo. El carbón la sustituyó, al menos parcialmente, desde 1895 a 1965. La era del petróleo comienza aproximadamente en 1965 y no ha terminado.

- Hoy por hoy, no obstante, el énfasis sigue siendo en el petróleo. A medida que las regiones tradicionalmente proveedoras de petróleo alcanzan su madurez y comienzan a ofrecer menos crudo, la industria petrolera opta por explorar y extraer en nuevas zonas donde las restricciones sociales y ambientales son más evidentes (en Nigeria, por ejemplo, la Shell ha llegado a ver reducida su producción hasta el 40% por la oposición y el sabotaje de las comunidades locales), (ver WRI, 2002).
- Como se ha argumentado en este trabajo, la transición del modelo energético quizás no sea una elección, sino más una evidencia. No es necesario modificar el «signo» de la planificación energética sobre la base de consideraciones sobre el agotamiento de los combustibles fósiles (aunque, en pro de la eficiencia, conviene tomar en consideración la escasez relativa de hidrocarburos poco costosos); tampoco es necesario enfatizar únicamente en las emisiones de gases de efecto invernadero, pese a la relevancia del problema. Cualquier economía con un *mix* de generación eléctrica básicamente dominado por tecnologías termoeléctricas, basadas en procesos de combustión, tendrá incentivos variados para hacer frente a estrategias de eficiencia energética o promoción de fuentes energéticas alternativas. El camino no es sencillo, no obstante, como se señala en el epígrafe que sigue.

### C. ¿Por qué fomentar el uso de fuentes renovables de energía?

Hay varias razones: una de las más visibles es la posibilidad de reducir la dependencia energética con lo que ello supone de ahorro de divisas y disminución de la incertidumbre frente a la inestabilidad en el suministro (piense el lector en los últimos acontecimientos sobre gas natural en Chile o Ucrania) y los precios (no sólo del petróleo sino de todos los demás por estar fuertemente correlacionados con éste). Pesan también cuestiones ambientales (como la reducción de diferentes emisiones contaminantes). Por último, aunque vinculada a la primera, es preciso atender asimismo a la sostenibilidad de modelos energéticos basados en recursos no renovables: el agotamiento de recursos energéticos primarios (esencialmente combustibles fósiles), sobre cuyo ritmo hay una cierta controversia, sugiere avanzar en la sustitución de estas fuentes.

A pesar de que la importancia relativa de las energías renovables en el *mix* mundial de generación ha disminuido en los últimos años, hay algunos factores que indican una recuperación de su importancia en el futuro inmediato:

- Las discusiones sobre seguridad energética (clave en Estados Unidos), en el sentido de menor dependencia de importaciones y menor vulnerabilidad ante los *shocks* en un mundo inestable. Es la razón básica desde las crisis del petróleo en 1973 y 1979.
- El Protocolo de Kioto (segundo periodo de compromiso: post-2012).
  1. Elevados precios de los recursos energéticos (aunque los 65 dólares nominales de 2006 siguen siendo menos que los 13 dólares reales de 1979).
  2. Temor al terrorismo: son mejores, en ese sentido, las pequeñas instalaciones dispersas geográficamente a las grandes plantas concentradas en unos cuantos lugares del planeta.
  3. Nuevas industrias desde 1990: las empresas de energías renovables son ya un *lobby* con su propia agenda y su plan de I+D.

Para analizar estas posibilidades de sustitución y aunque parezca una idea aparentemente trivial, es preciso distinguir entre la participación de las renovables en el *mix* de energía primaria (recursos energéticos empleados para producir cualquier clase de energía: térmica o eléctrica; las

posibilidades son conocidas: sol, viento, agua, uranio, petróleo, gas natural, carbón, biomásas, calor interior de la tierra) y el *mix* de generación de energía final (*i.e.*, para usos finales): eléctrica (diferentes tecnologías para procesar esos recursos energéticos primarios y producir electricidad) o térmica (para producir calor, sin más, como en la siderurgia, o calor que se transforma en energía mecánica, como en el transporte).

Lo normal es que el porcentaje de renovables sea mayor en el *mix* de energía eléctrica que en la matriz de energía primaria, puesto que el índice de renovabilidad es bajísimo en el sector transporte que, en la mayor parte de los casos, supone más de un tercio del consumo de energía primaria. Es muy bajo porque no existen alternativas viables a los derivados del petróleo para este sector (pese a la investigación en otras posibilidades como los biocombustibles o el hidrógeno). Fomentar las energías renovables en la generación de energía eléctrica siempre producirá así, incluso en el más optimista de los escenarios, resultados modestos en términos de independencia y seguridad energética, emisiones evitadas de gases de efecto invernadero o reducción de la concentración de contaminantes locales o regionales.

La vinculación entre las actividades de transporte y el consumo tendencial de petróleo constituye uno de los retos políticos más relevantes, cuando menos en el ámbito de la planificación energética. El sector transporte plantea problemas locales (congestión, ocupación del territorio, problemas de seguridad) pero también algunos desafíos de carácter global (como el calentamiento del planeta). Hay tres reflexiones esenciales que pueden hacerse en torno a este uso de petróleo.

En primer lugar, desde la perspectiva del cambio climático, todo lo que tiene que ver con el transporte gira en torno al consumo masivo de combustible; hoy por hoy, este combustible se obtiene de derivados del petróleo en un porcentaje abrumador. La dependencia energética del transporte causa buena parte de los problemas ambientales más graves tanto a escala local como global.

En segundo lugar, el sector transporte crece prácticamente en todos los países del mundo y, con él, la combustión de petróleo y las emisiones resultantes. Sin duda, el ejemplo paradigmático es China donde, a lo largo de la década de los noventa, se ha doblado el consumo de petróleo. Incluso en los países de la Unión Europea, donde los combustibles son altamente gravados y se desarrollan políticas de eficiencia en usos finales o se subsidia el transporte público, apenas se ha conseguido mantener los niveles de consumo de petróleo, en el mejor de los casos (en Alemania o Francia, incluso ha crecido).

Por último, la transición tampoco sería sencilla ni rápida en este ámbito de nuestra reflexión. Tanto las infraestructuras de transporte como los propios vehículos están únicamente diseñados en torno al petróleo y a motores de combustión interna que emplean gasolina y diesel. Desde un punto de vista tecnológico, las alternativas (baterías eléctricas, gas natural comprimido, biocombustibles, biomasa de segunda generación, célula de combustible de hidrógeno, etc.) no serán viables, a gran escala, en el corto plazo. Incluso si dichas alternativas se probasen como rentables desde un punto de vista financiero, y los vehículos con combustibles alternativos comenzasen a producirse a gran escala, la infraestructura basada en el petróleo (yacimientos de petróleo, oleoductos, refinerías, etc.), no dejaría de ser altamente intensiva en capital y con largos periodos de amortización.

Uno de los retos sustantivos, por lo tanto, parece el consumo de energía en el sector transporte, lo que justifica la adopción de estrategias integradas. ¿Qué vías de mejora hay en este sector? Por una parte, el aumento en la eficiencia en el uso de combustibles convencionales (asociadas bien a las especificaciones técnicas de los combustibles convencionales, bien a la mejora tecnológica de los motores); por otra, la reseñada introducción (también vía I+D) de vehículos alternativos (que se desplacen a partir de gas natural comprimido, biocombustibles, células de combustible – hidrógeno) o vehículos híbridos (con gasolina y baterías eléctricas). Las posibilidades, en todos esos casos, también son menores si de lo que se trata es de compensar el incremento absoluto en el parque móvil y el uso

*per capita* de medios de automoción (y sus características). Para modificar estas pautas sólo queda confiar en transformaciones más profundas y no tanto a través de la sensibilización ciudadana (cuyos resultados son siempre limitados, igualmente) sino de la modificación de precios (con importantes impactos sobre la equidad) o el diseño y la concepción de las ciudades.

Volviendo a la pregunta que da título a este epígrafe. Como señalan Coviello y Altomonte (2003), es preciso distinguir entre «renovabilidad» y «sostenibilidad», especialmente en la región que nos ocupa. La renovabilidad es un atributo de la fuente (del recurso energético primario); la sostenibilidad es un atributo de la tecnología (del uso final de la energía). Si uno analiza las estadísticas sobre consumo de energía primaria en la región, es fácil darse cuenta de que, se considera renovable, por ejemplo, la combustión de biomasa o de electricidad generada en centrales hidroeléctricas. Desde diferentes puntos de vista se podría considerar que la deforestación a la que ambas fuentes dan lugar, obligaría a excluirlas como parte de una fuente de generación renovable pero insostenible. Según la AIE (2003), si se consideran todas aquellas conceptualmente renovables, la región produce un 70,85% de su electricidad a partir de fuentes renovables. Si se excluye la hidroeléctrica, el porcentaje disminuye críticamente hasta el 2,58%. Sólo el 0,31% de la generación es renovable si se excluye asimismo la biomasa, quizás con un criterio demasiado exigente.

Por otro lado, la participación de las energías renovables varía mucho de un país a otro, al margen de sus niveles relativos de desarrollo y, en menor medida todavía, de su dotación de recursos energéticos no renovables. La situación en Argentina, por ejemplo, que es un país esencialmente autosuficiente y apenas exporta hidrocarburos, es muy similar a la de exportadores destacados como México o Venezuela. Obviamente, esta situación es diferente a la de países fuertemente importadores de hidrocarburos e, incluso, en este último grupo hay importantes diferencias entre Haití, Honduras o Guatemala, por un lado, y Uruguay y Costa Rica, por otro.

La región tiene recursos abundantes: el 13% de las reservas mundiales de petróleo, el 5,4% del gas natural, el 1,6% del carbón, biomasa y otros recursos renovables no convencionales (solar, eólico, geotérmico), y sobre todo un gran potencial hidroeléctrico (22% de los recursos hidroeléctricos del mundo). Esta abundancia aparente, no obstante, puede inducir a error puesto que los recursos están altamente concentrados en algunos países. Venezuela y México tienen las reservas más importantes de petróleo (88%) y gas (77%) de la región. El potencial hidroeléctrico está mucho mejor distribuido pero los costos relativos y los problemas ambientales llevan a pensar que esta tecnología sólo puede jugar un papel destacado en algunos países.

Pese a las limitaciones, hay un gran potencial para el comercio de energía en la región. Actualmente el comercio intra-regional está dominado por las exportaciones de crudo y sus derivados, pero hay perspectivas prometedoras en relación con la integración de mercados basados en una red integrada para la electricidad y el gas natural. Hasta el momento, los esfuerzos de integración se han producido en América del Sur, dada la existencia o la construcción en marcha de infraestructuras (gaseoductos o redes de interconexión eléctrica). El proyecto SIEPAC<sup>37</sup> de interconexión eléctrica, sin embargo, y un posible gaseoducto de México y/o Colombia facilitarán la integración también en América Central.

---

<sup>37</sup> El Proyecto SIEPAC (Sistema de Interconexión Eléctrica de los Países de América Central) se compone de dos hitos principales: un componente de infraestructura y un componente legal y regulatorio. El primero consiste en un proyecto para construir una línea de transmisión regional de aproximadamente 1.800 kilómetros desde Guatemala hasta Panamá, a 230 kV, a través de El Salvador, Honduras, Nicaragua y Costa Rica. Esta obra está actualmente en etapa de licitación para su construcción, tendrá un coste de 320 millones de dólares y permitirá intercambios firmes de hasta 300 MW entre los sistemas de los seis países de la sub-región. Como socios, participan las empresas eléctricas públicas de los países del área, además de dos socios extra-regionales: ENDESA y la colombiana ISA.

La demanda de energía (impulsada por el crecimiento demográfico y las fases de crecimiento económico), crece en la región a un ritmo superior al de los países de la OCDE. No obstante, el consumo de energía *per capita* en la región (y el consumo de electricidad, en particular), están lejos de los datos de los países desarrollados (2.300 kWh en América Latina y el Caribe, comparados con los 12.000 de los Estados Unidos o los 6.000 de la UE). En la región los mercados no son homogéneos: cuatro países (México, Venezuela, Brasil y Argentina) consumen el 73% de la energía y el 79% de la electricidad. Si se añaden Chile, Perú y Colombia, se supera el 90% del consumo de electricidad. Sin embargo, la cobertura del suministro de electricidad es amplio: el mayor, de hecho, en una región subdesarrollada (84%). El 16% restante, en todo caso, supone más de 75 millones de personas (casi todas en ámbito rural, donde el nivel de cobertura desciende hasta el 40%).

En términos sectoriales, la industria (34%) y el transporte (31%) son los mayores usuarios finales. El transporte, de hecho, emplea el 55% de todos los productos derivados del petróleo consumidos en la región (creciendo a una tasa del 3,5% anual). En las áreas rurales, el consumo está dominado por el uso de biomasa para cocinar. La demanda de electricidad, que supone un 20% del total de la demanda de energía, crece a tasas superiores al 5% anual.

## **D. La lenta penetración (en el mercado) de las energías renovables**

En esencia, la decisión de expandir la potencia instalada con tecnologías basadas en recursos renovables se adopta a partir de la comparación de los costos marginales de éstas frente a los sistemas convencionales. Con el rigor mínimamente exigible, esta comparación no puede realizarse sin más, sino que deben tomarse en cuenta, al menos, tres elementos: los costos externos asociados a la potencia instalada y la generación de electricidad (con especial énfasis en los de carácter ambiental), los subsidios a determinadas tecnologías de generación y determinados imperativos políticos que interfieren en el funcionamiento habitual del mercado.

Lo cierto es que el mercado ha sido escasamente favorable a las renovables pese a la evolución a la baja de los costos de generación. Tras la crisis de 1979, tanto los entusiastas como los escépticos de estas tecnologías creían que los costos disminuirían entre los ochenta y los noventa, pero no que lo harían de manera tan marcada. Hace 25 años se esperaba que el costo de la generación eólica, estimado entonces en 0,6 US\$/kWh, descendiese por debajo de los 0,085 a 0,11 US\$/kWh en torno a 2000. Actualmente, las nuevas instalaciones tienen unos costos de generación (expresados en dólares constantes de 2002), de entre 0,03 y 0,055 US\$/kWh, dependiendo de la localización.

¿Por qué este descenso en los costos no ha supuesto un aumento acusado de la cuota de mercado de las renovables? En esencia, porque el costo de las tecnologías convencionales de generación también decreció notablemente. El DOE norteamericano había proyectado que el costo global de generación de electricidad crecería en torno al 5% entre el principio de los ochenta y la primera mitad de los noventa; en la práctica, descendió un 40% (en gran parte por la caída inesperada del costo de los combustibles). Los aumentos recientes y la tendencia al alza para el futuro no pueden ocultar, sin embargo, que las tecnologías convencionales también se benefician de mejoras tecnológicas, compensando así parte del impulso previsible de las renovables.

El gran competidor de las renovables es la turbina de gas en ciclo combinado (CCGN). Se prevé una nueva versión de esta turbina que podría llevar los costos por debajo de los 0,04 US\$/kWh. El ciclo combinado, por otra parte, no es sólo una amenaza para la expansión de las renovables por su diferencial favorable en costos sino por la intermitencia que afecta a la eólica, por ejemplo, para proveer energía a demanda. Algunos estudios publicados en los últimos años (RFF, 2003), ponen de manifiesto, de hecho, que el atractivo competitivo de la eólica es altamente sensible al progreso de la tecnología de CCGN.

En la práctica, por lo tanto, la eólica tiene unos costos de generación que duplican los del CCGN, de ahí que sólo pueda competir, quizás, en muy buenas localizaciones (con mucho viento) y siempre que los costos de capital sigan disminuyendo. Bajo ese supuesto, los costos de capital podrían disminuir desde los 1.000 US\$/kWh a los 750 US\$/kWh en unos años. Adicionalmente, cualquier aumento significativo del precio del gas natural haría subir este atractivo. Ahora bien, lo que verdaderamente impulsa las tecnologías renovables (y no parece que vaya a ser muy distinto en los próximos tiempos) es la intervención pública.

¿Cómo igualar las condiciones? Éste el reto de la internalización, diferente al de la estimación de las externalidades. Ahora bien, hay dos líneas de trabajo que se pueden plantear para informar decisiones de internalización con mayor rigor: introducir transparencia en la estructura de costos financieros (capital y operación y mantenimiento) de generación de un kWh a lo largo de todo el ciclo de vida y, al mismo tiempo, dilucidar también el papel de los subsidios en dos sentidos: aquéllos que priman la generación más limpia (primas a las renovables, en su caso) y los que subvencionan la extracción de recursos energéticos no renovables (carbón) o fuentes de generación menos limpias (ampliación de capacidad con CCGN, por ejemplo). Este trabajo sólo pretendía hacer una contribución, desde la perspectiva del análisis económico, a la evaluación económica de los costos externos ambientales de la generación de energía eléctrica. Se recogen en el mismo, adicionalmente, las líneas de trabajo que convendría iniciar en paralelo para realizar una contribución efectiva al diseño de políticas orientadas a una planificación energética más sostenible en la región.



## Bibliografía

- Azqueta, D. y Delacámara, G.(2007) *Planificación energética y desarrollo sostenible*. CEPAL, mimeo.
- Abbey D.E., Lebowitz, M.D., Mills, P.K, Petersen, F.F., Beeson, W.L. y Burchette, R.J. (1995) “Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents”, *Inhalation Toxicology*, 7: 19-34.
- Adams, R.M., Crocker, T.D. y Thanavibulchai, N. (1982) “An economic assessment of air pollution damages to selected annual crops in Southern California”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 9: 42-58.
- Altomonte, H. y Coviello, M. (2003) *Energy sustainability in Latin America and the Caribbean: the share of renewable sources*, LC/L.1966-P/1, octubre 2003, 78 pp.
- Altomonte, H. y Rogat, J. (2004) *Política de precios de combustibles en América del Sur y México: implicaciones económicas y ambientales*, Serie Manuales, CEPAL/LC/L.2171-P, Santiago de Chile.
- Análisis Estadístico de Datos (AED) (1991)” Economic benefits of improved air and water quality on the agricultural sector: the case of the Andalusian Region of Spain”, Informe de Análisis Estadístico de Datos, mimeo.
- Anderson, H. Ponce de Leon, A., Bland, J.M., Bower, J.S. y Strachan, D.P. (1996) “Air pollution and daily mortality in London: 1987-92”, *BMJ*; 312: 665-9.
- Arrow, K.R. y Scitovsky (eds), (1969), “Readings in welfare economics”, Allen & Unwin.
- Arroz, K.R., Solow, P.R., Portney, E.E., Leamer, R. y Schuman, H. (1993) *Report of the NOAA Pannel on Contingent Valuation*. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Estados Unidos.
- Ayres, R.U. (1994) “Life cycle analysis: a critique”. CMER, INSEAD. Fontainebleau, France.
- Azqueta, D. (2002) *Introducción a la economía ambiental*. McGraw Hill Profesional, Madrid, España.
- Azqueta, D. y Delacámara, G. (2006) “Ethics, economics and environmental management”, *Ecological Economics*, 56: 524-533.

- Ballester, F., Tenías, J.M. y Pérez-Hoyos, S. (1999) “Efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud: una introducción”, *Revista Española de Salud Pública*, 73 (2): 109-121.
- Baumol, W. J., y W. E. Oates (1993) “The Theory of Environmental Policy”, segunda edición, Cambridge University Press.
- Berkes, F. y Folke, C. (eds.) (1998) “Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience”, Cambridge University Press, Cambridge, UK. Paperback edition in 2000.
- Brode, R.W. y Wang, J. (1992) “Users’ Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models” Volumes I-III. EPA-450/4-92-008a. EPA-450/4-92-008b. EPA-450/4-92-008c. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711.
- Campbell, C. J. y Laherrere, J. H. (1998) “The End of Cheap Oil”, *Scientific American* vol. 279, No. 3, pp. 78-94.
- Campbell, C.J. (1997) *The coming oil crisis*, Multi-Science Publishing Company y Petroconsultants.
- Carson, R.T., Flores, N.E., y Meade, N.F. (2001). “Contingent valuation controversies and evidence”, *Environmental and Resource Economics*, vol. 19, pp. 173-210.
- CIEMAT (1997) “ExternE National Implementation. Spain”, Research funded in part by the European Commission in the framework of the Non-Nuclear Energy Programme JOULE III.
- Coase, R. (1960) “The Problem of Social Cost”, *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.
- Cofala, J., Heyes, C., Klimont, Z., Amann, M., Pearce, D.W. y Howarth, A. (2000) “Technical report on acidification, eutrophication and tropospheric ozone”, Report prepared by RIVM, EFTEC, NTUA and IIASA in association with TME and TNO under contract with the Environment Directorate-General of the European Commission.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Parulelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997) “The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, *Nature*, 387: 253-260.
- Cropper, M.L. y D. Laibson (1999) “The Implications of Hyperbolic Discounting for Project Evaluation”. en P.R. Portney y J.P. Weyant, eds., *Discounting and Intergenerational Equity*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Cummings, R. G., G. W. Harrison, y E. E. Rutström (1995) "Homegrown Values and Hypothetical Surveys: Is the Dichotomous Choice Approach Incentive-Compatible?", *American Economic Review*, 85(1): 260-266.
- Cummings, R. G., y L. O. Taylor (1999) "Unbiased Value Estimates for Environmental Goods: A Cheap Talk Design for the Contingent Valuation Method". *The American Economic Review*, 89(3): 649-665.
- Dab, W. Medina, S., Quenel, P., Le Moullec, Y., Le Tertre, A., Thelot, B., Monteil, C., Lameloise, P., Pirard, P., Momas, I., Ferry, R. y Festy, B. (1996) “Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris”. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50 (1): S42-46.
- Dasgupta, P. (2001) “Human Well-Being and the Natural Environment”. Oxford University Press.
- Derwent, G.J. y Dollard, S.E. (1988) “Metcalfe: On the nitrogen budget for the United Kingdom and north-west Europe”. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 114: 1127-1152.
- Diamond, P. A., y J. A. Hausman (1994) "Contingent Valuation: Is Some Number Better Than No Number?", *Journal of Economic Perspectives*. 8(4): 45-64.
- Dockery, D. y Pope, C. (1994) “Acute respiratory effects of particulate air pollution”, *Ann. Rev. Public Health*, 15: 107-132.
- Dockery, D.W., Speizer, F.E., Stram, D.O., Ware, J.H., Spengler, J.D. y Ferris, B.G. (1989) “Effects of inhalable particles on respiratory health of children”, *American Review of Respiratory Diseases*, 139: 587-594.
- Dusseault, M. B. (1997) “Flawed reasoning about oil and gas”, *Nature*, vol. 386, p. 12.
- Dusseldorp, A., Kruize, H., Brunekreef, B., Hofschreuder, P., de Meer, G., van Oudvorst, A.B. (1995) “Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory”, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 152: 1932-9.
- EC (European Commission) (1995a) “Externalities of fuel cycles “ExternE” Project. Report 1, Summary”. DGXII, Science, Research and Development, JOULE
- \_\_\_\_ (1995b) “ExternE: Externalities of Energy”, Vol. 2. Methodology. ETSU y Metroeconomica, U. K.
- \_\_\_\_ (1995c) “Externalities of fuel cycles “ExternE” Project. Report 5, nuclear fuel cycle”, DGXII, Science, Research and Development, JOULE.

- \_\_\_\_ (1995d) “Externalities of fuel cycles “ExternE” Project. Report 6, wind and hydro fuel cycles”, DGXII, Science, Research and Development, JOULE.
- \_\_\_\_ (1998a) “ExternE: Externalities of energy. New results. ExternE program of European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development”.
- \_\_\_\_ (1998b) “ExternE Project”. Externalities of Energy. Methodological Annexes”, DGXII, Science, Research and Development, JOULE.
- Edwards, J. D. (1997) “Crude oil and alternative energy production forecasts of the twenty-first century. The end of the hydrocarbon era”, American Association of Petroleum Geologists Bulletin, vol. 81: 1292-1305.
- El Serafy, S. (1998) “Pricing the invaluable: The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, Ecological Economics, 25: 25–27.
- Electric Power Research Institute (1991) "Environmental Externalities: an overview of theory and practice". Report EPRI CU/EN-7294. Palo Alto, California
- Energy Information Administration (EIA) (2001) International Energy Annual 2001, DOE/EIA-0219(2001), Washington DC.
- EPA (1989) “Risk assessment guidance for Superfund: Volume I. Human health evaluation manual”. United States Environmental Protection Agency. Report EPA/540/1-89-002. December 1989. Washington, DC 20460
- \_\_\_\_(1992) “Health Effect Assessment Summary Table (HEAST)”. United States Environmental Protection Agency. Report EPA/540/1-89/002. Jan. 1992. Washington, DC 20460.
- \_\_\_\_(1995) “Health Effect Assessment Summary Table”. United States Environmental Protection Agency. Report EPA/540/R-95/036. May 1995. Washington, DC 20460
- Feather, P., y D. Hellerstein (1997) “Calibrating Benefit Function Transfer to Assess the Conservation Reserve Program,” American Journal of Agricultural Economics, 79(1): 151-162.
- Frischknecht, R., Bollens, U., Bosshart, S., Ciot, M., Ciseri, L., Doka, G., Dones, R. et al., (1996) Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. 3. Auflage, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut Villingen/Würenlingen, Switzerland.
- Fuhrer, J., Skärby, L. y Ashmore, M.R. (1997) “Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe”, Environmental Pollution, 97(1-2): 91-106.
- Goedkoop M., y Spriensma R., (2000) The ecoindicator’99: a damage oriented method for life cycle impact assessment: methodology report, Pré Consultants BV, Amersfoort: Países Bajos.
- Hanemann, M.W. (1994) “Valuing the environment through contingent valuation”, Journal of Economic Perspectives, vol. 8(4): 19-43.
- Hatfield, C. B. (1997) “Oil back on the global agenda”, Nature, vol. 387, p. 121.
- HEI (2002) “Update”, HEI Quarterly Newsletter. Fall 2002.
- \_\_\_\_ (2003) “Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Revised Analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, Part II”, HEI Special Report. May 2003.
- \_\_\_\_(2000) “The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study Part II: Morbidity and Mortality from Air Pollution in the United States”, Prepared by J.M. Samet et al Health Effects Institute Research Report. Number 94, Part II June 2000.
- Heywood, V. H. (ed.) (1995) “Global biodiversity assessment”, Cambridge. Cambridge University Press for the United Nations Environment Programme.
- Holling, C. S., Folke, C., Gunderson, L. y Mällner, K.-G. (2000) “Final Report of the Project ‘Resilience of ecosystems, economic systems and institutions’”, Submitted to The John D. and Catherine T. MacArthur Foundation.
- Hueting, R., Reijnders, L., de Boer, B., Lambooy, J. y Jansen, H. (1998) “The concept of environmental function and its valuation”, Ecological Economics, 25: 31-35.
- IEA (2004) World Energy Outlook 2004 edition. International Energy Outlook.
- IPCC (2001) Climate Change 2001 - Impacts, Adaptation, and Vulnerability, Cambridge University Press.
- Ivanhoe L.F. (1996) “Updated Hubbert curves analyze world oil supply”, World Oil, 217: 91-94.
- Ivanhoe, L.F. (1995) “Future world oil supplies: there is a finite limit”, World Oil, vol. 216: 77-88.
- \_\_\_\_ (1996) “Updated Hubbert Curves Analyze World Oil Supply”, World Oil, Vol. 217, No. 11: 91-94.
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Spix, C., Schwartz, J., Balducci, F., Medina, S., Rossi, G., Wojtyniak, B., Sunyer, J., Bacharova, L., Schouten, J.P., Ponka, A. y Anderson, H.R. (1997) “Short term effects of

- ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project”, *BMJ*, 314: 1658.
- Kerr, R.A. (1998) “The next oil crisis looms large - and perhaps close”, *Science*, vol. 281: 1128-1131.
- \_\_\_\_ (2000) “Dueling Models: Future U.S. Climate Uncertain”, *Science*, 288: 2113.
- Krupnick, A.J., Harrington, W. and Ostro, B. (1990) “Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 18: 1-18.
- Lawrence Berkeley Laboratory, Energy and Environment Division (1990) “Comparative analysis of monetary estimates of external environmental costs associated with combustion of fossil fuels”. Report # LBL 28313/UC-310. Berkeley, California.
- Lipfert, F.W. (1994) “Air Pollution and Community Health: A Critical Review and Data Sourcebook”, Van Nostrand Reinhold, Nueva York.
- Marshall, A. (1890), *Principles of economics: an introductory volume*.
- Mishan, E.J. (1960) “A survey of welfare economics”, *Economic Journal*, 70(278): 197-265.
- NARUC (1993) *Utility Regulatory Policy in the United States and Canada*, Washington, D.C., 420.
- Natsource (2002) *Review and Analysis of the Emerging International Greenhouse Gas Market*. Executive summary of a confidential report prepared for the World Bank Prototype Carbon Fund.
- Newell, R.G. y W.A. Pizer (2003) “Discounting the distant future: how much do uncertain rates increase valuations?” *Journal of Environmental Economics and Management*, 46: 52-71.
- Nordhaus, W.D. y Boyer, J.G. (2000) *Warming the World: economic models of global warming*. The MIT Press, Cambridge.
- Norgaard, R.B. y Bode, C. (1998) “Next, the value of God, and other reactions”, *Ecological Economics*, 25: 25: 37-39.
- Office of Technology Assessment [OTA], US Congress (1994). *Studies of the Environmental Costs of Electricity (OTA-ETI-134)*. Washington: US Government Printing Office.
- Opschoor, J.B. (1998) “The value of ecosystem services: whose values?”. *Ecological Economics*, 25: 41-43.
- Orozco, C., Pérez, C., González, M., Rodríguez, F., Alfayate, J. (2003) *Contaminación ambiental. Una visión desde la química*. Madrid, 2003. THOMSON.
- Ostro, B.D. (1987) “Air pollution and morbidity revisited: A specification test”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 14: 87-98.
- Ostro, B.D. y Rothschild, S. (1989) “Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants”, *Environmental Research*, 50: 238-247.
- PACE (1990) *Environmental costs of electricity*, PACE University Center for Environmental Legal Studies.
- Pareto, W. (1896) *Cours d'Economie Politique*.
- Pearce, D.W. (2002) “The social cost of carbon and its policy implications”, University of London, Working Paper.
- Pearce, D.W., Cline, W.R., Achanta, A.N., Fankhauser, S., Pachauri, R.K., Tol, R.S.J., y Vellinga, P., (1996) “The social costs of climate change: greenhouse damage and the benefits of control”, en Bruce, J.P., Lee, H., Haites, E.F. (eds.), *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions—Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179–224.
- Perrings, C.A., Mäler, K.-G., Folke, C., Holling, C.S. y Jansson, B.-O. (eds) (1995b) “Biodiversity conservation”, *Ecology, Economy & Environment*. Kluwer Academic Publishers.
- Pigou, A. (1920) *The Economics of Welfare*.
- Pimentel, D. (1998) “Economic benefits of natural biota”, *Ecological Economics*, 25: 45-47.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. y Cliff, B. (1997) “Economic and environmental benefits of biodiversity”, *BioScience*, 47(11): 747-757.
- PNUD (2006) *Informe sobre desarrollo humano 2005: la cooperación internacional ante una encrucijada: ayuda al desarrollo, comercio y seguridad en un mundo desigual*.
- Point Carbon (2003) *Annex I Parties' current and potential CER Demand*.
- Ponce de Leon, A., Anderson, H.R., Bland, J.M., Strachan, D.P. y Bower, J. (1996) “Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92”, *Journal of Epidemiology and Community Health*, 50 (1): S63-70.
- Pope, C. A. III., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. y Heath, C.W. (1995) “Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults”, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151: 669-674.

- Pope, C.A. III y Dockery D.W. (1992) "Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children", *American Review of Respiratory Diseases*, 145: 1123-1126.
- Rabl A., J.V. Spadaro y P.D. McGavran (1998) "Health Risks of Air Pollution from Incinerators: a Perspective". *Waste Management & Research*, vol. 16(4), pp.365-388.
- Rabl, A. y Spadaro, J. V. (1999) "Damages and costs of air pollution: an analysis of uncertainties". *Environmental International*, 25 (1): 29-46.
- Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (1990) *Vocabulario científico y técnico*, Madrid, Espasa-Calpe.
- Rees, W.E. (1998) "How should a parasite value its host?", *Ecological Economics*, 25: 49-52.
- Roemer, W., Hoek, G. y Brunekreef, B. (1993) "Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms", *American Review of Respiratory Diseases*, 147, 118-124.
- Roemer, W., Hoek, G. y Brunekreef, B. (2000) "Pollution effects on asthmatic children in Europe, the PEACE study", *Clin. Exp. Allergy*, 30: 1067-75.
- Roemer, W., Hoek, G., Brunekreef, B., Haluszka, J., Kalandidi, A. y Pekkanen, J. for the PEACE project (Forsberg B) (1998) "Daily variations in air pollution and respiratory health in a multicentre study: the PEACE project. Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe", *Eur. Respir. J.*; 12: 1354-61.
- Roughgarden, T. y S.H. Schneider (1999) "Climate Change Policy: Quantifying Uncertainties for Damages and Optimal Carbon Taxes", *Energy Policy*, 27: 415-429.
- Sachs, J.D. y Warner, A.M. (2001). "Natural resources and economic development: The curse of natural resources", *European Economic Review*, 45: 827-838.
- Schwartz, J. y Morris, R. (1995) "Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan", *American Journal of Epidemiology*, 142: 23-35.
- Spadaro, J.V. (1999) "Quantifying the effects of airborne pollution: impact models, sensitivity analysis and applications". Doctoral Thesis. Ecole des Mines, Paris.
- Spadaro, J.V. y Rabl, A. (1999a) "Air pollution damage estimates: the cost per kg of pollutant". Ecoles des Mines. París.
- \_\_\_ (1999b) "Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA", *International Journal of Life Cycle Analysis*, 4(4): 229-243.
- Spash, C.L. y Hanley, N. (1995) "Preferences, information, and biodiversity preservation", *Ecological Economics*, 12: 191-208.
- Stanner, D. y Bordeau, P. (1995) *Europe's Environment: The Dobříš Assessment*. European Environment Agency, Luxembourg, 676 pp.
- Stavins, R., Wagner, A.F., Wagner, G. (2002) *Interpreting Sustainability in Economic Terms: Dynamic Efficiency Plus Intergenerational Equity*. Discussion Paper 02-29. Resources for the Future, Washington DC.
- Sunyer, J., Castellsague, J., Saez, M., Tobias, A. y Anto, J.M. (1996) "Air pollution and mortality in Barcelona", *J Epidemiol. Comm. Health*, 50 (supply 1): S76-S80.
- Tol R.S.J, Downing T.J., Fankhauser, S., Richels, R.J. y Smith, J.B. (2001) *Progress In Estimating The Marginal Costs Of Greenhouse Gas Emissions*, Working Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change Centre for Marine and Climate Research, Hamburg University.
- Tol, R.S.J. (1995) "The Damage Costs of Climate Change. Towards More Comprehensive Calculations", *Environmental and Resource Economics* 5: 353-374.
- \_\_\_ (2003) "Is the uncertainty about climate change too large for expected cost-benefit analysis?" *Climatic Change* 56: 265-289.
- Toman, T. (1998) "Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital", *Ecological Economics*, 25: 57-60.
- Touloumi, G., Samoli, E., Katsouyanni, K. (1996) "Daily mortality and 'winter type' air pollution in Athens, Greece – a time series analysis within the APHEA project", *J. Epidemiology Common Health*, 50 (1): S47-S51.
- Turner, R.K., Adger, W.N. y Brouwer, R. (1998) "Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary", *Ecological Economics*, 25: 61-65.
- Van der Eerden, L.J., Tonnejck, A.E.G. y Wijnands, J.H.M. (1987) "Crop loss due to air pollution in the Netherlands", *Environmental Pollution*, 53: 365-376.
- Watkiss, P., Pye, S., Forster, D., Holland, M. y King, K. (2001) "Quantification of the non-health effects of air pollution in the UK for PM10 objective analysis". A report produced for The Department for Environment,

- Food and Rural Affairs, The National Assembly for Wales, the Scottish Executive and The Department of the Environment in Northern Ireland. AEA Technology Environment. Report number AEAT/ENV/R/0734.
- Weitzman, M. (2001) Gamma discounting. Harvard Institute of Economic Research Working Paper.
- Whittemore, A. S. y Korn, E. L. (1980) "Asthma and air pollution in the Los Angeles area". *American Journal of Public Health*, 70: 687-696.
- Wilson, R. y Spengler, J.D. (eds.) (1996) "Particles in our air: concentrations and health effects". Harvard University Press, Cambridge, CA.
- Wordley, J., Walters, S. y Ayres, J.G. (1997) "Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution", (In press). *Carcinogenic Effects of Radionuclide Emissions*.
- Zuidema, T. y Nentjes, A. (1997) "Health damage of air pollution: an estimate of a dose-response relationship for the Netherlands", *Environmental and Resource Economics*, 9: 291-308.

