

SUMARIO

PRESENTACIÓN

VALORACIÓN DE ACTIVOS AMBIENTALES: LA CATÁSTROFE DEL PRESTIGE

Coordinador:

Ibon Galarraga Gallastegi (Naider)

Métodos de preferencias reveladas y declaradas en la valoración de impactos ambientales

12

Joan Mogas Amorós

El método de transferencia de valor (*benefit transfer*), una segunda opción para la evaluación de impactos económicos: el caso del *Prestige*

30

Ibon Galarraga Gallastegi

Imanol Martín Landa

Iñaki Beristain Etxabe

Alexander Boto Bastegieta

Tráfico rodado y efectos externos: valoración económica del ruido

46

Salvador del Saz Salazar

El método del coste de viaje en la valoración de daños ambientales. Una aproximación al País Vasco por el accidente del *Prestige*

68

Pere Riera Micaló

Verónica Farreras

Revisión metodológica de los métodos de valoración de daños causados por mareas negras. Aplicaciones de las tablas *input-output*

86

María do Carme García Negro

María Luisa Chas Amil

Xoán Ramón Doldán García

Emilio Nogueira Moure

Medidas preventivas para evitar los vertidos de crudo: un enfoque desde la economía

110

Montserrat Viladrich-Grau

Matrices de contabilidad social: una panorámica

132

Javier Fernández Macho

Pilar González Casimiro

Metodología para valorar los costes de los impactos del cambio climático

164

Anil Markandya

Alistair Hunt

Richard Boyd

Tim Taylor

Calidad de vida urbana

216

Diego Azqueta Oyarzun

Luis Alfonso Escobar Jaramillo

La estimación de costes externos del transporte: una aplicación para Euskadi

240

David Hoyos Ramos

Referencias bibliográficas comentadas

268

Ibon Galarraga Gallastegi

OTRAS COLABORACIONES

El *yin* y el *yang* de las finanzas

276

Julián Sánchez González

Comparación entre indicadores de capital humano en un modelo de crecimiento económico

296

Gregorio Giménez

Blanca Simón

PRESENTACIÓN

Tietenberg en su libro *Environmental and Natural Resource Economics*¹ nos recordaba que, la necesidad de que la economía y la ecología estuvieran completamente integradas en los procesos legislativos y de toma de decisiones, quedó claramente establecida desde la aparición del famoso Informe Brundtland: «Nuestro Futuro Común»².

En este proceso de integración, las técnicas de valoración económica se presentan como una herramienta imprescindible para la toma de decisiones cuando se pretende actuar sobre bienes y servicios que no cuentan con un mercado donde intercambiarse libremente. Algunos de los activos ambientales son, quizá, uno de los ejemplos más conocidos de este tipo de bienes y servicios. Si se tiene en cuenta —como ya nos lo recuerda Mogas en su aportación a este número— que el valor total de un bien debe incorporar además del **valor de uso** el conocido como **valor de no uso**, estas técnicas acaparan aun más interés. El **valor de uso** hace referencia a la utilidad que nos reporta el disfrute de un activo o la posibilidad de disfrutarlo en el futuro, mientras que el **valor**

¹ TIETENBERG, T. (1999): *Environmental and Natural Resource Economics*. Harper Collins College Publishers.

² COMISIÓN MUNDIAL PARA EL MEDIO AMBIENTE Y EL DESARROLLO (1987): «Nuestro Futuro Común», New York: Oxford University Press.

de no uso hace referencia a la utilidad que reporta el conocer la existencia de un determinado bien, sin tener previsto disfrutarlo ahora o en el futuro.

Como resulta previsible, en situaciones de crisis o catástrofes ambientales las necesidades de contar con este tipo de técnicas aumentan significativamente. Apoyar la toma de decisiones sobre los recursos que deben emplearse en la recuperación de daños, o incluso fundamentar procesos de reclamación, obligan a la evaluación económica de los daños asociados al suceso. Estas situaciones representan el caso más extremo para la justificación de la necesidad de contar con estimaciones sólidas y fiables, pero evidentemente no son las únicas. Una economía que desee asignar eficientemente los recursos disponibles debe contar también con esta información. Aquellos países más avanzados ya disponen de gran cantidad de información de este tipo.

En el caso del País Vasco, el hundimiento del Prestige y la llegada de cantidades ingentes de «chapapote» a la costa vasca despertaron de forma generalizada el interés por este tipo de técnicas. Tanto las administraciones públicas como la ciudadanía demandaron conocer el alcance de los daños provocados, así como algún tipo de aproximación monetaria del impacto. Este número de *Ekonomiaz* nace con vocación de dar respuesta a esta demanda y tiene como objetivo arrojar algo de luz en torno a las técnicas de valoración de activos ambientales y sus aplicaciones. **El objetivo se desdobra**, a su vez, en dos sub-objetivos: a) ofrecer **una aproximación económica respecto a los efectos económicos del hundimiento del Prestige** y, b) **avanzar en materia de técnicas de estimación**.

Galarraaga, Landa, Beristain y Boto —y haciendo referencia a la primera parte del objetivo— resumen el trabajo realizado, junto a dos empresas belgas, en la aplicación de la técnica de la «transferencia de beneficios» en plena crisis del Prestige. Su contribución refleja de forma clara las restricciones de tiempo y recursos con las que se enfrentaron a unas necesidades de información acuciantes. La aplicación de este método les permitió —si bien con menos rigor del que aportan otros estudios de mayor alcance— obtener una primera estimación de la pérdida de valor de uso pasivo (o valor de no uso) motivada por el desastre del Prestige en el País Vasco que rondó entre los **cuarenta y los cien millones de euros**.

El reto ahora consiste en desarrollar aplicaciones empíricas con otras técnicas de evaluación que permitan contrastar la validez de las cifras obtenidas y complementar la información económica disponible. **Riera y Farreras** ofrecen una aproximación de la pérdida de valor recreativo en la costa vasca debido al vertido del Prestige. Para ello utilizan el método de coste de viaje, que se basa —como ya lo explica debidamente **Mogas** en su contribución— «en las decisiones de visitar zonas que difieren en el coste y calidad». En concreto, «el fundamento del método se encuentra en que, si bien no existe un mercado que pueda indicarnos cuál es el valor de un parque natural a través de pre-

cios explícitos, sí que existen unos costes de desplazamiento para la persona que quiere llegar a él». Teniendo en cuenta la información respecto a los viajes, puede construirse una función de demanda para la utilización de ese espacio. De acuerdo a **Riera y Farreras** esta pérdida de bienestar se sitúa en el intervalo de los 1,54 y 2,46 millones de euros.

García, Chas, Doldán y Nogueira ofrecen un nuevo enfoque para la valoración económica de desastres ambientales, y en particular, ilustran al lector respecto al uso de las tablas *Input-Output*. Este método permite analizar los efectos económicos sobre sectores y subsectores relacionados con aquellos afectados por el incidente y han sido aplicados a situaciones como terremotos o mareas negras. La construcción de las tablas *Input-Output* pesqueras en Galicia, que recogen las interrelaciones de los sectores relacionados con la pesca, ha permitido desarrollar diversas aplicaciones de esta metodología para estimar los daños de Aegean Sea o el caso del Prestige.

Viladrich ofrece una perspectiva, a partir de la teoría económica, del poder disuasorio de los sistemas de inspección y vigilancia para el cumplimiento de las condiciones de navegabilidad y mantenimiento de los buques de transporte de hidrocarburos. Después de analizar la situación en los Estados Unidos y en Europa concluye sugiriendo diversas alternativas: que se aumenten los límites de responsabilidad aplicables por delitos medioambientales», «la gama de conceptos» que dan derechos a compensación, la clasificación de navíos en función de su peligrosidad ligado al historial de conducta, que se asegure que «ningún navío pueda realizar operaciones de carga y descarga con inversiones de mantenimiento pendientes» y que las pólizas de seguro estén ligadas al comportamiento de los propietarios del buque haciendo clara distinción entre vertidos accidentales y los debidos a prácticas irregulares de mantenimiento.

La segunda parte del objetivo de este número de *Ekonomiaz*, como ha quedado dicho, es avanzar en el conocimiento de las técnicas de valoración. Con este fin, **Mogas**, ofrece una cuidadosa revisión de los métodos de estimación existentes, distinguiendo entre los de preferencias declaradas y los de preferencias reveladas. De los primeros nos habla del Método de Valoración Contingente y de los Modelos de elección. Respecto a los segundos, se habla del Método de Coste de Viaje (véase aportación de **Riera y Farreras**) y el de Precios Hedónicos (véase el apartado de referencias comentadas de este número).

Del Saz ofrece una aplicación del Método de Valoración Contingente para estimar el valor del ruido derivado del tráfico rodado de la autopista AP-7 en la Comunidad Valenciana. El artículo estima que «los beneficios sociales de las mejoras medioambientales resultantes de la reducción de los niveles de tráfico rodado generado por la AP-7, se situarían entre los 39,2 y los 66,7 millones de euros».

El análisis de los costes externos del transporte es también el objetivo del trabajo de **Hoyos** que ilustra cómo se pueden estimar éstos para Euskadi en el año 2000. De acuerdo a sus resultados, estos costes podrían oscilar entre 2.957 y 4.091 millones de euros, siendo los accidentes de tráfico, la contaminación del aire y el efecto sobre el cambio climático los efectos más destacables. El transporte por carretera se presenta como el responsable del 95% de los costes estimados.

Azqueta y Escobar contribuyen a este número disertando respecto a la elaboración de índices de calidad de vida urbana que, de forma sistemática, puedan permitir conocer las variables relevantes en la calidad de vida urbana y medir éstas debidamente. Su trabajo se apoya en la aplicación al caso de la ciudad de Cali (Colombia).

Macho y González ofrecen una revisión de las Matrices de Contabilidad Social y su aplicación para la estimación los efectos de las políticas económicas en las variables macroeconómicas. Entre sus aplicaciones se incluyen los campos de la política ambiental, la agrícola, la energética, la lucha contra la pobreza en países en vías de desarrollo y el empleo. Los autores destacan que estos métodos representan un instrumento de gran interés desde una doble vertiente: (a) como base de datos socio-económicos avanzada y consistente y (b) como herramienta para la construcción de modelos lineales y los de equilibrio general.

El número se cierra con la aportación de **Markandya, Hunt, Boyd y Taylor** respecto a cómo valorar los costes del cambio climático y sobre todo el desarrollo de herramientas para la evolución de diferentes opciones de adaptación a éste. Los autores ofrecen una metodología para ello —basado en los trabajos desarrollados para el Programa de Impactos Climáticos de Reino Unido— que se apoya en otras técnicas de estimación desarrolladas en la economía ambiental. Esta metodología permitirá una toma de decisiones adecuada para maximizar la aportación de los limitados recursos.

El hacer frente a crisis ambientales de enorme magnitud ha puesto en funcionamiento un complejo entramado de fuentes de información y áreas de conocimiento que resulta interesante recoger en este número. Para ello, **NAIDER** propone un trabajo que incluye comentarios específicos sobre cada una de ellas, así como un breve resumen de su contenido.

Este número que aquí se presenta no recoge todas las técnicas de estimación existentes pero tampoco éste es su cometido. Esta recopilación de trabajos pretende ofrecer una panorámica, más o menos completa, respecto a algunos métodos y sus aplicaciones que sirvan para ilustrar la utilidad de las metodologías existentes y poner a disposición de los responsables de la toma de decisiones un mundo de conocimiento que resulta imprescindible para el diseño de políticas efectivas. La economía ambiental ha avanzado mucho, tanto en sus aspectos teóricos como aplicados; es hora de que apoye de forma seria los procesos de toma de decisiones.

La sección «otras colaboraciones» presenta dos trabajos de economía aplicada de enorme interés. El primero, de Julián Sánchez González es una y estimulante investigación sobre la esencia del capitalismo financiero que conduce a establecer una original hipótesis en la teoría de la dinámica de la deuda.

La teoría propuesta se centra en una de las variables fundamentales del sistema compuesto por economías deudoras y acreedoras, como es la financiación externa y desarrolla brillantemente la compleja dinámica de los flujos a que da lugar, los pagos contractuales de la deuda y los beneficios que de ella se derivan y que cubren a éstos. Las distintas posiciones a que éstos dan lugar, fragilidad o robustez financiera, equilibrio o desequilibrio, tiene una aplicación de gran actualidad, la ayuda financiera al desarrollo.

El segundo, de Blanca Simón y Gregorio Giménez, propone un nuevo indicador de capital humano mucho más elaborado que los tradicionalmente utilizados cuya potencialidad se ha constatado empíricamente a través de un modelo de crecimiento aplicado a distintos países europeos, Estados Unidos y Japón.

En este innovador trabajo se propone una definición amplia de capital humano que distingue entre capital humano innato y adquirido y que tiene en cuenta diversos componentes que, habitualmente, no suelen tenerse en cuenta, como son la formación llamada informal que los individuos reciben en el seno de sus familias y a través de los medios de comunicación, la experiencia laboral, el estado de salud o la calidad de la enseñanza formal.

Métodos de preferencias reveladas y declaradas en la valoración de impactos ambientales

La valoración económica de los impactos sobre el medio ambiente que provocan catástrofes como la del *Prestige* presenta el problema que muchos de los bienes y recursos afectados por el vertido carecen de un mercado real. La economía ha desarrollado un conjunto de técnicas destinadas a estimar valores para los bienes sin mercado. En este artículo se presentan los principales métodos de valoración y se discute su viabilidad en la valoración de impactos ambientales sobre bienes cuya calidad o cantidad podría verse afectada por una catástrofe.

Prestigerena bezalako hondamendiak ingurumenaren gainean duen eraginaren balioespen ekonomikoak badu arazo bat, hots: isurketak eragindako ondasun eta baliabideetako askok ez dute merkatu errealik. Ekonomiak merkaturik gabeko ondasunak balioestera zuzendutako teknikak garatu ditu. Artikulu honetan, balioespen-metodo nagusiak jasotzen dira, eta eztabaidan jartzen da horien bideragarritasuna eta erabilgarritasuna, hondamendi batek ondasun horien kalitatearen edo kantitatearen gainean izan dezakeen ingurumen-eragina balioesteko garaian.

The problem of the economic valuation of the environmental impact due to a catastrophe, such as the caused by the *Prestige*, is that many of goods and resources affected by the oil spill lack of a real market. The economy has developed several methods to measure non-market goods and services. This paper outlines the main methods of valuation and discusses the possibility of using them in the valuation of the impacts to natural resources affected by a catastrophe.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Clasificación de los métodos de preferencias reveladas y declaradas
 3. Métodos de preferencias reveladas
 4. Métodos de preferencias declaradas
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: técnicas de valoración, estimación de impactos ambientales

N.º de clasificación JEL: D62, Q25, Q26

1. INTRODUCCIÓN

Las mareas negras constituyen un problema importante para las zonas costeras que ven cómo a medida que aumenta el tráfico petrolero aumenta su frecuencia, dando lugar a efectos cada vez más importantes. El último caso más importante se produjo en noviembre de 2002 a consecuencia del hundimiento del petrolero *Prestige*, uno de los peores vertidos de la historia no sólo por el volumen de hidrocarburo derramando sino también por la extensión de la contaminación. La dispersión del vertido fue creciendo hasta afectar de forma importante a las playas de Asturias, País Vasco, Cantabria e incluso Francia, Portugal y el Reino Unido. El derrame afectó a zonas con un alto valor ecológico, en gran parte protegidas y catalogas por su interés ambiental, paisajístico y de fauna, como el parque Nacional

de las Islas Atlánticas. Además, en la franja del litoral afectada se concentra una gran densidad demográfica que organiza su economía en actividades muy relacionadas con su localización, como la pesca, el marisqueo, o la actividad turística (Nogueira *et al.*, 2004).

La valoración económica de los efectos que provoca este tipo de catástrofes sobre el medio ambiente es de gran importancia para los gestores públicos. Además de dar una información relevante para la toma de decisiones respecto a otras catástrofes, la valoración puede ayudar a determinar las compensaciones para aquellas personas o colectivos afectados directa o indirectamente por el cambio.

Los cambios que se producen en el medio ambiente por vertidos de hidrocarburos u otras sustancias peligrosas,

pueden tener distintos tipos de valor para diferentes personas o colectivos. Desde la óptica de la economía ambiental el valor total de un bien se define como la suma del valor de uso y del valor de no uso (Pearce y Turner, 1995). Los valores de uso son los que derivan de la utilización directa o indirecta, productiva o no, de los recursos naturales y se ven afectados por cualquier cambio que les ocurra. En el caso de vertidos de hidrocarburos serían valores de uso los aprovechamientos comerciales como la pesca y los no comerciales como la contemplación de un paisaje o de aves. Una forma particular de los valores de uso son los que se derivan de las preferencias de los individuos de tener abierta la opción de utilizar o consumir el bien ambiental en algún momento futuro. Éste es el llamado valor de opción del bien. Por ejemplo, aunque una persona no visite ahora un determinado espacio de interés natural del litoral del País Vasco, es posible que desee visitarlo dentro de unos años; el daño que se cause hoy a este espacio supone una pérdida de bienestar en un valor determinado.

Los valores de no uso son valores ligados a la no utilización, directa o indirecta, del bien ambiental. Para justificar este tipo de valores la literatura recurre a distintas motivaciones que los individuos pueden tener para expresar una disposición a pagar por unos recursos que no utilizan ni piensan utilizar en el futuro. El fundamental de estos valores es el valor de existencia que es el bienestar que las personas obtienen del simple conocimiento de que el bien exista. Por su propia naturaleza de no utilización, los valores de no uso son al mismo tiempo valores no comerciales.

La valoración de los daños provocados por derrames de hidrocarburos implica conocer el valor económico total, y por ello tanto los valores de uso como de no uso. El principal problema cuando se valoran los impactos, es que muchos de los bienes y recursos contaminados por el vertido carecen de un mercado real aunque aportan bienestar social. No existen mercados para mucho de los organismos vivos o especies afectadas, la práctica de la pesca deportiva, las aguas contaminadas, el uso recreativo de las playas, etc. Conocer el verdadero coste social de las mareas negras exige identificar en términos económicos los daños causados tanto a los valores comerciales como a los no comerciales. De ahí que para los gestores públicos sea importante contar con algún método que permita estimar su valor. En los casos de compensaciones exigidas por desastres como las mareas negras, han sido los daños sobre los bienes o beneficios de los recursos ambientales los que han generado mayor discusión en el cálculo de las compensaciones y, muy especialmente, como estimar los valores de no uso (CERCLA, 1980; OPA, 1990; Federal Register 1994).

La economía ha desarrollado un conjunto de técnicas para estimar valores para los bienes sin mercado. Estos métodos permiten expresar en unidades monetarias el cambio en el bienestar de las personas que les suponen transformaciones en el medio ambiente¹. Si se asume que el bienestar de las personas se origina a través de la satisfacción de sus preferencias, la medida del bienestar puede expresarse mediante la disposición a

¹ Un tratamiento detallado de las diferentes medidas puede verse, entre otros textos, en Freemam (1993).

pagar o la disposición a ser compensado ante un cambio en la situación o estado inicial.

Existen dos grandes grupos de métodos para la valoración de bienes y servicios ambientales que se basan en las preferencias de los individuos²: los métodos de preferencias reveladas y los métodos de preferencias declaradas. La principal diferencia entre los dos grupos de métodos es el tipo de datos utilizados para estimar los valores. Los métodos de preferencias reveladas estiman el valor que los individuos dan al recurso ambiental analizando el comportamiento de éstos en mercados reales relacionados con el recurso ambiental. Estos métodos se basan en datos que recogen elecciones hechas por los individuos. Los métodos de preferencias declaradas infieren el valor económico mediante la creación de un mercado virtual, por lo que se basan en datos de las elecciones que harían los individuos.

Este artículo tiene por objetivo una descripción de los principales métodos de preferencias reveladas y declaradas utilizados en la valoración de bienes ambientales. La descripción de los métodos no es exhaustiva. Para una descripción más detallada de los mismos puede consultarse los textos de Freeman (1993), Champ *et al.* (2003), o Azqueta (1994), donde se presentan los distintos métodos de manera sencilla y se ilustran con ejemplos y aplicaciones. Una segunda aportación

del artículo es la discusión sobre la posibilidad de utilizar y la utilidad real de estos métodos en la valoración de impactos ambientales sobre bienes cuya calidad o cantidad podría verse afectada por una catástrofe. El artículo se organiza de la siguiente manera. En la segunda sección se discuten las principales diferencias entre los métodos de preferencias reveladas y los métodos de preferencias declaradas. En la sección tercera y cuarta se presentan los principales métodos dentro de cada grupo y su aplicación a situaciones en las que se producen daños sobre recursos naturales debido a una marea negra. Finalmente se presentan las conclusiones.

2. CLASIFICACIÓN DE LOS MÉTODOS DE PREFERENCIAS REVELADAS Y DECLARADAS

Los métodos de preferencias reveladas se basan en las relaciones que se establecen entre los bienes o servicios ambientales objeto de valoración y los bienes o servicios que se adquieren en el mercado. La persona revela en su comportamiento con respecto al bien privado el valor que implícitamente le otorga al bien ambiental. Debido a la relación entre el bien privado y el bien ambiental que implica los métodos de preferencias declaradas, la aplicación de estos métodos se circunscribe a la estimación de valores de uso. Otra limitación de los métodos de preferencias declaradas es que sólo pueden medir la valoración de los bienes *a posteriori*, una vez consumidos, lo que no permite estimar valores para niveles de calidad que todavía no han sido experimentados. En estos casos pueden extrapolarse los valores obtenidos en situaciones

² Los métodos basados en preferencias de los individuos pueden dividirse en métodos de valoración que extienden el uso de la teoría del bienestar al análisis de los recursos naturales y las técnicas de mercado basados en la eficiencia de los precios de mercado (Kontoleon *et al.*, 2001).

ex-ante como en proyectos de características parecidas o bien utilizar métodos de preferencias declaradas. Los principales métodos de preferencias reveladas son el método del coste de viaje y el de los precios hedónicos.

En los métodos de preferencias declaradas los individuos expresan sus preferencias en «instituciones» (generalmente mercados) construidas expresamente mediante la utilización de cuestionarios. Al basarse en mercados simulados permiten valorar cambios en el bienestar de los individuos antes que se produzcan una decisión respecto del bien a valorar *a priori* (*ex-ante*) y *a posteriori* (*ex-post*). Una ventaja importante que se les atribuye a los métodos de preferencias declaradas es que permiten detectar tanto valores de uso como de no uso. Si bien no se cuestiona la existencia de valores de no uso, la dificultad se encuentra en separar en la práctica, de una parte, los valores de no uso del valor total y, de otra, las distintas componentes de los valores de no uso entre sí (Cummings y Harrison, 1995). Debido justamente a esta diferencia entre los métodos de preferencias reveladas y los métodos de preferencias declaradas, se hace muy difícil comprobar la exactitud de la medida que se obtiene en el mercado hipotético. Muchos estudios han pretendido medir esta fiabilidad; la mayoría han concluido que no existen razones para pensar que los valores obtenidos con los métodos basados en mercados hipotéticos bien aplicados estén muy alejados de los verdaderos (Riera, 1994). Dentro de los métodos de preferencias declaradas los más utilizados han sido el método de la valoración contingente y el de los experimentos de elección.

Los métodos de preferencias reveladas han sido generalmente aceptados por los economistas debido a que están basados en decisiones reales de los individuos. La aplicación de los métodos de preferencias declaradas ha sido más controvertida y se ha dado una mayor resistencia debido, básicamente, a la utilización de encuestas a partir de mercados hipotéticos en lugar de observaciones indirectas de mercados reales.

La valoración de bienes para los que no existe directamente un mercado donde observar los precios ha crecido en los últimos años, pasando de unas 2.000 referencias en 1995 a algo más de 5.000 en el 2001, de acuerdo con la revisión ofrecida por Carson (2002), (en prensa), y citada por Smith y Pattanayak (2002), de las que la gran mayoría corresponden al método de valoración contingente en sus muchas variantes.

3. MÉTODOS DE PREFERENCIAS REVELADAS

3.1. Método del coste de viaje

El método del coste de viaje o del coste de desplazamiento (*travel cost*) se ha utilizado para la valoración social de espacios naturales que cumplen alguna función de carácter ambiental o recreativa. Se basa en las decisiones de visitar zonas que difieren en el coste de viaje y calidad. Es la técnica más antigua de las que intentan determinar el valor de bienes sin mercado. La idea del método la sugirió Hotelling el 1947 (Hotelling, 1949). Este método se ha aplicado en análisis coste-beneficio y en valoraciones de daños a recursos naturales donde los valo-

res recreativos son importantes. Al tratarse de un método que se basa en el comportamiento observado del individuo, se utiliza sólo para estimar valores de uso. Para el caso del *Prestige* podría aplicarse para valorar las pérdidas de valor de uso recreativo debido a la pérdida o reducción de la calidad de los activos ambientales afectados por la marea negra.

El fundamento del método se encuentra en que, si bien no existe un mercado que pueda indicarnos cuál es el valor de un parque natural a través de precios explícitos, sí existen, entre otros, unos costes de desplazamiento para la persona que quiere llegar a él. Es predecible que cuanto más costoso sea el desplazamiento, menos probable será que las personas se desplacen al parque. Utilizando la información relacionada con la cantidad de tiempo (coste de oportunidad) y dinero (coste real) que una familia o persona utiliza en visitar un espacio natural y el número de visitas al lugar, se pueda estimar una función de demanda de dicho espacio. A partir de la función de demanda es posible medir el beneficio neto que produce en el consumidor el disfrute del espacio, así como la incidencia de las variables más relevantes para explicar su comportamiento (características socioeconómicas del individuo, propiedades del entorno,...). De esta manera sería posible, por ejemplo, estimar cambios en el valor de uso de los visitantes al producirse un daño ecológico sobre un espacio recreativo de interés natural como puede ser el litoral afectado por el derrame del *Prestige*. Los datos se obtienen normalmente a través de encuestas, aunque para aplicaciones sencillas a veces es posible obtener la infor-

mación mediante agencias o departamentos públicos.

El método del coste de viaje presenta múltiples variantes. Cuando se estima la demanda de un solo sitio estamos ante el modelo de un único sitio donde el modelo del coste zonal es el más utilizado (Azqueta, 1994). Sin embargo también es posible estimar el valor de uno o más sitios o cambios simultáneos en ellos. En este caso es preferible el modelo de múltiples sitios. El modelo de maximización de la utilidad aleatoria es el método de múltiples sitios más usado. En este modelo la elección de un espacio natural se asume que depende de las características del lugar. La elección de un espacio revela implícitamente cómo la persona intercambia una característica de un lugar por otro. Debido a que el coste del viaje se incluye siempre como una de las características, el modelo capta implícitamente el *trade-off* entre dinero y las otras características. Por ejemplo, este modelo se podría utilizar para valorar el deterioro en las condiciones para poder realizar una determinada actividad recreativa en varias playas que se han visto afectadas por la marea negra (Murray *et al.*, 2001).

El método del coste de viaje presenta una serie de problemas y su complejidad es mayor a medida que se intenta ajustar mejor el modelo. Uno de los aspectos que ha generado más discusión es el coste que el analista atribuye al visitante por haber accedido al lugar: qué costes se atribuyen y cómo se computan, especialmente el del tiempo. Otras complicaciones que aparecen son las derivadas de la unidad de medida que se utiliza para reflejar la demanda; el distinto comportamiento entre los que visitan fre-

cuentemente el sitio del de los visitantes ocasionales; el tratamiento de los visitantes que visitan varios lugares de interés durante el mismo viaje o cómo tener en cuenta el efecto de competencia entre los bienes turísticos o recreativos locales. Para un mayor detalle de las limitaciones y desarrollos recientes del método puede consultarse Herriges y Kling (1999) o Phaneuf y Smith (2002). Ward y Beal (2000) ofrecen una visión histórica del desarrollo del método.

A pesar de todas sus limitaciones y dificultades, el método o modelo del coste del desplazamiento goza de buen prestigio académico y se ha aplicado en numerosos casos, principalmente para estimar el valor recreativo de espacios naturales. En España es importante el número de trabajos que han adoptado este modelo en los últimos años (Azqueta y Pérez, 1996).

En el caso del accidente del *Prestige*, el método del coste de viaje es de gran interés para analizar los daños no comerciales de uso que se corresponden fundamentalmente con el uso recreativo de las playas y costas afectadas por la marea negra. Según el Gobierno central (FIDAC, 2005), el litoral afectado por la contaminación abarca desde la desembocadura del río Miño hasta la frontera francesa, totalizando unos 2.890 km. de costa y afectando a más de 1.064 playas. Por comunidades un 95% de arenales del País Vasco se contaminaron, en Cantabria la mancha negra llegó al 97% de sus 62 playas o en Galicia 540 de las 723 playas existentes fueron dañadas por la marea negra en mayor o menor medida. Esta importante zona de litoral afectada sin duda restringió el disfrute de actividades recreativas entre las que destacan

las visitas a playas, la observación de aves marinas, la práctica de pesca marítima recreativa, vela, surf, o submarinismo entre otras actividades subacuáticas.

Las aplicaciones del método del coste de viaje a valoración de daños causados por mareas negras son casi inexistentes. Brown (1982) y Grigalunas *et al.* (1986) valoran las pérdidas de la marea negra provocada por el *Amoco Cádiz* (petrolero que naufragó el 1978 en la costa de Breña) mediante la estimación de la disposición a pagar y el método de coste de viaje para los turistas que visitaron la zona. El método del coste de viaje también fue empleado por Mead y Sorenson (1970) para valorar las pérdidas recreativas para los residentes en el caso de derrame de petróleo de *Santa Barbara* en California en 1969.

Hanemann y Chapman (2001) presentan el valor del excedente del consumidor asociado a la utilización de las playas afectadas por el derrame del *American Trader* en las costas de Huntington Beach en California. Los valores obtenidos se tuvieron en cuenta en el juicio para estimar las indemnizaciones para los demandantes lo que derivó en el primer veredicto de un jurado sobre daños a recursos naturales en Estados Unidos provocados por un accidente. Utilizando el método del coste de viaje estimaron que el excedente del consumidor por la actividad recreativa en las playas que se veían afectadas por el derrame se encontraba en un rango de entre 11 y 23 dólares de 1990 por viaje. Si se centraba en el excedente del consumidor de poder hacer surf, éste era de 18,75 dólares por viaje de surf perdido. A partir de estos valores, la estimación total por la pérdida de la actividad recreativa en las playas incluyendo el surf fue de 11.420.619 dólares de 1990,

que fue el que se presentó al tribunal en el juicio.

Palmquist *et al.*, (2002) estimaron las pérdidas de valor de los pescadores de pesca deportiva debido al cierre durante varios periodos de una importante zona de pesca en el estado de Carolina del Norte en el hipotético caso que se produjera un derrame de petróleo. Utilizando un modelo de utilidad aleatoria, la media de la pérdida recreativa por pescador y por día que no podía ir a pescar se estimó entre 7,29 y 9,60 dólares de 1990. Una posible aplicación orientada a mostrar la utilidad del método del coste de viaje para inferir el valor económico del daño causado por el petrolero *Prestige* en las costas del País Vasco puede encontrarse en el artículo de Riera en este mismo número monográfico.

3.2. Método de los precios hedónicos

El método de los precios hedónicos, al igual que el modelo del coste de viaje, se basa en las relaciones de complementariedad existentes entre algunos bienes ambientales y determinados bienes privados. Sin embargo en este modelo el bien ambiental a valorar conforma una de las características del bien privado. El método se debe a Sherwin Rosen en su artículo del año 1974 en *Journal of Political Economy*, si bien, la formulación de precios hedónicos de forma más genérica, ya había sido sugerida por Griliches (1971).

El método se basa en la hipótesis de que los individuos valoran las características de un bien, más que el bien en sí mismo. Debido a ello, el precio de mercado de un bien refleja el valor del conjunto

de características incluyendo las características ambientales que la persona considera importantes cuando adquiere el bien. Así, el precio de un coche refleja sus características o atributos: estilo, confort, categoría, contaminación, gasto de combustible,... Lo mismo para el caso de una vivienda. El precio de una vivienda puede verse afectado por factores estructurales como la superficie de la casa y de la parcela, tipología, número de habitaciones y de baños, antigüedad, etc. Pero también pueden influir en el precio factores ambientales como el nivel de contaminación atmosférica o la proximidad a una zona natural. Por procedimientos económicos se calcula el peso de las variables que determinan el precio final del bien privado. Los coeficientes obtenidos se consideran los precios implícitos de cada característica. De esta forma se puede obtener los beneficios o costes económicos asociados a un determinado nivel de contaminación, ruido o proximidad a una zona natural con interés recreativo.

En otras palabras, dos casas idénticas en todas sus características pero ubicadas a diferente proximidad a una zona natural, tendrán, presumiblemente, precios distintos. La diferencia en el precio de éstas reflejaría el valor de la proximidad a la zona natural. Por ejemplo, Mahan *et al.* (2000) estimaron en Portland, Oregon, que una disminución de la distancia al humedal más próximo en unos 30 metros a partir de una distancia de una milla, resultaba en un aumento del valor de la casa en 346 dólares de 1994.

A la vez, bajo determinadas condiciones, a partir de la función de precios implícitos puede identificarse la función de

demanda de la característica escogida y, en consecuencia, el excedente del consumidor. Así, variaciones en la provisión de tal característica (por ejemplo, nivel de ruido en la zona donde se encuentra la vivienda) provocan variaciones en el bienestar, medibles en euros.

El método de los precios hedónicos se ha aplicado para valorar bienes o servicios ambientales como el nivel de ruido cerca de los aeropuertos (Smith y Huang, 1995), del transporte (Hidano *et al.*, 1992) la calidad del aire urbano (Brookshire *et al.*, 1982) o la proximidad a zonas naturales como humedales (Doss y Taff 1996; Lupi *et al.* 1991 o Mahan *et al.*, 2000). Los bienes de mercado con los que se trabaja normalmente son las viviendas. También existen aplicaciones para mercados como el de la alimentación o del vino (Ladd y Suvannunt, 1976; Nerlove, 1995 o Combris *et al.*, 1997).

A pesar de los posibles inconvenientes que se generan tanto a la hora de elaborar el estudio como cuando se analizan los resultados, el método de los precios hedónicos goza de una buena aceptación como una forma de valorar bienes públicos locales para los que el nivel de consumo depende, en buena medida, del nivel de consumo de un bien privado con un mercado bien definido. Por ello, la mayoría de aplicaciones se refieren a ruido de aeropuertos y de carreteras, debido a que la utilización de datos en zonas urbanas tienen una gran dificultad, puesto que estas regiones poseen una mayor heterogeneidad que dificulta la obtención de la ecuación de precios (Palmquist, 1991). Las aplicaciones del modelo de los precios hedónicos no han proliferado mucho en el continente europeo, y menos en España, donde la dificultad en la obtención

de datos lo hace menos atractivo. Para una discusión más completa del método, véase, Palmquist (1991) o Freeman (1993) o Gómez (1994). Para una introducción al mismo puede consultarse Taylor (2003).

En el caso del *Prestige* podría utilizarse si los efectos negativos provocados por la marea en el litoral hubieran afectado al valor de mercado de las propiedades residenciales. Aunque la pérdida de valor de la vivienda afecta directamente a su propietario, podría argumentarse que representa la pérdida de valor de un bien ambiental para la sociedad como un todo, que queda reflejado en su precio de mercado. Es de suponer que las viviendas con más posibilidades de sufrir una pérdida de valor de mercado, serían las más próximas al litoral contaminado por fuel. De forma indirecta el método descubriría el valor de uso que le dan los residentes de la zona al activo ambiental cuya calidad se ha modificado debido a la marea negra. Para llevarlo a cabo tendría que ser posible aislar la variable «contaminación del litoral» de otras variables derivadas también de la degradación ambiental que hayan podido influir en el precio de la vivienda. Un posible problema que podría afectar las estimaciones econométricas, es que los efectos sobre los precios de las viviendas debido a la catástrofe fueran muy pequeños o bien, en caso de existir, los factores que afecten el precio estuvieran correlacionados.

Hasta la fecha, y según nuestro conocimiento, no encontramos aplicaciones específicas del enfoque de los precios hedónicos a desastres como el del *Prestige*. Sin embargo sí que existen aplicaciones, por separado, de desastres que valoran cómo la contaminación por residuos

tóxicos o el riesgo de inundaciones provocadas por un huracán afectan a los precios de las viviendas (Kohlhase, 1991; Donnelly, 1989; Okmyung y Polasky, 2004) y que bajo determinadas condiciones podrían transferirse al contexto de la marea negra del *Prestige*. Por ejemplo, Okmyung y Polasky (2004) estimaron mediante precios hedónicos que estar situado en zonas de inundaciones provocadas por un huracán disminuye el precio de venta de una residencia una media de 7.463 dólares, lo que representa un 5,7% del precio medio de venta de la casa.

4. MÉTODOS DE PREFERENCIAS DECLARADAS

4.1. Método de la valoración contingente

El método de valoración contingente ha sido el método más usado para la valoración de bienes y servicios ambientales a pesar de suscitar dudas para medir con precisión los valores económicos. En su utilización más habitual, se simula un cambio en la provisión de un bien y el programa o política para conseguir el cambio descrito. Entonces mediante una encuesta se le pregunta al individuo por la máxima cantidad de dinero que estaría dispuesto a pagar o, alternativamente, se le presenta un precio mínimo que la persona entrevistada puede aceptar o no en compensación por verse privada del bien público. El valor que se obtiene hace referencia a la diferencia en el bienestar de la población por el cambio discreto analizado.

Este método ha sido utilizado para estimar valores de una gran variedad de recursos. Existen también aplicaciones del método de la valoración contingente

a desastres ecológicos como los provocados por mareas negras como el derrame de petróleo del *Nestucca* en 1988 en el estado de Washington (Rowe *et al.* 1992) o del *American Trader* en el estado de California el 1990 (Hanemann y Chapman, 2001).

El caso más conocido hace referencia a la discusión que se generó sobre la validez del método de valoración contingente como técnica para medir valores de no uso a partir del derrame de petróleo en el accidente del barco *Exxon Valdez* frente a las costas de Alaska el 1989 (Kahneman y Knetsch 1992; Carson *et al.*, 2003). La legislación norteamericana obliga a la empresa responsable de un desastre ecológico no sólo a reparar los daños, devolviendo el entorno a la situación original, sino también a compensar a las personas afectadas negativamente por las pérdidas. La polémica surgió cuando el Tribunal de Apelación del Estado de Ohio sentenció que con respecto al perjuicio causado por el daño sobre el medio ambiente deberían tenerse en cuenta no sólo los valores de uso, sino también a los valores de no uso, siempre y cuando se pudiera encontrar una medida fiable de los mismos. Esta sentencia dio lugar a una discusión muy importante sobre el monto total a pagar por la compañía responsable y ponía al método de la valoración contingente como prácticamente el único que podía medir los valores de no uso.

La discusión sobre la validez práctica de la valoración contingente llevó a la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), del Ministerio de Comercio de los Estados Unidos, a nombrar a una comisión de expertos presidida por dos premios Nobel de economía: Kenneth Arrow y Robert Solow. Su objetivo era la

realización de un informe sobre la validez de la valoración contingente al medir en términos monetarios valores de no uso, mejoras en este método y alternativas en caso de haberlas. Para ello, la comisión consultó la opinión de la mayoría de especialistas, partidarios y detractores.

El informe de la Comisión NOAA, hecho público en enero de 1993, fue claramente favorable a la utilización del método de valoración contingente como fórmula razonable de calcular el valor de no uso (uso pasivo, según su terminología) en la pérdida de bienestar por desastres medioambientales. Sin embargo, recomendaba una serie de medidas bastante estrictas en su diseño y aplicación, para asegurar que no lleve a estimar valores exageradamente sesgados (Arrow *et al.*, 1993). El respaldo de la Comisión al método y la consiguiente resolución legislativa de NOAA dio un impulso definitivo a los estudios de valoración contingente (Riera, 1994). Para una mayor discusión sobre las ventajas y desventajas del método véase por ejemplo Mitchell y Carson (1989) o, en español, Riera (1994) o el artículo de Del Saz en este mismo número de la revista *Economiaz*.

4.2. Modelos de elección

A veces, en lugar de valorar un escenario determinado, puede interesar valorar separadamente distintos atributos o características de un bien ambiental, como pueden ser los bienes públicos generados por los recursos ambientales. Así en la marea negra del *Prestige* la administración pública puede estar interesada en conocer el valor de distintos atributos de las costas afectadas como pueden ser la pérdida

de determinadas especies de aves marinas³, de peces, o el valor de actividades recreativas como el surf o la pesca deportiva. En estos casos se podrían considerar repetidas aplicaciones del método de la valoración contingente, aunque es más práctico utilizar otros métodos que permiten estimar estos valores por separado. Estos otros métodos normalmente reciben el nombre de modelos de elección (*choice modelling*) o métodos basados en atributos (*Attribute-based Methods*). La principal diferencia respecto de la valoración contingente es que incluyen más de una variación en la calidad o cantidad de un bien. Así, en estos métodos se le presentan distintas alternativas a la persona entrevistada y se le pregunta de una determinada manera para que exprese sus preferencias. La forma de preguntar determina el método concreto, dentro de los modelos de elección, que se vaya a utilizar. Si a la persona entrevistada se le pide que ordene un conjunto de alternativas según sus preferencias, este método se conoce como ordenación contingente (*contingent ranking*). Si se le pide que puntúe cada una de las alternativas en una escala, por ejemplo del 1 al 10, este método es el de puntuación contingente (*contingent rating*). Si se le pide que elija la opción preferida entre un conjunto de alternativas, entonces se denomina método de

³ El desastre del *Prestige* se ha catalogado como la segunda peor marea negra del Atlántico Europeo, con un total de aves recogidas en las costas francesas, españolas y portuguesas, a mayo de 2003, de 23.181 aves entre vivas y muertas. Se estima que el número de aves marinas afectadas por el fuel del *Prestige* oscila entre las 115.000 y las 230.000 aves. En el País Vasco el número de aves encontradas a finales de agosto de 2003 fue de 2.800 (SEO/BirdLife, 2003).

los experimentos de elección (*choice experiments*). Para una introducción a estos métodos véase Bateman *et al.*, 2002 o Holmes y Adamowicz, 2003.

De los diferentes modelos de elección el más utilizado, básicamente en la última década, ha sido el método de los experimentos de elección. El modelo de los experimentos de elección (*choice experiments*) es un método de preferencia declarada cada vez más usado en la obtención de estimaciones de valores de no mercado. Consiste en presentar a la persona entrevistada una serie de conjuntos de alternativas que contienen atributos comunes del bien a valorar, uno de los cuales es monetario, pero con diferentes niveles o características de dichos atributos. A la persona entrevistada se le pide que elija la opción alternativa preferida de cada conjunto.

El total de alternativas posibles o diseño factorial completo se obtiene a partir de la combinación de cada uno de los niveles de cada atributo con cada uno de los niveles de los otros atributos. Por ejemplo, supongamos que el gestor público quiere saber el valor de uso que para los visitantes tiene poder pasear, acampar y hacer *pícnico* en un determinado entorno natural. En el experimento de elección cada uno de los tres atributos toma dos niveles («permitir la actividad» y «no permitir la actividad»). El total de alternativas posibles en este caso sería de 2³. El problema del diseño factorial completo es el alto número de alternativas que se generan a medida que aumenta el número de atributos y niveles. Debido a ello, generalmente de todas las posibles combinaciones sólo se terminan preguntando unas cuantas (diseño factorial fraccionado) excepto si el

número total es suficientemente bajo. La selección de las alternativas a presentar de entre todas las posibles suele hacerse con alguna de las diferentes técnicas disponibles para ello, principalmente mediante el uso del diseño experimental (Louviere, 1988).

En la mayoría de las aplicaciones, los conjuntos de elección suelen estar formados por tres alternativas, una de las cuales describe la situación actual o de *statu quo*, y las otras dos presentan variaciones tanto físicas como monetarias. La información de las elecciones de los individuos se utiliza para obtener las estimaciones de los valores marginales de cada uno de los atributos (Hanley *et al.*, 1998a; Hanley *et al.*, 1998b; Morrison *et al.*, 2002). Los experimentos de elección se analizan utilizando el modelo de utilidad aleatoria y el análisis econométrico de los datos se basa en modelos de variables dependientes limitadas (McFadden, 1973).

Comparado con la valoración contingente, la principal ventaja de los experimentos de elección es que permiten estimar tanto los valores de cada atributo como la media de las disposiciones a pagar para pasar del *statu quo* a una alternativa específica. Estos estimadores de variaciones compensatorias son coherentes con los principios de la economía del bienestar (Louviere *et al.*, 2000) y válidos para su inclusión, por ejemplo, como valores estimados en el análisis coste-beneficio de diferentes alternativas o para estimar compensaciones. A la vez, en el caso de daños a un atributo particular, se pueden estimar las compensaciones en términos de otros atributos o bienes en lugar de compensaciones en dinero. Las compensaciones en bienes se emplean actualmente en casos de juicios sobre da-

ños infringidos a recursos naturales (Jones y Peace, 1995 y NOAA, 1997).

Otro tipo de información que pueden proporcionar los experimentos de elección al gestor público es el apoyo relativo que determinadas alternativas reciban de la población. Así, si hay un número de alternativas, incluida el *statu quo*, entre las que el gestor público debe elegir, se puede estimar el porcentaje de población que elegiría cada una de ellas (Rolfe *et al.*, 2002).

A pesar de las ventajas potenciales de los experimentos de elección, hay todavía relativamente pocos ejemplos del uso de experimentos de elección en la valoración de bienes y servicios ambientales, especialmente en Europa. Que conozcamos, no se ha realizado ninguna aplicación del método de los experimentos de elección a la valoración de daños sobre recursos ambientales afectados por una marea negra, si bien se han realizado aplicaciones que valoran atributos que podrían verse afectados por catástrofes como la del *Prestige*, aunque en otro contexto (véase, Boxall, *et al.*, 1996; Adamowicz *et al.*, 1998; Hanley *et al.*, 1998a; Hanley *et al.*, 1998b o Rolfe *et al.*, 2002). Por ejemplo Hanley *et al.* (1998b) aplicaron en 1997 los experimentos de elección en un estudio sobre las preferencias de la población del Reino Unido hacia diferentes características de los paisajes forestales. El diseño de las alternativas a presentar se construyeron a partir de tres atributos forestales (diversidad de especies forestales, la distribución de las plantaciones y la forma de hacerse la tala) más la alternativa del medio de pago que se concretaba en un impuesto. A partir de las elecciones hechas por los individuos estimaron que la disposición a pa-

gar era 11,36 libras esterlinas por pasar de un paisaje compuesto sólo de especies de hoja perenne a uno compuesto de una mezcla de especies de árboles; de 12,89 libras esterlinas para tener un bosque aclarado o de 13,90 libras esterlinas para pasar de plantaciones con formas lineales a plantaciones con formas orgánicas. A la vez estimaron la disposición a pagar por el bosque ideal para cada individuo, que era aquel bosque compuesto por el nivel preferido de cada atributo forestal presentado.

Los métodos de preferencias declaradas implican un esfuerzo considerable y cuidadoso en cada una de las etapas necesarias para llevarlos a cabo, especialmente en la fase del diseño, tanto del cuestionario como del modelo estadístico. Ello conlleva un coste importante de tiempo y dinero. Además de la complejidad de estos métodos, el hecho de que se basen en una valoración hipotética comporta que se pueda incurrir en distintos tipos de sesgos. Los sesgos junto a la consistencia de los resultados han sido uno de los principales problemas y críticas, en especial hacia el método de la valoración contingente (Diamond y Hausman, 1994, Barreiro y Nogueira 1998). En los modelos de elección, si bien se evitan algunos de los sesgos de la valoración contingente (Hanley *et al.*, 1998a; Hanley *et al.*, 1998b) presentan otros problemas como: la presencia de comportamiento estratégico en la respuesta de elección, el efecto aprendizaje, cansancio y la complejidad a medida que aumenta el número de conjuntos de elección o la sensibilidad de las medidas de bienestar en función del diseño utilizado (Adamowicz y Boxal, 2001, Hanley *et al.*, 2001).

El reconocimiento de estos problemas ha supuesto un incentivo para ajustar mejor los métodos de preferencias declaradas en la búsqueda del verdadero valor del bien de no mercado. Se ha llegado a soluciones más o menos satisfactorias para la mayoría de ellos, dependiendo del contexto y situación en que se utilicen. Ciertamente, se tratan de técnicas que requieren toda la atención del investigador para ser aplicada correctamente, pero con un diseño y una administración cuidadosa pueden dar lugar a estimaciones con un alto grado de coherencia con la teoría.

5. CONCLUSIONES

La multiplicidad y diversidad de los bienes y recursos afectados por catástrofes de las características del *Prestige*, hace de su valoración un trabajo complicado. Pese a todo, es necesario llevar a cabo estudios de valoración para obtener información relevante tanto para ayudar a los gestores públicos en la toma de decisiones de política ambiental, como para ayudar en los procesos judiciales de cálculo de las indemnizaciones.

En la valoración de los daños que provoca una marea negra, la economía considera como pérdidas todas las disminuciones de bienestar derivadas del vertido. Ello supone estimar el valor económico total, que engloba tanto los valores de uso como los valores de no uso de los recursos afectados. El principal problema cuando se valoran los impactos es que muchos de los bienes y recursos afectados por el vertido que aportan bienestar social, carecen de un mercado real. Conocer el verdadero cos-

te social de las mareas negras exige identificar en términos económicos los daños causados tanto a los valores comerciales como a los no comerciales, lo que influirá en el cálculo de las indemnizaciones.

La economía ha desarrollado distintos métodos para estimar en unidades monetarias el valor que los bienes sin mercado tienen para la sociedad. Estos métodos de valoración se suelen dividir en dos grandes grupos, los de preferencias reveladas, que permiten estimar los valores de uso, y los de preferencias declaradas, que permiten estimar tanto los valores de uso como de no uso. Dentro del primer grupo, que se basa en el análisis del comportamiento de los individuos en mercados de bienes que están relacionados con el recurso a valorar, los más utilizados han sido los métodos del coste de viaje y de los precios hedónicos. En los métodos de preferencias declaradas se infiere el valor del bien que carece de mercado mediante la simulación de mercados. Los métodos más utilizados de este grupo son el método de la valoración contingente y el método de los experimentos de elección.

La valoración de los daños producidos a bienes sin mercado ha avanzado extraordinariamente en los últimos años, tanto en el desarrollo teórico de los métodos como en el número de estudios. Fue una catástrofe, la marea negra causada por el *Exxon Valdez* en 1989, la que dio lugar a avances significativos en la aceptación de los resultados de valoración económica ambiental. Sin embargo en las demandas judiciales de compensación y, sobre todo, en lo que se refiere a los casos de valores de no uso, son escasamente tenidos en cuenta.

En este artículo se ha hecho una descripción de los principales métodos de preferencias reveladas y declaradas más utilizados en la valoración de bienes ambientales y se discute la posibilidad de utilizar y la utilidad de estos métodos en la valoración de impactos ambientales causados por una marea negra como la del *Prestige*. Si bien los métodos de valo-

ración presentan problemas y limitaciones, la capacidad de estimación de los mismos y su aplicabilidad en la evaluación de proyectos y, en general, su ayuda en la toma de decisiones públicas, hace que su contribución sea relevante en el análisis de impactos con repercusiones sobre bienes sin mercado, como son la mayoría de recursos ambientales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMOWICZ, W.L., BOXALL, P.C., WILLIAMS, M. y LOUVIERE, J.J. (1998): «Stated preference approaches for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation». *American Journal of Agricultural Economics*, 80(1), págs. 65-75.
- ADAMOWICZ, W. y BOXALL, P. (2001): «Future directions of stated choice methods for environmental valuation». Presentado en *Choice Experiments: A New Approach to Environmental Valuation Conference*, South Kensington, London.
- AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- AZQUETA, D y PÉREZ, L. (coord.) (1996): *Gestión de espacios naturales: la demanda de servicios recreativos*. McGraw-Hill, Madrid.
- ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P., LEARNER, E., RADNER, R. y SCHUMAN, H. (1993): *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Federal Registrar, págs. 4601-14.
- BARREIRO, J. y NOGUEIRA, E. (1998): «Los métodos de valoración de beneficios ambientales: una visión crítica del método de valoración contingente». En VENCE, X.; OUTES, X.L. (eds.). *La Unión Europea y la crisis del estado del bienestar*. Madrid: Editorial Síntesis. págs. 415-430.
- BATEMAN, I., CARSON, R.T., DAY, B., HANEMANN, W.M., HANLEY, N., HETT, T., JONES, A., LOOMES, G., MOURATO, S., OZDEMIROGLU, E., PEARCE, D.W., SUGDEN, R. y SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques. A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham.
- BOXALL, P., ADAMOWICZ, W.L., WILLIAMS, M., SWAIT, J. y LOUVIERE, J.J. (1996): «A Comparison of stated preference approaches to the measurement of environmental values». *Ecological Economics*, 18, págs. 243-253.
- BROOKSHIRE, D.S., THAYER, M.A., SCHULZE, W.D. y D'ARGE, R.C. (1982): «Valuing Public Goods: A Comparison of Survey and Hedonic Approaches». *The American Economic Review*, 72(1), págs. 165-177.
- BROWN, G. (1982): «Estimating non-market economic losses from oil spills: Amoco Cádiz, Steuart Transportation, Zoe Colcotroni». En: OCDE (eds.) *The cost of oil spills*. Estudios presentados en el OECD Seminar. Paris. págs. 191-204.
- CARSON, R.T., CLARK, R.C., HANEMANN, R., KOPP, R., PRESSER, S. y RUUD P. (2003): «Contingent valuation and lost passive use: damages from the Exxon Valdez oil spill» en *Economic, social and environmental effects of the «Prestige oil spill*. Coordinadores, Albino Prada Blanco e María Xosé Vázquez Rodríguez. Colección Base. Consello da Cultura Galega, Sección de Ciencia, Técnica e Sociedade. Santiago de Compostela.
- CARSON, R.T. (2002), (en prensa): *Contingent valuation: a comprehensive bibliography and history*. Northampton: Edward Elgar.
- CHAMP, P. A., BOYLE, K. J. y BROWN, T.C. (eds.) (2003): *A primer on nonmarket valuation*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- COMBRIS, P., LECOCQ, S., y VISSER, M (1997): «Estimation of a hedonic price equation for Bordeaux Wine: Does Quality Matter?», *The Economic Journal*, 107, págs. 390-402.
- COMPREHENSIVE ENVIRONMENTAL RESPONSE, COMPENSATION, AND LIABILITY ACT (CERCLA or Superfund) (1980). 42 U.S.C. s/s 9601 et seq.
- CUMMINGS, R.G. y HARRISON, G.W. (1995): «The measurement and decomposition of nonuse values: A critical review». *Environmental and Resource Economics*. Vol. 5, págs. 225-247.
- DIAMOND, P. y HAUSMAN, J. (1994): «Contingent valuation: is some number better than no number?». *Journal of Economic Perspectives*, 8:4, págs. 45-64.
- DONNELLY, W. (1989): «Hedonic price analysis of the effects of a floodplain on property values». *Water Resources Bulletin*, 24 (4), págs. 581-86.
- DOSS, C.R. y S.J. TAFF. (1996). «The influence of wetland type and wetland proximity on residential property values». *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 21, págs. 120-129.
- FEDERAL REGISTER (1994): *Natural resource damage assessment: Proposed rules*. Washington D.C. US Government. Vol. 59, núm. 5, págs. 1062-91.
- FREMAN, A.M. (1993): *The measurement of environmental resource values: Theory and methods*. Resource for the Future, Washington D.C.
- FONDO INTERNACIONAL DE INDEMNIZACIÓN DE DAÑOS DEBIDOS A LA CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS (FIDAC) (2003): *Acta 21.ª sesión comité ejecutivo IOPC Funds*, 92FUND/EXC.21/3/1. Disponible en <http://www.iopcfund.org/ds/pdf/92exc21-3-1_e.pdf>.
- GÓMEZ, C.M. (1994): «On hedonic prices and urban economics: a note». *Revista Española de Economía*, número monográfico «Recursos Naturales y Medio Ambiente», págs. 191-206.

- GRIGALUNAS, T.A., ANDERSON, R.C., BROWN, G.M., CONGAR, R., MEADE, N.F. y SORENSON, P.E. (1986): «Estimating the cost of oil spills: lessons from the Amoco Cadiz Incident». *Marine Resource Economics*, Vol. 2, núm. 3, págs. 239-262.
- GRILICHES, Z. (1971): *Price Indexes and Quality Change. Studies in New Methods of Measurement*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- HANEMANN, M. y CHAPMAN, D. (2001) «Environmental Damages in Court: The American Trader case». *The Law and Economics of the Environment*, Anthony Heyes, Editor, págs. 319-367.
- HANLEY, N., MACMILLAN D., WRIGHT, R.E., BULLOCK, C., SIMPSON, I., PARSISSON, D. y CRABTREE, B. (1998a): «Contingent valuation versus choice experiments: estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland». *Journal of Agricultural Economics*, 49(1), págs. 1-15.
- HANLEY, N., WRIGHT, R. E. y ADAMOWICZ, W. (1998b): «Using choice experiments to value the environment». *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4), págs. 413-428.
- HANLEY, N., MOURATO, S. y WRIGHT R. (2001): «Choice modelling approaches: a superior alternatives for environmental valuation?». *Journal of Economics Surveys*, 15 págs. 435-462.
- HERRIGES, J.A. y KLING, C.L. (eds.) (1999): *Valuing recreation and the environment: Revealed Preference Methods in Theory and Practice*. Aldershot, UK: Edward Elgar.
- HIDANO N., HAYASHIYAMA Y. y INOUE M. (1992), «Measuring the external effects of noise and vibration of urban transportation by the hedonic approach», *Environmental Science*, 9 (3), págs. 401-409.
- HOLMES P. y ADAMOWICZ W. (2003): «Attribute-Based methods». En *The economics on nonmarket valuation: a primer on nonmarket valuation*. CAMP, P, BOYLE y BROWN. Kluwer Academic Publishers.
- HOTELLING, H. (1949): «Letter to National Park Service» en *An econometric study of the monetary evaluation of recreation in the national parks*. Washington DC: U.S. Department of Interior, NPS and Recreational Planning Division.
- JONES, C.A. y PEASE, K.A. (1995): «Resource based measures of compensation in liability statutes for natural resource damages». Artículo presentado en el *AERE workshop on Government Regulation and Compensation*, Annapolis, Md., Junio.
- KAHNEMAN, D. y KNETSCH, J. (1992): «Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction». *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 22, págs. 57-70.
- KOHLHASE, J. E. (1991): «The impact of toxic waste sites on housing values». *Journal of Urban Economics*, 30, págs. 1-26.
- KONTOLEON, A., MCRORY, R. y SWANSON, T. (2001): «Individual preferences, expert opinion and environmental decision making: An overview of the issues». *Symposium on Law and Economics of Environmental Policy*. Disponible en: <http://www.cserge.ucl.ac.uk/Kontoleon_et_al.pdf>.
- LADD, G.W. y SUVANNUNT, V. (1976): «A model of consumer goods characteristics». *American Journal of Agricultural Economics*, 58, págs. 504-10.
- LOUIVIERE, J.J. (1988): *Analysing individual decision making: metric conjoint analysis*. Sage university series on quantitative applications in the social sciences, n.º 67. Newbury Park, CA: Sage Publications, Inc.
- LOUIVIERE, J.J., HENSHER D.A. y SWAIT, J.D. (2000): *Stated choice methods. analysis and applications*. Cambridge, University Press.
- LUPI, F. JR., GRAHAM-THOMAS, T y TAFF, S. (1991). «A hedonic approach to urban wetland valuation». Staff paper P91-8. Department of Applied Economics, University of Minnesota, St. Paul, MN, USA.
- MAHAN, B.L., POLASKY, S. y ADAMS, R. (2000): «Valuing urban wetlands: a property price approach». *Land Economics* 76, págs. 100-113.
- McFADDEN, D. (1973): «Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour», en P. ZAREMBKA (Ed.), *Frontiers in econometrics*, New York: Academic Press, págs. 105-142.
- MEAD, W. J. y SORENSON., P.E. (1970): «The economic cost of the Santa Barbara oil spill.» En: *Santa Barbara Oil Spill Symposium: An economic inquiry*. Reston VA: US Geological Survey.
- MITCHELL, R.C. y CARSON, R.T. (1989): *Using surveys to value public goods: the contingent valuation method*. Resources for the Future, Washington, DC.
- MORRISON, M., BENNETT J., BLAMEY, R. y LOUIVIERE, J. (2002): «Choice modelling and tests of benefit transfer». *American Journal of Agricultural Economics*, 84, págs. 161-170.
- MURRAY, C., SOHNGEN, B. y L. PENDLETON. (2001): «Valuing Water quality advisories and beach amenities in the Great Lakes». *Water Resources Research*, 37, págs. 2583-2590.
- NERLOVE, M. (1995): «Hedonic price functions and the measurement of preferences: the Case of Swedish wine consumers». *European Economic Review*, 39, págs. 1697-1716.
- NOAA (1997): *Scaling compensatory restoration actions: damage assessment and restoration program*. Silver Spring, Md: NOAA.

- NOGUEIRA, E., CHAS, M.L., GARCIA, M.C. y DOLDÁN, X. R. (2004): *As repercusións sobre o valor non comercial da costa de Galiza*. Equipo de Investigación de Economía Pesquera y Recursos Naturales de la Universidad de Santiago de Compostela. Disponible en <<http://www.usc.es/ecopesca/Galego/prestige.htm>>.
- OIL POLLUTION ACT (OPA) (1990): USC. Vol. 1, PL 104, Stat 1-1387.
- OKMYUNG B. y POLASKY S. (2004): «Effects of flood hazards on property values: evidence before and after hurricane Floyd». *Land Economics* 80 (4), págs. 490-500.
- PALMQUIST, R.B. (1991): «Hedonic Methods» en *Measuring the demand for Environmental Quality*. Braden y Kolstad. North Holland, Amsterdam.
- PALMQUIST, R. B., SCHUMANN, P.W. y MICHAEL J.A. (2002): «Boating Uses, Economic Significance, and Information Inventory for North Carolina's Offshore Area, «The Point». *Economic Analysis of «The Point» and Adjacent Counties - Baseline Information, Valuation, and Potential Impacts*, Volume II. Publicado por U.S. Department of the Interior Minerals Management Service Gulf of Mexico OCS Region.
- PEARCE, D.W. y TURNER, R.K. (1995): *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*. Madrid, Celeste Ediciones.
- PHANEUF D. J. y SMITH, V. K. (2002): *Recreation Demand Models*. North Carolina State University.
- RIERA, P. (1994): *Manual de valoración contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- ROLFE, J. BENNETT, J. y LOUVIERE, J. (2002): «Stated values and reminders of substitute goods: Testing for framing effects with choice modeling». *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 46, págs. 1-20.
- ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, 82, págs. 34-55.
- ROWE, R.D.; SHAW, D. y SCHULTZE, W. (1992): «Nesucca oil spill». En: WARD, E. (ed); DUFFIELD, J. (ed.). *Natural Resource Damages: Law and Economics*. John Wiley & Sons.
- SEO/BIRDLIFE (2003): «Impacto de la Marea Negra del Prestige sobre las Aves Marinas» Informe disponible en <<http://www.seo.org/2002/prestige/vinforme12m.asp>>.
- SMITH, K. y HUANG, J. (1995): «Can Markets value air quality?: a Meta-Analysis of Hedonic Property Value Models». *Journal of political Economy*, 103, págs. 209-27.
- SMITH, V. K. y PATTANAYAK, S. K. (2002): «Is meta-analysis a Noah's Arch for non-market valuation?». *Environmental and Resource Economics*, 22, págs. 271-296.
- TAYLOR, L. (2003): «The Hedonic Method» en *The Economics on Nonmarket Valuation A primer on nonmarket valuation*. CAMP, P, BOYLE y BROWN. Kluwer Academic Publishers.
- WARD, F.A. y BEAL, D. (2000): *Valuing Nature with Travel Cost Models: A manual*. Cheltenham, UK: Edgar Elgar.

El método de transferencia de valor (benefit transfer), una segunda opción para la evaluación de impactos económicos: el caso del Prestige

El presente artículo es una aplicación del Método de Transferencia de Valor para el cálculo del coste económico del vertido del *Prestige* en el País Vasco¹. El trabajo es una aplicación puramente práctica para apoyar la toma de decisiones de política en situaciones en las que el tiempo y los recursos son limitados. El efecto del vertido del *Prestige* en la costa vasca y el inicio de un proceso de reclamaciones de daños y perjuicios contra la empresa clasificadora marcó estas limitaciones en el caso que nos ocupa. La aplicación cumplió su objetivo en este caso y puede ilustrar la idoneidad de la utilización de estos métodos, sin olvidar que existen métodos más rigurosos que deberían implementarse una vez superada la urgencia inicial de la situación.

Artikulu honetan, Euskal Herrian Prestigeren isurketak eragindako kostu ekonomikoa kalkulatzeko Balio Transferentziaren Metodoa aplikatzen da. Lanean aplikazio praktiko hutsa egiten da, denbora eta baliabideak mugatuta daudenean erabaki politikoak hartzera bideratutakoa. Euskal itsasertzean Prestigeren isurketak izandako eraginak eta enpresa sailkatzailearen aurka kalte-ordainak erreklamatzeko prozesua hasi izateak ezarri zituzten aipatutako mugak, guri dagokigunean. Gure kasuan aplikazioak bere helburuak bete zituen, eta halako metodoak erabiltzearen egokitasuna utz dezake agerian. Hala ere, ez da ahaztu behar metodo zorrotzagoak badirela, egoeraren hasierako premia gainditu ondoren erabili beharrekoak. Isurketak eragindako kostu ekonomikoa, erabilera pasiboko balioei dagokienez, 40 eta 100 milioi euro bitartekoa da, jasotako zenbatespenen arabera.

The paper applies the Benefit Transfer Method to estimate the economic cost of the *Prestige* oil spill in the Basque Country. This study is a useful application of the method to support decision making process in situations in which time and resources are limited. The effects of the oil spill at the Basque Coast, as well as the damage and losses litigation process against the classifier company were part of the limitations in this case. The application was very useful in this case, and can also be useful to illustrate the value of these methods. Nevertheless, it has to be taken into account the existence of more rigorous methods that should be applied once the urgency of the situation is overcame.

¹ Esta técnica consiste en tomar información de otros estudios realizados en un contexto determinado y aplicarlos en otro contexto diferente.

Ibon Galarraga Gallastegi

Naider

Imanol Martín Landa

Limia y Martín

Iñaki Beristain Etxabe

Gobierno Vasco

Alexander Boto Bastegieta

IHOBE

31

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El método de transferencia de valor
 3. Un caso práctico: consecuencias económicas del vertido del Prestige
 4. Descripción del método
 5. Descripción de los datos y proceso de ajuste
 6. Estimación de las pérdidas de valor de uso pasivo
 7. Algunas consideraciones respecto a la calidad de las estimaciones obtenidas
 8. Conclusiones y recomendaciones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: estimación de daños, Prestige, uso pasivo

N.º de clasificación JEL: Q51, Q54, D62

1. INTRODUCCIÓN

El uso y disfrute del medio ambiente por el ser humano conlleva una serie de beneficios que no siempre están sometidos al mercado de intercambio de bienes y servicios habitual en otros aspectos de la sociedad. Estos beneficios suelen denominarse *valores de uso pasivo* o *valores de no uso*, dado que se tratan de valores no relacionados con el consumo de un bien de mercado. Un sencillo ejemplo de

esto sería el disfrute que genera el medio ambiente natural por el mero hecho de existir y de contar con ciertas características naturales. En sentido contrario, los seres humanos perciben una pérdida de bienestar o disfrute por el mero deterioro de los ecosistemas naturales.

Como parece lógico, es al tratar de evaluar en términos económicos estas pérdidas en el disfrute o en el bienestar cuando surge la dificultad de que el uso

pasivo de un bien medioambiental no puede ser asociado (fácilmente) con el consumo de un bien de mercado. En concreto, la prevención del daño al medio ambiente causado por un vertido como el del *Prestige*, por ejemplo, no es un servicio que un individuo pueda comprar o vender fácilmente en el mercado.

Como alternativa al análisis de la realidad del mercado, que no resulta factible en este caso, se han desarrollado métodos de estimación consistentes en averiguar directamente cuál es la disposición pecuniaria a pagar de los individuos por un cambio determinado en el medio ambiente. Estos métodos se describen detalladamente en el artículo de Joan Mogás de este mismo número y es a él a quién cedemos el honor de ilustrar al lector a este respecto. En concreto, uno de estos métodos, el Método de Valoración Contingente (MVC), permite obtener estimaciones en términos económicos de los costes medioambientales, valiéndose de la creación de un mercado hipotético. Con este método, se obtienen estimaciones de valor directamente de los individuos incluidos en ese mercado.

El MVC ha sido utilizado en diversos países, no sólo como herramienta de mero análisis empírico, sino que ha permitido elaborar estimaciones que han servido de apoyo en la toma de decisiones de política, así como servicio de base en litigios por daños ambientales presentadas por algunas agencias del Gobierno Federal y de distintos estados de EEUU ante los tribunales ordinarios. El caso más notorio resulta el del Estado de Alaska donde se utilizó este método para la estimación de los valores de uso pasivo asociados al vertido de petróleo del *Exxon Valdez* (Carson *et al.*, 1992). Este caso

marcó un hito en la aplicación de este método para fundamentar reclamaciones económicas por daños a activos ambientales, si bien no estuvo libre de polémica debido a la duda fundamental de su capacidad para generar estimaciones económicas válidas.

La notoriedad internacional de este caso aumentó considerablemente a raíz de la creación en 1993, de un comité de expertos para analizar su validez. Este comité fue nombrado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) de Estados Unidos y presidido por dos premios Nobel. La principal conclusión del Comité fue que, efectivamente, el MVC puede generar estimaciones económicas válidas, si bien para ello resulta necesario que el sondeo en el que se fundamente esta metodología cumpla una serie de condiciones concretas. Entre otros, se requiere un estudio previo detallado de la encuesta a utilizar en el sondeo y de su propia metodología que pueden llegar a alargar mucho en el tiempo la fase de obtención de datos.

La toma de decisiones políticas tiene unas exigencias de plazos y recursos, tanto económicas como humanas, que pueden hacer que este MVC no pueda ser utilizado en momentos en los que sin embargo, resulta vital contar con estimaciones sobre valores de uso pasivo. La situación que motivó el análisis que en este artículo se presenta es un claro reflejo de esta circunstancia, como veremos a continuación. Todo ello hace que resulte necesario contar con otras metodologías, que si bien resultan menos rigurosas desde el punto de vista académico, tienen la ventaja de poder ser llevadas a cabo con mayor rapidez y con recursos más limitados.

Este es el caso del método del Método de Transferencia de Valor (*Benefit Transfer*) que, si bien dista mucho en términos de fiabilidad respecto al MVC, sí permite disponer de forma rápida de valores y estimaciones económicas que puedan orientar la toma de decisiones. Esto resulta especialmente útil en situaciones de catástrofes naturales o accidentes con resultado de importantes daños para el medio ambiente en los que las decisiones han de tomarse con celeridad y determinación.

Lo que a continuación se presenta es una aplicación práctica del Método de Transferencia de Valor que fue motivada por la necesidad en la toma de decisiones durante y después del caso del *Prestige*. Y en especial, debido a las necesidades legales para la reclamación de daños y perjuicios a la empresa clasificadora del buque. Este artículo está íntegramente basado en el estudio desarrollado durante diciembre del 2003 y enero del 2004 por las compañías belgas VITO y ECOLAS con el apoyo de las empresas vascas LIMIA Y MARTÍN, S.L. y SOCINTEC, S.A. bajo la dirección técnica de I. Martín, I. Galarra, I. Beristain y A. Boto². El trabajo base partió con serias limitaciones de tiempo y recursos que hicieron inviable, desde el inicio, la utilización del MVC.

Lo que a continuación se presenta es una sencilla aplicación que esperamos sirva para ilustrar la aportación de los métodos de valoración económica para la toma de decisiones, tanto las de aquellas metodologías más rigurosas y que ya disfrutan de cierto reconocimiento, caso del

MVC, como el de aquellas otras que sin ser tan rigurosas ofrecen importante ventajas en cuanto a tiempo y recursos ahorrados.

2. EL MÉTODO DE TRANSFERENCIA DE VALOR

2.1. Fundamento

Según se ha mencionado, el MEC no siempre puede aplicarse para el apoyo a la toma de decisiones de política, debido, principalmente, a las limitaciones de tiempo o a la disponibilidad de recursos para su correcta ejecución. En estos casos, una alternativa razonable —y que, en cualquier caso, representa una mejora sustancial al hecho de tomar decisiones careciendo de información alguna— consiste en el uso del Método de Transferencia de Valor (MTV) y que, dicho de otro modo, no es más que la transferencia de valores estimados en otros estudios anteriores en los que el cambio en la calidad del medio natural pueda ser similar. Este proceso suele denominarse de varias formas, y si bien el término más preciso es el de «transferencia de valor» también se utiliza el término «transferencia de beneficios» o «transferencia de estimaciones de daños».

En la aplicación de este método, el lugar donde se realizó el estudio original de valoración es conocido como el punto de origen o «*study site*», y el lugar en el que se precisa la nueva estimación de valor se conoce como el «punto de destino». La transferencia de valor se refiere al hecho de que se usan o transfieren estimaciones de valor monetario —no sin antes llevar a cabo todos los ajustes o correc-

² El trabajo original fue encargado por la Dirección de Economía y Planificación del Gobierno Vasco con el apoyo de IHOBE, S.A.

ciones necesarios— desde puntos de origen alternativos al lugar de destino en consideración. Puede hacerse entre puntos geográficos distintos, en cuyo caso se habla de «transferencia de valor espacial», o en un mismo lugar entre tiempos distintos, o «transferencia de valor temporal».

2.2. Enfoques: transferencia de valor unitario, transferencia de funciones y meta análisis

La transferencia de valor puede realizarse a partir de distintas aproximaciones al problema, dando lugar a la Transferencia de valor unitario, la Transferencia de función y el conocido Meta análisis. Se describen brevemente a continuación cada uno de ellos.

2.2.1. Transferencia de valor unitario

La Transferencia de Valor Unitario es la manera más básica de aplicar el MTV. En ella, se supone que la ganancia (pérdida) de bienestar experimentada por un individuo medio en el punto de destino, asociada a un cambio en la calidad del medio ambiente, es aproximadamente igual a la de un individuo en el punto de origen. En consecuencia, estimaciones monetarias medias como la disposición a pagar media («*mean willingness to pay*») por familia/año se transfieren directamente desde el punto de origen al punto de destino, una vez se han tenido debidamente en cuenta las diferencias en calidad de vida, nivel de renta y moneda.

2.2.2. Transferencia de función

Este método consiste en transferir toda la función de beneficios (o daños), en lu-

gar de tan sólo las estimaciones individuales de beneficios (o daños). Desde un punto de vista conceptual, este método resulta más atractivo y más riguroso, dado que en él se utiliza más información en el proceso de la transferencia de valores. La función concreta de beneficios (o daños) que debe transferirse desde el punto de origen al de destino puede estimarse mediante un método de evaluación contingente.

En un estudio de evaluación contingente, la función de valores es la siguiente:

$$DAP_i = b_0 + b_1 G_{ij} + b_2 H_i + e \quad (1)$$

Donde:

- DAP_i es la disposición a pagar de la familia i
- G_{ij} representa las características de la calidad del medio ambiente bajo consideración en el sitio j
- H_i representa las características de la familia i
- b_0 , b_1 , y b_2 son parámetros
- e es el término de error aleatorio

Este método requiere disponer de un estudio en la literatura especializada con estimaciones de los parámetros b_0 , b_1 y b_2 . Además, es necesario recoger datos de las variables independientes G y H en el punto de destino y deben añadirse a la ecuación (1) para obtener la disposición a pagar en el punto de destino.

2.2.3. Meta análisis. La Función meta valor

Este método implica combinar diversos estudios de valoración en una única función común de beneficios (o daños) que se denomina Función de meta valor. Los resultados de la estimación de cada estu-

dio se tratan como una única observación en el análisis del conjunto de los datos combinados. Esto permite la evaluación de varios factores independientes que determinan el resultado final, como son:

1. Las **características del medio ambiente** considerado como un bien,
2. Los **rasgos de las muestras utilizadas** en cada análisis, y,
3. Los supuestos del modelo.

Las **ecuaciones de regresión** utilizadas, que explican las variaciones en el valor unitario, y los datos recogidos sobre las variables independientes del modelo que describe el punto de destino, pueden combinarse para construir un **valor unitario ajustado**. En términos formales, la Función meta valor se asemeja a la ecuación (1), con la diferencia de que contiene una variable independiente agregada denominada Cs, que describe el conjunto de características del estudio s, y que la variable dependiente sería la «disposición a pagar» media de los estudios originales.

3. UN CASO PRÁCTICO: CONSECUENCIAS ECONÓMICAS DEL VERTIDO DEL PRESTIGE

La aplicación que se presenta en este artículo es la más sencilla de las tres que brevemente han sido descritas anteriormente, es decir, la Transferencia de Valor Unitario. La justificación de su uso, ya se ha repetido, no tiene que ver con la idoneidad técnica del método a utilizar, sino más bien con las limitaciones que la grave crisis ambiental y la disponibilidad de tiempo y de recursos existente en ese momento de tiempo impusieron al desarrollo del trabajo. La aplicación llevada a

cabo fue el cálculo de la pérdida de valores de uso pasivo debida al efecto del vertido del buque *Prestige*³. El trabajo original no ha descartado aún la posibilidad de abordar un estudio de evaluación contingente en un futuro próximo que sirva para contrastar y completar los valores que han sido estimados en esta primera aproximación al problema.

Para llevar a cabo este estudio se partió de tres estudios anteriores donde ya se aplicó en su día el MVC y que se describen a continuación:

(a) El caso del Exxon Valdez

CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMAN, W.M., KOPP, R.J., PRESSER, S. & RUUD, P.A. (1992). *Un estudio de valoración contingente de la pérdida de los valores de uso pasivo perdidos como consecuencia del vertido de petróleo de la Exxon Valdez*. 127 p.

(b) Costa central de California

CARSON, R.T., CONAWAY, M.B., HANEMANN, W.M., KROSINICK, J.A., MARTIN, K.M., McDUBBIN, D.R., MITCHELL, R.C. & PRESSER, S. (1996). *El valor de la prevención de daños a los recursos naturales por vertido de petróleo a los recursos naturales a lo largo de la costa central de California*. San Diego, Natural Resource Damage Assessment Inc.

³ Adicionalmente, el trabajo original recogió una primera aproximación de las pérdidas en términos de gastos directos de limpieza y control, estimó los costes de oportunidad y gastos en términos de dedicación de los funcionarios públicos y costes relacionados con futuras acciones de limpieza, control e investigación y realizó un esfuerzo por estimar la pérdida de valor de ocio en la costa vasca durante 2002-2003. Estos conceptos resultan también clave para orientar la toma de decisiones en situaciones como la del vertido del *Prestige*.

(c) **Costa Belga**

VAN BIERVLIET, K., BOGAERT, G., DECONINCK, M., LE ROY, D., BOGAERT, S. (2002). *Beoordeling van mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer*. Taak 1.2 Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van deze degradatie objectief te bepalen. Ecolas-studie in opdracht van UG Maritiem Instituut in het kader van een DWTC-project. In samenwerking met Paulo A.L.D. Nunes & Biomath.

En el cuadro n.º 1 a continuación se detallan las características básicas de los tres estudios, realizándose una sencilla comparación con la situación del vertido del *Prestige*.

4. DESCRIPCIÓN DEL MÉTODO

Como se ha mencionado, la elección del tipo de transferencia de valores más adecuado fue obligada debido a la falta de datos, y en concreto debido a que:

- Casi todas las variables de las funciones de valoración se logran a partir de un cuestionario del tipo de los asociados al Método de evaluación contingente, lo cual significa que los datos de estas variables no se encuentran disponibles en las estadísticas económicas generales. La renta era el único parámetro disponible que aparece en las tres funciones de valoración. Esto hizo que el Método de transferencia de función no pudiera utilizarse.
- La exclusión del Método de transferencia de función descarta automáticamente el Meta análisis.

La aplicación del método de Transferencia de Valor Unitario se combinó,

como no podía ser de otro modo, con una corrección o ajuste por niveles de renta e inflación siguiendo los pasos siguientes:

1. Elección de los valores estimados por familia de los estudios de valoración originales.
2. Corrección por la inflación.
3. Conversión a la moneda correspondiente.
4. Ajuste por niveles de renta.
5. Multiplicación de los «valores calculados» por el número de familias de la población relevante.

5. DESCRIPCIÓN DE LOS DATOS Y PROCESO DE AJUSTE

5.1. Elección de los valores estimados por familia de los estudios de valoración originales

Llegados a este punto, resulta importante escoger el valor unitario que se desea analizar. En los diversos estudios utilizados, se hacen diferentes estimaciones paramétricas (obtenidas a partir de un supuesto sobre la distribución de la variable) y no paramétricas. Mientras que las estimaciones, como la mediana, son a menudo menos sensibles al supuesto de la distribución, el estadístico más adecuado desde el punto de vista conceptual para la evaluación de los daños es la media (Carson *et al.*, borrador). Una opción intermedia en cuanto a la idoneidad de aplicación entre la mediana robusta y la media, resulta ser el límite inferior de la media no paramétrica Turnbull. De acuerdo a Carson *et al.*, *op. cit.*, ésta resulta ser una estimación extremadamente conservadora del estadístico deseado (la media no paramétrica), pero, para el cálculo de

Cuadro n.º 1

Comparación de los estudios históricos originales de Evaluación Contingente de la contaminación por petróleo con el caso *Prestige*

<i>Prestige</i>	<i>Exxon Valdez</i>	Costa central de California	Costa belga
Información general			
<i>Ex ante/Ex post</i>	Valoración <i>ex post</i> , fecha del vertido: 13 de noviembre, 2002	Valoración <i>ex ante</i> 24 de marzo, 1989	Valoración <i>ex ante</i>
Lugar del vertido	Costa de Galicia, España	Sur de la Costa de Alaska Central (USA)	Costa belga
Año de las entrevistas	—	1991	Marzo-septiembre 2001
Marco de muestreo	Residentes vascos	Residentes en los EEUU	Residentes de Bélgica
Ejemplos de algunos impactos básicos utilizados en el escenario del Método de evaluación contingente			
Petróleo vertido	18,5 millones de galones (63.000 toneladas), aprox. 14.000 toneladas siguen en el pecio ¹	11 millones de galones (37.000 toneladas) —	2,6 millones de galones (10.000 m³)
Costa afectada	1.187 millas en España y Francia	1.000 millas (contaminación fuerte en el Sound, ligera contaminación fuera del Sound)	37,5 millas (60 Km.) – 90% de la costa belga
Efecto total sobre las aves	115.000-230.000 aves afectadas en España, Portugal y Francia ²	75.000-150.000 aves muertas	12.000 aves muertas y 1.000 heridas

¹ International Oil Pollution Compensation Funds: <http://www.iopcfund.org/Prestige.htm> (Informe actualizado el 2 de Enero del 2004).

² SEO/Birdlife (2003) Impacto de la marea negra del *Prestige* sobre las aves marinas.

daños, es considerablemente mejor que la media paramétrica.

El límite inferior de la media no paramétrica Turnbull ha sido calculada en los tres estudios de valoración originales. En el caso del estudio de la costa central de California, se calculan dos valores: el límite inferior de la media y el límite inferior de la media con una corrección para quienes no pagan impuestos. En el presente trabajo se prefirió utilizar el valor más conservador, es decir, el valor con corrección para los que no pagan impuestos. En el estudio de la costa belga, se calculan también dos valores, incluyendo o excluyendo los votos de protesta. Nuevamente, se tomó el valor más conservador: incluyendo los votos de protesta.

En el cuadro n.º 2 se presentan los resultados no paramétricos y los paramétricos univariantes de los estudios originales de Evaluación Contingente del vertido.

5.2. Corrección por la inflación

Para los tres estudios, se llevó a cabo una corrección por la inflación, multiplicando los valores estimados por el porcentaje anual de cambio del precio para el consumidor, desde el año en que se llevó a cabo el estudio hasta la actualidad. Se utilizó el porcentaje anual de cambio en el precio para el consumidor del país donde se ha llevado a cabo el estudio.

Cuadro n.º 2

Resumen de los resultados no-paramétricos y paramétricos univariantes de los estudios originales de evaluación contingente de contaminación por vertidos de petróleo

Exxon Valdez (1991)						Costa central de California (1995)		Costa belga (2001)			
Turnbull		Weibull		Log-normal		Turnbull		Logit		Turnbull	
Valor por hogar	Límite inferior de la media*	Mediana*	Media*	Mediana*	Media*	Límite inferior de la media**	WTP sin inferior de la media – Corrección no contribuyentes **	WTP sin restricciones estimación puntual —incluye votos de protesta*—	Límite restricciones estimación puntual —excluye votos de protesta*—	Límite inferior de la media —incluye votos de protesta**—	inferior de la media —excluye votos de protesta**—
Dólares EEUU 1991						Dólares EEUU 1995		Euros 2001			
Bajo	48,3	26,9	83,5	23,7	113,3	94,6	84,0	92,6	127,2	95,0	117,3
Medio	53,6	30,9	94,5	27,3	220,4	104,1	93,2	105,0	139,8	111,2	137,1
Alto	58,9	35,6	105,2	31,5	327,6	113,7	102,5	116,2	152,9	127,4	156,8

* Los límites inferior y superior son el 95% del intervalo de confianza

** Los Límites inferior y superior son respectivamente -2 veces el valor y +2 veces el error estándar.

Cuadro n.º 3
Cambio porcentual anual en los precios al consumo

Años	EEUU	Zona EURO
1992	3,0	
1993	3,0	
1994	2,6	
1995	2,8	
1996	2,9	
1997	2,3	
1998	1,5	
1999	2,2	
2000	3,4	
2001	2,8	
2002	1,6	2,30
2003	2,1	2,00

Fuente: FMI (1998, 2003), Statistical Appendix.

En el cuadro n.º 3 se presentan los valores de estimaciones de inflación anual utilizados en la transferencia de valor.

5.3. Conversión a la moneda correspondiente

Para la conversión de los valores estimados a la moneda correspondiente, se utilizaron los tipos de cambio de la paridad del poder adquisitivo (PPA) conocida como *Purchasing Power Parity* (PPP). De acuerdo a Richard Ready *et al.* (1999), «el tipo de cambio correcto que debe usarse cuando se convierten los valores de ingresos y disposición a pagar es aquella que mantenga el poder adquisitivo constante, en lugar del tipo de cambio proporcionado por los mercados financieros».

La paridad del poder adquisitivo afirma que los tipos de cambio entre las monedas están en equilibrio cuando su poder adquisitivo es el mismo en cualquiera de los dos países. Esto significa que el tipo de cambio entre dos países debería ser equivalente a *R ratio* entre los niveles de precios en los dos países de un cesta fija de bienes y servicios. Cuando el nivel de precios interior de un país crece (esto es, cuando el país tiene inflación), el tipo de cambio de ese país se debe depreciar para cumplir la paridad PPA.

Un indicador muy utilizado del valor del poder de compra es el precio de un artículo estándar que tenga una amplia distribución en el mercado mundial. Por ejemplo, el índice económico *Big Mac* que se basa en la teoría de la «Paridad del Poder Adquisitivo». En este caso, el

precio del *Big Mac* se toma como indicador de una cesta de la compra media. Por ejemplo, la hamburguesa más barata en China, está a 1,23 dólares, comparada con un precio medio en Estados Unidos de 2,80 dólares. Esto implica que el yuan está un 56% infravalorado. Con referencia a su PPC *Big Mac* el Euro está un 24% sobrevalorado respecto al dólar. En contraste el yen estaría un 12% infravalorado.

En este trabajo se utilizó el precio del «*Big Mac*» que proporciona la relación de 0,941 euros por dólar. Como referencia de comparación, el tipo de cambio nominal y del 3 de febrero de 2004 era de 1,243 euros por dólar.

5.4. Ajuste por renta

De las tres funciones de valoración se concluye por tanto que la renta es un factor que influye en la disposición a pagar de forma significativa y positiva, es decir, a mayores niveles de renta, mayor disposición a pagar. Por ello, en el estudio también se realizó un ajuste por niveles de renta para la transferencia de valor unitario. De este modo, la disposición a pagar

de los países de origen se multiplicó por *R ratio* del promedio de la renta real del país de destino sobre el promedio del ingreso real de los países de origen. Como indicador de este ingreso real medio, se usó el PIB *per cápita* en términos del PPA actual.

En la OCDE, las estadísticas de PIB están disponibles sólo para países y no para regiones. Para tener un valor referido a 2002, expresado en PPA en dólares estadounidenses (US\$ PPA), se utilizaron los datos disponibles en Eurostat, concretamente *R ratio* de los datos referidos al País Vasco y a España: la renta en el País Vasco es 1,25 la renta de España. Cuando se aplica esta *ratio* a las estadísticas del 2003 de la OCDE, se obtiene un PIB *per cápita* en US\$ PPA para la Comunidad Autónoma Vasca en el 2002 de 27.961. Los datos utilizados se presentan en los cuadros n.º 4 y 5.

5.5. Número de familias

La población relevante para este estudio fue la población vasca. Dado que los valores de disponibilidad a pagar son va-

Cuadro n.º 4

PIB *per cápita* en 2002

En Paridades de Poder Adquisitivo en dólares estadounidenses

Estados Unidos de América	36.100
Bélgica	27.700
España	22.400

Fuente: www.oecd.org

Cuadro n.º 5

PIB per cápita en 2001
En Paridades de Poder Adquisitivo en euros

España	19.669
Comunidad Autónoma Vasca	24.552

Fuente: Eurostat

lores por familia, resultó necesario multiplicar los «valores calculados» por el número de familias del País Vasco que en 2001 ascendía a 745.144.

6. ESTIMACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE VALOR DE USO PASIVO

En los cuadros siguientes se presentan los resultados de la aplicación del Método de Transferencia de Valores de uso pasivo perdidos como consecuencia del vertido del *Prestige*. El cuadro n.º 6 contiene las estimaciones por familia y el cuadro n.º 7 la estimación total correspondiente a la Comunidad Autónoma Vasca.

La estimación calculada sin ajuste de renta varía entre 51,5 y 99,1 millones de euros, mientras que la calculada con ajustes por renta se encuentra entre 40 y 100 millones de euros.

7. ALGUNAS CONSIDERACIONES RESPECTO A LA CALIDAD DE LAS ESTIMACIONES OBTENIDAS

El presente artículo ha concluido que la pérdida de valor de uso pasivo en la Comunidad Autónoma Vasca como conse-

cuencia del vertido del *Prestige* varía entre 39,9 y 100 millones de euros. Estas cifras se calcularon empleando el MTV y aunque su fiabilidad dista mucho respecto a la aplicación de un estudio basado en la evaluación contingente, se puede afirmar que los cálculos son adecuados para una primera estimación moderada de las pérdidas. Esto se debe, principalmente a que:

- El límite inferior de la media no paramétrica empleado como valor unitario es una estimación conservadora de la disposición real a pagar.
- Los valores por familia de los tres estudios de evaluación contingente originales (con la corrección por inflación): varían entre un mínimo de 69 euros y un máximo de 133 euros.
- Los tres estudios originales son trabajos fiables que han tomado en cuenta las recomendaciones de la NOAA.
- El impacto estimado en términos de parámetros como el vertido de petróleo, las costas afectadas, el número de aves afectadas, es mayor en el caso del desastre del *Prestige* que el descrito en los estudios originales de evaluación contingente. De manera que, considerando el resto

Cuadro n.º 6

Estimación de la pérdida de valores de uso pasivo debida al desastre del *Prestige*, por familia en la Comunidad Autónoma Vasca utilizando el Método de Transferencia de Valor Unitario (con corrección por renta)

	Exxon Valdez (1991)	Costa central de California (1995)	Costa belga (2001)
	Estimación no paramétrica Turnbull		
Valor por hogar	Límite inferior de la media *	Límite inferior de la media - Corrección por contribuyentes que no pagan impuestos**	Límite inferior de la media —incluye votos de protesta**—
Valores de estudios	Dólares EE.UU. 1991	Dólares EE.UU. 1995	EUR 2001
Bajo	48,3	84,0	95,0
Medio	53,6	93,2	111,2
Alto	58,9	102,5	127,4
Corrección por la inflación	Dólares EE.UU. 2004		EUR 2004
Bajo	65,0	101,2	99,1
Medio	72,2	112,3	116,0
Alto	79,4	123,4	133,0
Estimaciones en euros			
Conversión al EUR	EUR 2004		
Bajo	69,1	107,5	99,1
Medio	76,7	119,3	116,0
Alto	84,3	131,1	133,0
Corrección por renta	EUR 2004		
Bajo	53,5	83,3	100,0
Medio	59,4	92,4	117,1
Alto	65,3	101,5	134,2

* Los límites inferior y superior son el 95% de intervalo de confianza

** Los límites superior e inferior son -2 veces y +2 veces el error estándar.

de parámetros constantes, el rango estimado resulta conservador.

- La conciencia medioambiental en la Comunidad Autónoma Vasca parece ser relativamente alta de acuerdo al Eco-Barómetro Social (IHOBE, 2003),

y especialmente en lo que se refiere a la contaminación del mar después del desastre del *Prestige*. En concreto, este estudio muestra que durante el 2001, el 78% de los habitantes vascos estaban muy o bastante preo-

Cuadro n.º 7

**Estimación de la pérdida de valor de uso pasivo total
para la Comunidad Autónoma Vasca debida al desastre del *Prestige*,
utilizando el Método de Transferencia de Valor
(con corrección por renta)**

	Exxon Valdez (1991)	Costa central de California (1995)	Costa belga (2001)
Valor total Comunidad Autónoma Vasca	Estimación no paramétrica Turnbull		
	Límite inferior de la media *	Límite inferior de la media - Corrección por contribuyentes que no pagan impuestos**	Límite inferior de la media —incluye votos de protesta**—
Estimaciones en euros			
Conversión al EUR	EUR 2004		
Bajo	51.500.000	80.100.000	73.800.000
Medio	57.200.000	88.900.000	86.500.000
Alto	62.800.000	97.700.000	99.100.000
Corrección por renta	EUR 2004		
Bajo	39.900.000	62.000.000	74.500.000
Medio	44.300.000	68.900.000	87.300.000
Alto	48.700.000	75.700.000	100.000.000

* Los límites inferior y superior son el 95% de intervalo de confianza

** Los límites superior e inferior son -2 veces y +2 veces el error estándar.

cupados por los problemas medio ambientales. En 2003, después del desastre del *Prestige*, este porcentaje se incrementó hasta el 86%. Además, en 2003 la contaminación del mar y de la costa fue el problema medio ambiental más importante, así, el 91% de los habitantes de la CAV estaban muy o bastante preocupados y el 45% de ellos estaban muy preocupados. Mientras tanto, la media europea era de 42%, (siendo en Bélgica este porcentaje era del 45%). Los ciudadanos vascos tam-

bién consideran que la contaminación de mar y costas en el futuro es el problema medio ambiental más importante, (IHOBE, 2003).

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Según se ha descrito en estas páginas, los métodos basados en la transferencia de valor permiten obtener estimaciones de pérdidas en bienes no sujetos a mercado, como es el caso concreto de los da-

ños al medio ambiente. La fiabilidad de estas estimaciones está, por supuesto, determinada por la calidad de los estudios originales y por los datos utilizados en el proceso y desarrollo de la transferencia de valor.

Los estudios originales deben referirse a efectos sobre el medio ambiente análogos a aquél del que se desea estimar sus costes, y realizados en sociedades lo más similares posibles a las del punto de destino. Disponer de estudios diferentes de partida permite obtener un rango de estimaciones que dan una idea de la magnitud de la variabilidad asociada a este ejercicio y, por tanto, de la incertidumbre de los resultados.

Desde el punto de vista técnico, y en especial, académico, existen métodos más rigurosos que arrojan valores con mayores niveles de fiabilidad. Sin embargo, en el proceso de toma de decisiones en situaciones de emergencia, no siempre se dispone del tiempo y recursos necesarios para llevar a cabo este tipo de enfoques. El método aquí presentado resulta entonces altamente práctico ya que puede obtener resultados con un nivel de fiabilidad adecuado para orientar inicialmente la toma de decisiones. El desarrollo de evaluaciones posteriores con métodos más fiables como es el caso del MVC, permitirá evaluar debidamente las estimaciones y poner a disposición datos fiables de gran utilidad para futuras ocasiones.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMAN, W.M., KOPP, R.J., PRESSER, S. & RUUD, P.A. (1992): *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*. 127 p.
- CARSON, R.T., CONAWAY, M.B., HANEMANN, W.M., KROSNICK, J.A., MARTIN, K.M., McDUBBIN, D.R., MITCHELL, R.C. & PRESSER, S. (1996): *The value of preventing oil spill injuries to natural resources along California's Central Coast*. San Diego, Natural Resource Damage Assessment Inc.
- CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMAN, W.M., KOPP, R.J., PRESSER, S. & RUUD, P.A.: *Contingent valuation and lost passive use: damages from the Exxon Valdez*. Borrador.
- IHOBE (2003): *Ecobarómetro social 2003*.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUNDS: <http://www.iopcfund.org/Prestige.htm> (Report updated 2 January 2004).
- READY, R., NAVRUD, S., DAY, B., DUBOURG, R., MACHADO, F., MOURATO, S., SPANNINKS, F., and RODRIQUEZ, M. (1999): *Benefit Transfer in Europe: Are Values Consistent Across Countries?* Paper presented at the EVE EU Workshop on Benefit Transfer, Lillehammer, Norway, October 1999.
- SEO/Birdlife (2003): *Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas*.
- VAN BIERVLIET, K., BOGAERT, G., DECONINCK, M., LE ROY, D., BOGAERT, S. (2002): *Beoordeling van mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer*. Taak 1.2 Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van deze degradatie objectief te bepalen. Ecolas-studie in opdracht van UG Maritiem Instituut in het kader van een DWTC-project. In samenwerking met Paulo A.L.D. Nunes & Biomath.

Tráfico rodado y efectos externos: valoración económica del ruido

El ruido derivado del tráfico rodado es uno de los principales problemas ambientales que afecta al bienestar de los ciudadanos. La valoración económica de este efecto externo es compleja debido a que estamos en presencia de un fallo de mercado. Por ello, en este trabajo se aplica el Método de Valoración Contingente que permite obtener cuáles serían los beneficios sociales derivados de una política de reducción del ruido en un conjunto de municipios de la Comunidad Valenciana afectados por el tráfico rodado de la Autopista AP 7. Los resultados obtenidos muestran que existe una relación positiva entre la disposición a pagar obtenida y el grado de afectación o molestia producido por el ruido. Éstos también pueden ser de gran utilidad a la hora de aplicar una política de tarificación por el uso de las infraestructuras de transporte que tenga en cuenta los daños ambientales.

Herritarren ongizatean eragina duten ingurumen-arazo nagusietakoa da ibilgailuen trafikoaren ondoriozko zarata. Kanporako eragin horren balioespen ekonomikoa egitea zaila da, merkatuko akats batean aurrean baikaude. Horregatik, lan honetan Balioespen Kontingentea izeneko metodoa erabili da. Horri esker, AP 7 autopistako ibilgailuen trafikoak eragindako Valentziako Erkidegoko udalerrien multzo batean zarata murrizteko politikaren ondoriozko gizarte-onurak zien izango liratekeen jakin daiteke. Lortutako emaitzetan ikus daitekeenez, erlazio positiboa dago ordaintzeko prestasunaren eta zaratak sorrazitako eragin- edo eragozpen-mailaren artean. Oso metodo erabilgarria izan daiteke ere garraio-azpiegiturak erabiltzeagatik tarifak ezartzeko garaian, sortutako ingurumen-kalteak kontuan hartuta.

Noise from traffic road is one of the main environmental problems affecting citizen's wellbeing. The economic valuation of this externality is complex given its non-market nature. Therefore, in this paper the Contingent Valuation Method is applied in order to obtain the social benefits derived from a noise reduction policy in some municipalities of the Valencia Region (Spain) affected by noise from a motorway. The results obtained show that there is a positive relationship between the willingness to pay values and the noise annoyance perceived by people. The valuation obtained can be useful in applying road pricing policies for the use of transport infrastructures considering its impact on the environment.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El Método de Valoración Contingente
 3. Caso de estudio: valoración económica del ruido generado por el tráfico rodado en la Autopista AP 7
 4. Resultados obtenidos
 5. Agregación
 6. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: ruido, valoración contingente, modelo Spike, disposición a pagar

N.º de clasificación JEL: Q 51.

1. INTRODUCCIÓN

El creciente uso del automóvil privado para el transporte de pasajeros, junto al uso mayoritario de la carretera para transportar mercancías, es el principal responsable de los problemas medioambientales provocados por el sector del transporte en Europa. Ruido, contaminación atmosférica y fragmentación del territorio son claros ejemplos del impacto de este sector sobre el medio ambiente.

Respecto al ruido, cabe señalar que es uno de los problemas medioambientales que en mayor medida afecta al bienestar de los ciudadanos en los países desarrollados. En efecto, existe una clara correlación positiva entre el crecimiento de la actividad económica y los niveles de rui-

dos que soporta la población. En la Unión Europea, se ha estimado que algo más del 32% de los ciudadanos está expuesto a niveles de ruido por encima de los 55 db (decibelios) procedentes del tráfico rodado (EEA 2001). En número de personas, este mismo porcentaje supone alrededor de 120 millones de ciudadanos afectados seriamente por el ruido. Según la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1999) muchas personas se sienten moderadamente molestas cuando el ruido se sitúa en 50 db, seriamente afectadas a un nivel de 55 db mientras que niveles superiores a los 65 db pueden ser claramente perjudiciales para la salud¹. Pero el ruido no

¹ Los efectos sobre la salud humana son variados como pueden ser enfermedades cardíacas, hipertensión y angina de pecho.

sólo perjudica a la salud, sino que también afecta negativamente al rendimiento de trabajadores, a los procesos de aprendizaje de los escolares, debido a las dificultades de concentración que entraña, y a las actividades recreativas.

En el año 2000, la Comisión Europea elaboró una propuesta de Directiva comunitaria (EC, 2000) en la que se propugnaba la armonización de las metodologías para valorar el ruido. Se requería asimismo a los Estados miembros que realizaran mapas de ruido disponibles públicamente a partir de 2004 como punto de partida para el desarrollo de planes específicos de acción. La propuesta también incluía medidas como el control del ruido en las áreas rurales y la protección de las zonas más tranquilas.

Sin embargo, la valoración de este fenómeno ambiental desde un punto de vista económico se enfrenta a serias dificultades ya que el ruido, como cualquier efecto externo negativo, carece de un mercado donde sea objeto de intercambio y, por tanto, no se conoce su precio. Es decir, existe un fallo de mercado porque hay una divergencia entre los costes privados y los costes sociales lo que nos conduce a unos niveles de ruido excesivos ya que no hay una interiorización de este efecto externo a través de algún mecanismo de regulación o de mercado. Además, la valoración económica también se complica por el hecho de que el ruido se mida en una escala logarítmica lo que puede dificultar la comprensión de este problema medioambiental por parte del ciudadano medio².

Una revisión de la literatura económica muestra que este fenómeno ha sido abordado por los economistas mediante el uso de dos enfoques metodológicos diferentes: los métodos de preferencias reveladas y los métodos de preferencias declaradas³. Los primeros, se basan normalmente en la observación del comportamiento de los individuos en mercados reales que guardan algún tipo de relación de complementariedad con el bien ambiental objeto de estudio como es el caso del método de los precios hedónicos. La mayoría de estos estudios han estimado la influencia del ruido —procedente de diferentes fuentes— sobre el precio de las viviendas (Mieszokowski y Saper, 1978; McMillan, 1979; Nelson, 1980; Uyeno *et al.*, 1993; Smith y Huang, 1995; Tomkins *et al.*, 1998; Morrell y Lu, 2000; Wilhelmsson, 2000; Becker y Lavee, 2003 y Nelson, 2004).

Los métodos de preferencias declaradas se basan en la construcción de mercados hipotéticos donde los individuos entrevistados manifiestan directamente su disposición a pagar por los bienes y servicios que carecen de mercado y que son objeto de estudio. Dentro de este grupo, la distinción fundamental es entre el Método de Valoración Contingente (Mitchell y Carson, 1989) y el que se conoce bajo el nombre genérico de Método de Análisis Conjunto o también Métodos de Elección Declarada (Louviere *et al.*, 2000). El número de estudios que han abordado la valoración del ruido con estos métodos es más escaso que en el caso de los métodos de preferencias reveladas, si bien es cierto que en los últimos años está

² La forma logarítmica de las variables significa expresarlas en términos de variación porcentual.

³ Navrud (2003) ofrece una revisión sistemática de las diferentes metodologías disponibles para valorar el ruido desde una perspectiva económica.

habiendo una utilización creciente de los mismos (Vainio, 1995; Feitelson *et al.*, 1996; Sælensminde, 1999; Barreiro *et al.*, 2001; Wardman y Bristow, 2004 y Bjørner, 2004).

El objetivo principal que se persigue con este trabajo es mostrar la utilidad que tiene el Método de Valoración Contingente (MVC) para valorar bienes que carecen de mercado como son los bienes ambientales. Para ello, en este caso particular, se trata de obtener lo que los ciudadanos de la Comunidad Valenciana estarían dispuestos a pagar por reducir el nivel de ruido que soportan actualmente como consecuencia del tráfico en la Autopista AP 7, que cruza la comunidad de norte a sur. Con este propósito se realizaron un total de 405 entrevistas personales durante el mes de diciembre de 2001 en un conjunto de municipios de la Comunidad Valenciana donde los niveles de ruido procedentes del tráfico de la AP 7 eran muy altos, en torno a los 80-85 db, para tratar de obtener lo que los ciudadanos estarían dispuestos a pagar para que se instalaran pantallas acústicas que permitieran reducir sustancialmente el nivel de ruido que estaban soportando.

El trabajo se organiza de la siguiente manera. En la sección 2.^a se presenta el MVC a la vez que se insiste en las ventajas que tiene frente a otras metodologías económicas. En la sección 3.^a se explica con detalle el caso objeto de estudio contemplándose aspectos como son la selección de la muestra, la definición del vector de precios de salida y la redacción del cuestionario entre otros. En la sección 4.^a se muestran los principales resultados obtenidos así como la validación teórica de éstos mediante la estimación de una función de valor. En la sección 5.^a se procede a agregar las valoraciones indivi-

duales para obtener los beneficios sociales derivados de una reducción del ruido procedente del tráfico rodado. Y, por último, se presentan una serie de conclusiones.

2. EL MÉTODO DE VALORACIÓN CONTINGENTE

A primera vista el MVC es una técnica muy sencilla ya que simplemente hay que preguntar a la gente cuánto estaría dispuesta a pagar (DAP) por obtener un determinado bien o qué compensación económica exigiría por renunciar al mismo (DAC). Sin embargo, como señala Kriström (1997), esto no es más que una caricatura de lo que realmente es una aplicación seria y rigurosa del MVC que se nutre no sólo de la teoría económica, sino que también de otras disciplinas fuera del ámbito de la economía. En efecto, como señalan Kopp *et al.* (1997) el MVC no sólo es de interés para los economistas, también lo es para psicólogos y sociólogos porque esta técnica requiere, por un lado, que los individuos realicen valoraciones de elevada complejidad a partir de la información que se les proporciona mediante un cuestionario y, por otro, que realicen una elección económica a través de la interpretación particular que hacen de dicha información.

Frente a otros métodos de valoración de bienes que carecen de mercado⁴, una gran ventaja del MVC a tener en cuenta es su alta flexibilidad para abordar todo tipo de situaciones y bienes públicos. De

⁴ El lector interesado, encontrará en Azqueta (1994) una explicación detallada de estos otros métodos, además del MVC.

hecho, puede utilizarse para valorar bienes públicos tan diferentes como son, la reducción de riesgos sobre la salud de los consumidores (Henson, 1996), los beneficios derivados de la mejora de las condiciones de vida de los animales en las granjas (Bennett y Larson, 1996), la calidad ambiental (Danielson, *et al.*, 1995), la calidad del agua (Bergstrom *et al.*, 2000), la calidad del aire (Yoo y Chae, 2001), la biodiversidad (Hanley *et al.*, 1995; Gowdy, 1997), bienes ambientales de carácter global como son los bosques tropicales (Kramer y Mercier, 1997; Carson, 1998; Albers, *et al.*, 1996), las mejoras paisajísticas (Drake, 1999), la reducción de plagas de insectos (Kamuanga *et al.*, 2001), el patrimonio cultural (Sanz *et al.*, 2003; Saz y Montagud, 2005), espacios naturales (Pérez y Pérez *et al.*, 1996; León, 1996) y desastres ecológicos como el del petroleo *Exxon Valdez* en Alaska en el año 1989 (Carson *et al.* 2003; Carson *et al.* 2004).

Un ejercicio de valoración contingente conlleva el desarrollo de cuatro fases diferentes, que guardan una estrecha relación entre sí (Kiström y Nyquist, 2000). En concreto, éstas son la siguientes: (1) Planificación y desarrollo, (2) Elaboración y administración de las entrevistas, (3) Recogida de datos y (4) Análisis y publicación de los resultados.

En la primera fase se debe construir un modelo conceptual donde debe quedar claro qué pretendemos valorar (descripción del escenario de valoración que normalmente implica una mejora o un empeoramiento de la calidad ambiental), qué tipo de formato de pregunta se va a utilizar (elegir, principalmente, entre abierta o cerrada) y quién se encargará de proveer el bien público. Si la pregunta sobre la DAP es abierta entonces se trata de obte-

ner la máxima disposición a pagar del entrevistado y, si ésta es cerrada, éste ha de responder con un «sí» o con un «no» al pago propuesto de una cantidad determinada (Por ejemplo, ¿Pagaría usted X euros por ... ?).

La segunda conlleva la redacción del cuestionario a utilizar así como decidir el tipo de entrevistas a realizar (personales, telefónicas o por correo). El cuestionario consta de tres partes claramente diferenciadas. En la primera, se introduce al individuo en el escenario de valoración mediante la descripción del bien público o ambiental que es objeto de valoración. En la segunda, se incluyen las preguntas sobre la DAP y, en la tercera, aparece un conjunto de preguntas que indagan sobre las características socioeconómicas de los entrevistados (edad, nivel de estudios, renta personal, situación laboral, sexo, etc.) al objeto de poder construir posteriormente una función de valor que nos permita validar teóricamente los resultados obtenidos.

Por lo que se refiere a la modalidad de entrevistas, cabe señalar que las personales permiten una mayor interacción entre el entrevistador y el entrevistado y, por tanto, pueden clarificarse todos aquellos aspectos que no hayan quedado claros previamente, de ahí que sean las recomendadas por el informe NOAA (Arrow *et al.*, 1993). Sin embargo, tienen la gran desventaja de su elevado coste presupuestario frente a las otras dos alternativas que son mucho más baratas⁵.

⁵ A este respecto, Randall (1997) señala que «irónicamente, aprender sobre valoración contingente es bastante barato, pero realizar las entrevistas a muestras representativas de la población y obtener un alto porcentaje de respuestas es muy caro».

Hanemann (1994), señala que responder a un cuestionario es una tarea que exige un cierto esfuerzo por parte del entrevistado y, además, sin una recompensa aparente. De hecho, éstos deben interpretar el significado de la pregunta planteada, recurrir a su memoria para obtener la información pertinente e integrar todo esto en una opinión que debe ser transmitida al entrevistador. Algunos individuos se sentirán motivados para realizar este esfuerzo, pero otros pueden volverse impacientes, desinteresados o cansados y, por lo tanto, en lugar de dar una respuesta adecuada, contestarán lo primero que se les ocurra para salir del paso.

En la tercera fase se procede a la recogida de los datos mediante el proceso de encuestación. Es importante iniciar esta etapa mediante la utilización de un pequeño grupo de orientación donde se discutan los principales aspectos del cuestionario, detectando los posibles errores que pudiera tener y revisando, por tanto, su redacción de tal forma que el sentido y significado de las frases sea el mismo para todos los individuos independientemente de sus características socioeconómicas. A continuación se realiza un estudio piloto utilizando una muestra de entre el 10-20% del tamaño de la muestra final. La finalidad de este estudio es analizar el funcionamiento del cuestionario y si se opta por utilizar un formato de pregunta cerrada o binario⁶ es el momento idóneo para probar el vector de precios de salida a utilizar.

Y, en la última etapa, se procede a analizar y publicar los resultados obtenidos.

Aquí es importante conocer, en primer lugar, cuál ha sido la tasa de respuestas, la cual puede variar en función del tipo de formato de pregunta utilizado (Hanemann y Krström, 1995), dado que normalmente las preguntas abiertas generan mayor rechazo al no incluir ningún tipo de pista sobre la valoración de bien ambiental (Desvousges, *et al.*, 1983). A continuación, se debe elegir un modelo estadístico que puede ser tanto paramétrico como no paramétrico⁷. El primero es conveniente cuando se pretende estimar parámetros que son de interés⁸ mientras que el segundo permite obtener la media de la DAP de una manera más «robusta» al no ser necesario realizar ninguna suposición previa respecto a la forma funcional de la distribución de la DAP (Pommerehne y Hart, 1997). Finalmente, se elige la media o la mediana como medida de bienestar y se procede a la agregación de las valoraciones individuales teniendo en cuenta que en economía la agregación siempre es un asunto tradicionalmente controvertido (Krström, 1990b) ya que, como señalan Harrison y Krström (1995), la elección de una u otra medida refleja un punto de vista propio de cómo se distribuye el bienestar en la sociedad y, por tanto, poco puede ser dicho sobre la elección más apropiada de la función de bienestar.

Como cualquier metodología económica, la valoración contingente tiene sus

⁷ Véase, por ejemplo, Krström (1990a) y Boman *et al.* (1999) para un mayor detalle de los modelos no paramétricos.

⁸ Por ejemplo, cuando queremos validar teóricamente nuestro modelo es necesario estimar los parámetros que acompañan a las variables fundamentales como son la renta y el precio o pago ofrecido y ver si los signos de éstos coinciden o no con lo que predice la teoría económica (Bishop *et al.*, 1995).

⁶ El formato binario también se conoce como formato dicotómico, referéndum o «take-it-or-leave-it» (lo tomas o lo dejas).

limitaciones y es difícil aplicarla y llevarla a cabo adecuadamente. Además, por sí misma no puede dar una respuesta definitiva a cualquier decisión política de importancia (Carson, 1998). De hecho, este método tiene muchos críticos habiendo sido seriamente cuestionada su utilidad para valorar bienes ambientales (Kahneman y Knetsch, 1992; Hausman, 1993; Diamond y Hausman, 1994 y Boyle *et al.*, 1994). No obstante, a pesar de sus detractores es el método de valoración de bienes ambientales más utilizado en las últimas cuatro décadas y ha sido refrendado por el conjunto de expertos reunidos por la NOAA (Arrow *et al.*, 1993). En efecto, como señalan Deacon *et al.* (1998), la proporción de artículos sobre valoración económica en el total de trabajos publicados en el *Journal of Environmental and Economics Management* muestra en el periodo 1974-1996 la tasa de crecimiento más alta de todas las áreas de estudio que cubre la economía ambiental. Asimismo, Richard Carson está preparando una exhaustiva revisión histórica y bibliográfica del método que aparecerá el próximo año (Carson, 2006).

3. CASO DE ESTUDIO: VALORACIÓN ECONÓMICA DEL RUIDO GENERADO POR EL TRÁFICO RODADO EN LA AUTOPISTA AP 7

Como ya se ha comentado en la introducción, una de las principales fuentes del ruido en los países desarrollados es el tráfico rodado resultado del crecimiento del parque automovilístico. Este hecho ocasiona que muchos ciudadanos tengan que soportar unos niveles de ruido superiores a 65 db que son claramente nocivos para su salud como ya se ha mencio-

nado anteriormente. Las grandes vías de comunicación, autopistas y autovías, concentran una gran parte del tráfico rodado y, por tanto, el ruido que generan los vehículos que las utilizan constituye uno de los principales problemas ambientales para los ciudadanos que viven cerca de las mismas. Por ello, cada vez en mayor medida, éstos demandan de la administración pública que se tomen las medidas oportunas para mitigar los niveles de ruidos que soportan como pueden ser el establecimiento de límites de velocidad, la utilización de asfaltos especiales y, sobre todo, la instalación de pantallas acústicas.

Valorar desde un punto de vista económico el ruido no es una tarea sencilla ya que como todo efecto externo carece de un mercado donde sea objeto de intercambio y, por tanto, se desconoce su precio. Por ello, en este trabajo se utiliza el MVC para valorar este efecto externo negativo. Es decir, se ha construido un mercado hipotético a través de un cuestionario donde los ciudadanos tienen la oportunidad de manifestar su DAP por reducir los niveles de ruido que soportan actualmente como consecuencia del tráfico rodado en la autopista AP 7. Con dicho propósito, durante el mes de diciembre de 2001 se realizaron 405 entrevistas en 16 lugares diferentes de la Comunidad Valenciana afectados directamente por el ruido proveniente de estas infraestructuras de comunicación.

El cuestionario utilizado estaba estructurado en tres partes claramente diferenciadas y constaba de un total de 28 preguntas más otras de carácter adicional que debía cumplimentar el propio entrevistador. En la primera parte, se introducía al individuo en el escenario de valo-

ración y se le recordaba el carácter anónimo y voluntario del cuestionario tratando de que éste se sintiera cómodo y, por lo tanto, que respondiera verazmente. De esta parte, cabe destacar que un 83,3% de los entrevistados declaró verse afectado seriamente por el ruido, siendo el tráfico rodado la principal fuente del mismo.

Como elemento de transición entre la primera parte del cuestionario y la segunda se leía el siguiente texto: «La instalación de pantallas acústicas (enseñe fotografías 1 y 2)⁹ para reducir los niveles de ruido que soportan los ciudadanos es una práctica cada vez más habitual en los países desarrollados, junto a otro tipo de medidas como la limitación de la velocidad de los vehículos o la utilización de asfaltos especiales. Para que se haga una idea de lo que supondría para usted estas mejoras ambientales, le diré que sería como pasar del ruido que soporta en una carretera o calle muy ruidosa al que existe en una oficina o vivienda donde hay algunos aparatos o electrodomésticos en funcionamiento, piense por ejemplo en una lavadora, frigorífico o impresora (enseñar tarjeta 2)¹⁰. Sin embargo, como es lógico, la adopción de estas medidas es costosa y, de llevarse a cabo, la Administración podría llegar a exigir a los ciudadanos el pago obligatorio de una contribución especial durante

los próximos tres años para costear su instalación».

Una vez definido el bien público objeto de valoración, la segunda parte del cuestionario, contiene los elementos propios de la simulación del mercado hipotético: cantidad a proveer del bien público, forma de provisión y de pago del mismo y elección de un método de licitación o formato de presentación de la pregunta sobre disposición a pagar.

La forma de pago elegida fue el pago obligatorio de una contribución especial y ello a pesar de que en estudios previos¹¹ se han utilizado pagos voluntarios y no obligatorios. A este respecto, Carson (1997) señala que la provisión de un bien público por medio de contribuciones voluntarias es particularmente problemática y, por tanto, deberían ser evitadas. Los fondos recaudados se destinarían a llevar a cabo las obras de instalación de las pantallas acústicas durante el periodo previsto de ejecución de las mismas (tres años). Como sugieren Azjen *et al.* (1996) es importante recordarle al individuo el periodo de tiempo a partir del cual el bien público estará plenamente disponible ya que de esta forma se refuerza la credibilidad del mercado hipotético y, al mismo tiempo, el entrevistado puede juzgar si el plazo de tiempo es o no relevante para él. Por ejemplo, si nos dicen que se construirá un parque cerca de nuestro hogar pero dentro de 50 años, quizás nuestra DAP sea cero puesto que para entonces es probable que no podamos disfrutar de dicho bien público y no tengamos en consideración el bienestar de las generaciones futuras.

⁹ La utilización de elementos visuales junto a la descripción verbal del bien objeto de valoración, facilita enormemente la comprensión por parte del entrevistado de lo que se pretende valorar.

¹⁰ También se le explicaba al entrevistado, utilizando esta tarjeta, que la reducción de ruido conseguida con la instalación de las pantallas acústicas sería en torno a 15 decibelios. Tanto las fotografías utilizadas como esta tarjeta se muestran en el Anexo I.

¹¹ Véase, por ejemplo, Saz *et al.* (1999 y 2000).

En relación con el formato de licitación elegido, éste fue dicotómico simple o binario debido a las ventajas que presenta respecto al formato abierto como es el que simplifica mucho la labor del entrevistado, dado que éste sólo ha de responder con un «sí» o un «no» al pago propuesto. La pregunta de valoración se formuló en términos de disposición a pagar (variación equivalente) y no de disposición a ser compensado. Es decir, se le presentaba una pregunta dicotómica o binaria donde éste debía responder con un «sí» o un «no» al pago propuesto de una determinada cantidad de dinero. Por último, se planteaba una pregunta abierta pidiendo la máxima disposición a pagar. Si su respuesta seguía manteniéndose negativa se le preguntaba el por qué, a fin de diferenciar las respuestas cero de las respuestas protesta (Portney, 1994). Al formular estas preguntas se le recordaba al individuo, tal y como sugiere la comisión de expertos del *Blue Ribon Panel* (Arrow *et al.*, 1993), su restricción presupuestaria y que existen otras actuaciones públicas que le pueden afectar directamente y ello con la finalidad de evitar una sobrestimación de la DAP.

Con anterioridad a la pregunta dicotómica, y siguiendo a Kriström (1997), a los entrevistados se les preguntaba si estaban de acuerdo o no con realizar un pago obligatorio para que se pudiera llevar a cabo este programa de reducción del ruido y ello con la intención de poder aplicar un modelo Spike como se explica más adelante. En definitiva, la finalidad perseguida era reducir cualquier sentimiento de obligación moral a pagar para aquellos individuos que no les interesaba el bien ambiental objeto de estudio y que,

por tanto, no entraba éste a formar parte de sus preferencias.

Un elemento importante en el diseño de un ejercicio de valoración contingente con pregunta dicotómica es la elección del número de precios o gama de pagos ofrecidos a los entrevistados. Lo cierto es que este asunto ha sido ampliamente discutido en la literatura sin que se haya alcanzado un claro consenso (Hanemann y Kanninen, 1996). En nuestro caso particular, se utilizaron seis pagos diferentes: 3, 6, 12, 30, 60 y 90 Euros¹². Con esto lo que se pretendía era evitar la posible aparición del sesgo del punto de partida. El porcentaje de respuestas protesta obtenido fue del 33,8%, ya que de las 405 entrevistas realizadas 137 individuos declararon no estar dispuestos a pagar cantidad alguna o se negaron a participar en el mercado hipotético. Este porcentaje es similar al 30% obtenido por Saz *et al.* (2000) en el estudio sobre el Muelle de Costa de Castellón e inferior al 40% obtenido por Riera (1993) en el estudio pionero sobre las Rondas de Barcelona. Asimismo, la tasa de respuesta fue del 38,5%. Como señalan Saz y García (2001), es necesario hacer notar que en España las personas no están tan acostumbradas a ser entrevistadas sobre asuntos de interés público como en otros países occidentales y, por tanto, desconfían de las encuestas y por esta razón esta tasa de respuestas puede ser considerada aceptable.

Finalmente, la tercera parte del cuestionario abarcaba un grupo de preguntas

¹² Como las entrevistas se realizaron antes de la entrada en vigor del Euro, los pagos ofrecidos se formularon en pesetas.

donde se indagaba en las características socioeconómicas de la persona entrevistada con la finalidad de construir posteriormente una función de valor donde la disposición a pagar declarada viniera explicada por estas variables.

La modalidad de entrevista elegida fue la personal y en el domicilio de los entrevistados, dadas las ventajas que presenta esta clase de entrevistas y la naturaleza del bien objeto de valoración. La edad mínima para ser entrevistado se fijó en dieciocho años.

4. RESULTADOS OBTENIDOS

4.1. Estimación de un modelo Spike

En los estudios de valoración contingente que utilizan el formato binario o referéndum, se asume que los individuos entrevistados están en el mercado del bien público porque se supone que todos los individuos tienen una DAP positiva por el mismo. El consumo cero de un determinado bien puede ser analizado en términos de si un individuo está o no en el mercado de dicho bien. Una persona estará en el mercado si el precio del bien ofrecido es menor que su DAP. Para otros bienes, un individuo puede pensar que el bien no contribuye positivamente a incrementar su utilidad y, por tanto, no lo comprará ni siquiera a un precio cero. Por último, puede haber bienes sobre los cuales el consumidor no tiene preferencias, es decir, estos bienes no pertenecen a su función de utilidad.

El modelo *Spike* permite que los individuos tengan una $DAP = 0$ por el bien público, por tanto, el hecho de asignar una probabilidad distinta de cero a una

$DAP = 0$ puede dar lugar a un «*spike*» en la función de distribución de la DAP, es decir, una discontinuidad o un salto en el valor cero¹³. Lo cierto es que este modelo cada vez se viene aplicando en mayor medida y al trabajo original de Kriström (1997) han de añadirse otros de más reciente publicación (Santagata y Signorello, 2000; Clinch y Murphy, 2001; Yoo y Kwak, 2002; García y Riera, 2003; Saz y García, 2003; Powe y Bateman, 2004).

El modelo *Spike* básicamente utiliza dos preguntas de valoración: la primera pregunta al individuo si quiere o no contribuir económicamente por un determinado bien público. Es decir, se trata de averiguar si el individuo está o no en el mercado de este bien. Y, la segunda, le ofrece un determinado precio A . Si el individuo responde que no a la primera, esta segunda pregunta es innecesaria.

Para cada individuo i , se define un indicador (E_i) que nos dice si éste está o no en el mercado:

$$E_i = 1 \text{ si } DAP > 0 \quad (1)$$

(0 en el resto de los casos)

De igual forma, D_i nos indica si el individuo está o no dispuesto a pagar el precio sugerido A :

$$D_i = 1 \text{ si } DAP > A \quad (2)$$

(0 en el resto de situaciones)

¹³ Una «*spike*» significa que la función de supervivencia empírica no tiene una forma suave a lo largo de todo el rango desde probabilidad cero a probabilidad uno. El hecho de tener una «*spike*» en el valor cero, significa que algunos individuos no quieren el bien, sin importarles cuál sea el precio que se les ofrece.

La función de máxima-verosimilitud para la muestra viene dada por la siguiente ecuación:

$$I = \sum_1^N E_i D_i \ln[1 - F_{DAP}(A)] + E_i(1 - D_i) \ln[F_{DAP}(A) - F_{DAP}(0)] + (1 - E_i) \ln[F_{DAP}(0)] \quad (3)$$

Esta función de máxima-verosimilitud puede ser estimada mediante programas econométricos como LIMDEP, sin embargo, éste ha de ser programado específicamente para ello pues de forma rutinaria no es capaz de estimar dicha función. Para el cálculo de la media de la DAP se ha de resolver la siguiente integral:

$$\int_0^{\infty} \frac{\exp(\alpha - \beta A)}{1 + \exp(\alpha - \beta A)} \quad (4)$$

Si β es positivo, entonces la media de la DAP en el modelo Spike viene dada por la siguiente expresión:

$$\frac{1}{\beta} \ln[1 + \exp(\alpha)] \quad (5)$$

Esta fórmula se ha utilizado en la literatura para el modelo logístico ordinario, sin embargo solamente es correcta en el caso del modelo *Spike*. Esto es así porque el modelo logístico ordinario permite que la DAP sea negativa. La verdadera media del modelo logístico es α / β como demuestra Hanemann (1984).

El *spike* se define como el valor para el cual $F_{DAP}(A) = 0$, la probabilidad de que de que la DAP se igual a cero. Krström (1997) demuestra que el valor del *spike*

puede ser obtenido mediante la siguiente fórmula:

$$spike = \frac{1}{[1 + \exp(\alpha)]} \quad (6)$$

En el caso objeto de estudio, el porcentaje de respuestas DAP = 0 es del 54,6% y el porcentaje de respuestas de protesta es del 33,8% como se ha mencionado anteriormente. Por lo tanto, cuando la presencia de ceros es tan elevada, parece más adecuado aplicar un modelo *Spike* porque asigna una probabilidad distinta de cero a las respuestas cero a diferencia del resto de modelos analizados con una finalidad comparativa (*Logit* y *Probit*). En el cuadro n.º 1 se muestran los coeficientes de los modelos estimados. Como es habitual en los estudios de valoración contingente, las respuestas protesta y otras respuestas no válidas no han sido tenidas en cuenta. Asimismo, a partir de la información recogida en el cuestionario, se ha procedido a distinguir entre individuos que declararon verse seriamente afectados por el ruido e individuos que declararon lo contrario. Para ello, se introdujo una cuestión donde se le preguntaba al entrevistado que en una escala de cero a diez declarara el grado de molestia que le producía el ruido, teniendo en cuenta que el valor cero significaba «no le molesta nada» y el valor diez «le molesta muchísimo». Pues bien, si el entrevistado declaró un valor entre cero y cinco, se le clasificaba como poco afectado por el ruido y si declaró un valor entre 6 y 10, se le clasificaba como seriamente afectado por el ruido.

Los resultados obtenidos revelan que la media de la DAP se ve afectada por la especificación utilizada tal y como se mues-

Cuadro n.º 1
Modelos estimados y media de la DAP según el grado de afectación por el ruido

	Toda la muestra			Seriamente afectados por el ruido			Poco afectados por el ruido		
	Spike	Logit	Probit	Spike	Logit	Probit	Spike	Logit	Probit
α	1,15271463 (8,058)	1,61248896 (7,343)	0,97467739 (7,780)	1,29420014 (7,538)	1,83397563 (6,708)	1,09719311 (7,211)	0,78374260 (2,981)	1,13646991 (3,012)	0,700032849 (3,102)
β	0,07169325 (5,018)	-0,13763556 (-5,235)	-0,83107561 (-5,301)	0,07242198 (4,341)	-0,14636695 (-4,683)	-0,87187419 (-4,751)	0,07542609 (2,543)	-0,13276449 (-2,547)	-0,08186528 (-2,602)
Media de la DAP (€)	119,6	70,4	70,5	127,5	75,3	75,6	92,4	51,4	51,4
Intervalo de confianza al 95%	97,61 141,6	61,7 79,0	61,6 79,4	100,6 154,3	65,3 85,2	65,2 86,0	57,9 126,8	37,0 65,9	37,1 65,7
Log Likelihood	-197,6658	-150,4861	-150,5876	-141,8831	-107,3698	-107,4805	-54,25061	-41,20891	-41,21500
N	266	266	266	199	199	199	67	67	67

Nota: entre paréntesis el estadístico T. Los coeficientes obtenidos corresponden a las estimaciones originales en pesetas.

tra en Bengochea *et al.* (2005). No obstante, en este caso particular, lo que nos interesa resaltar es que la media de la DAP es claramente superior —entre un 38% y 47% según el modelo considerado— para los individuos que hemos definido como seriamente afectados por el ruido. En concreto, para el modelo Spike, la media de la DAP para este grupo de individuos es de 127,5 € mientras que para los menos afectados es de 92,4 € siendo de 119,6 € si se considera toda la muestra. Por tanto, se podría decir que existe una relación positiva entre la DAP y el grado de afectación por el ruido tal y como se tratará de demostrar a continuación.

4.2. Validación teórica

La estimación de una ecuación que predice la DAP por el bien público —con ra-

zonable poder explicativo y con los signos esperados de los coeficientes— ofrece evidencia de que el ejercicio de valoración contingente ha medido lo que pretendía medir (Carson, 2000).

En el cuadro n.º 2 se muestra la estimación de un modelo *Logit* con variables socioeconómicas donde la variable dependiente es la respuesta afirmativa o negativa dada por el entrevistado al pago ofrecido. Las variables explicativas que aparecen con signo negativo son el PRECIO o pago propuesto, la DISTANCIA y el número de años de residencia en el domicilio actual (AÑOS_RESID). Respecto a la primera de estas variables, su signo indica que cuanto mayor es el pago que se le plantea al individuo menor es la probabilidad de que responda afirmativamente a la pregunta dicotómica de valoración. Resultado que es coherente con lo que

Cuadro n.º 2

Modelo Logit de la pregunta dicotómica con variables socioeconómicas

Variable	Coeficiente	Estadístico <i>t</i> de Student
CONSTANTE	-0,28614060	-0,588
PRECIO	-0,25390593	-3,382
RENTA_F	0,17307339	3,197
MOLESTIA	0,95997201	2,170
DISTANCIA	-0,00235103	-1,798
AÑOS_RESID	-0,02306766	-2,127

Log-likelihood: -233,5151

% predicciones correctas: 62,8

Pseudo R²: 0,171

N: 368

Nota: el pseudo R² calculado es el propuesto por Veall y Zimmermann (1992).

predice la teoría económica y con otros estudios de valoración contingente realizados previamente.

El signo negativo que acompaña a la variable DISTANCIA, nos está indicando que cuanto mayor es la distancia del domicilio del entrevistado respecto a la fuente u origen del ruido menor es la probabilidad de que acepte el pago propuesto. Resultado que estimamos coherente ya que con la distancia disminuye la afectación o molestias que genera el ruido. En particular, la distancia media a la autopista o autovía fue de 92 metros, siendo la mínima 7 metros y la máxima 500 metros.

La última variable con signo negativo es el número de años de residencia en el domicilio actual (AÑOS_RESID). Por tanto, se puede señalar que cuanto más años lleva un individuo residiendo en su domicilio actual menor es la probabilidad de que acepte el pago propuesto. Este resultado, podría venir explicado por el hecho de que estas personas o ya se han acostumbrado a los altos niveles de ruido que soportan o ya se han resignado porque estiman que no existe solución a este problema.

Por otro lado, el resto de variables seleccionadas muestran una relación positiva con la probabilidad de aceptar el pago. Respecto a la variable RENTA_F, hay que señalar que ésta recoge los ingresos mensuales netos de la unidad familiar a la que pertenecía el individuo entrevistado. Por tanto, su signo positivo indica que cuanto mayor es la renta de un individuo mayor es su disposición a pagar y la probabilidad de que acepte el pago propuesto tal y como predice la teoría económica.

La variable MOLESTIA, como ya se ha indicado previamente, recoge la valoración subjetiva que —en una escala de cero hasta diez— los individuos realizan del grado de molestia que les ocasiona el ruido, de tal forma, que el valor cero significa que «no les molesta» y el valor diez que «les molesta muchísimo». Por ello, su signo positivo muestra que cuanto mayor es la molestia que perciben, mayor es la probabilidad de que acepte el pago propuesto en la entrevista para mitigar el ruido. Resultado que refuerza la idea avanzada en el punto anterior de que parece existir una relación positiva entre la DAP y el grado de molestia percibido.

5. ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS SOCIALES

Estos métodos de valoración económica de bienes ambientales cobran especial relevancia en el contexto del análisis coste-beneficio. De hecho, para obtener los beneficios sociales de una política de reducción del ruido se debe proceder a la agregación de la valoración monetaria del individuo medio o representativo de la muestra. Sin embargo, en este proceso particular de agregación se han de observar, al menos, cuatro aspectos importantes. En primer lugar, se debe elegir un esquema de ponderación para los diferentes individuos involucrados. Dado que la DAP implica una restricción presupuestaria el esquema de distribución que normalmente se suele considerar es asumir que la distribución actual de la renta es aceptable desde el punto de vista del bienestar social (Mitchell y Carson, 1989).

En segundo lugar, hemos de elegir qué modelo, entre los diferentes analizados, se ajusta mejor a nuestros datos, puesto que, como se ha puesto de manifiesto, los resultados varían considerablemente de un modelo a otro. Aquí no existe una respuesta inmediata, ya que si bien, por un lado, parece que el modelo *Spike* es el que se adaptaría mejor a nuestros datos dada la elevada presencia de respuestas cero. Por otro, también es cierto que si se ha de ser prudente, como recomienda el *Informe del Blue Ribon Panel* (véase Arrow *et al.*, 1993), se debería tener en cuenta que los valores de la media de la DAP obtenidos con los modelos *Logit* y *Probit* son sensiblemente menores. Por ello, en la agregación utilizaremos ambos valores lo que nos daría un intervalo en el que probablemente se situarían los beneficios sociales de esta política de reducción del ruido.

En tercer lugar, se debe elegir entre la media o la mediana como estadístico relevante para determinar los valores monetarios. Como señala Carson (2000), la medida tradicional en el análisis coste-beneficio es la media mientras que la mediana, que corresponde a la cantidad que recibiría mayor apoyo, es un criterio estándar de elección pública. Para muchos bienes ambientales, la distribución de la DAP puede ser asimétrica lo que ocasionaría que la media de la DAP sea mayor que la mediana de la DAP. Esto se debe, en parte, a que la distribución de la renta es asimétrica y también a que hay una importante proporción de la población que es bastante indiferente respecto al bien ambiental y una pequeña proporción que está muy preocupada por éste. En este caso particular, como más de la mitad de los entrevistados declararon una DAP nula, enton-

ces si se aplica un modelo *Spike* la mediana de la DAP es igual a cero.

Y, en cuarto lugar, está la cuestión no menos importante de la elección de la población relevante para proceder a la obtención de los valores agregados. Como es obvio, si la muestra no es representativa de la población la estimación obtenida no será válida ya que adolecerá de algún sesgo y, por lo tanto, las decisiones que se tomaran serían equivocadas. En nuestro caso particular, la población elegida ha sido la de los municipios colindantes con la Autopista AP 7. No obstante, se ha de tener en cuenta que no toda la población de estos municipios está expuesta al ruido que genera el tráfico rodado en la AP 7. Por tanto, supondremos que se ve afectada directamente por el ruido de la AP 7 el 32% de la población ya que, como se ha dicho en la introducción, en Europa aproximadamente este porcentaje de población está expuesto a niveles de ruido por encima de los 55 db procedentes del tráfico rodado. Asimismo, también suponemos que el pago por reducir los niveles actuales de ruido se efectuaría por la unidad familiar u hogar y no individualmente. El número de familias ha sido calculado teniendo en cuenta que según «La Encuesta de Presupuestos Familiares», que elabora el INE, en España en el año 2001 el número medio de miembros de una unidad familiar era de 2,97 personas. Por tanto, si tenemos en cuenta que la población de estos municipios en el año 2001 era de 1.726.182 personas, esto nos daría como resultado un total de 581.206 familias de las cuales estarían afectadas por el ruido el 32%, es decir, 185.986 familias.

En el cuadro n.º 3 se muestran los resultados obtenidos para los dos modelos

Cuadro n.º 3
Beneficios sociales de la reducción del ruido
(en euros)

	Spike	Logit
Media de la DAP	119,6	70,4
Media $\times$ 3	358,8	211,2
Población afectada (n.º de familias)	185.986,0	185.986,0
Beneficios sociales de la reducción del ruido	66.731.776,0	39.280.243,0

Fuente: elaboración propia.

considerados¹⁴. Por tanto, si se procede a agregar las valoraciones individuales (media de la DAP por tres¹⁵) por la población (unidades familiares) afectada en cada uno de los dos casos considerados obtenemos que los beneficios sociales de las mejoras medioambientales resultantes de la reducción de los niveles de ruido del tráfico rodado generado por la AP 7 se situarían entre los 39,2 y 66,7 millones de Euros.

6. CONCLUSIONES

La estimación de los efectos externos derivados del tráfico rodado no es una tarea fácil. La metodología de valoración contingente aplicada es una herramienta de gran utilidad. Sin embargo, como cualquier otra metodología económica, tiene sus limitaciones y por sí misma no puede

dar una respuesta definitiva a un problema social de tal envergadura como es el ruido. De hecho, el tema analizado es de tal complejidad que requeriría un análisis interdisciplinar donde investigadores de otras ramas científicas pudieran aportar su «grano de arena».

Uno de los principales hallazgos de este estudio es que parece existir una relación positiva entre la DAP declarada y la molestia percibida por los entrevistados. De hecho, se ha dividido la muestra en dos partes y se ha demostrado, mediante el uso de diferentes modelos, que la DAP obtenida es sensiblemente mayor para aquellos individuos que declararon verse seriamente afectados por el ruido. Asimismo, este resultado se ha visto reforzado mediante la estimación de un modelo *Logit* con variables socioeconómicas en el que las variables principales son significativas y muestran el signo esperado.

Aunque los valores obtenidos no constituyen más que una aproximación al coste real que para la sociedad tiene el problema del ruido, pensamos que suponen

¹⁴ No se considera el modelo *Probit* por dar un resultado prácticamente igual al modelo *Logit*.

¹⁵ Recuérdese que se le preguntaba al entrevistado cuánto estaría dispuesto a pagar durante cada uno de los próximos tres años.

un punto de partida importante para entender cómo deben ser valorados económicamente los efectos externos negativos del transporte y, asimismo, para conocer cómo pueden ser incorporados estos va-

lores en las cuentas de este sector para poder aplicar políticas de tarificación por el uso de estas infraestructuras que contribuyan al desarrollo de una política de transporte por carretera sostenible.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AJZEN, Y., BROWN, T.C. y ROSENTHAL, L.H. (1996): «Information bias in contingent valuation: effects of personal relevance, quality of information, and motivational orientation», *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 30, n.º 1, págs. 43-57.
- ALBERS, H., FISHER, A.C. y HANEMANN, W.M. (1996): «Valuation and management of tropical forest», *Environmental and Resource Economics*, vol. 8, n.º 1, págs.39-61.
- ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P. P, LEAMER, E. E., RADNER, R. y SCHUMAN H (1993): «Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation», *Federal Register*, vol. 58, págs. 4602-4614.
- AYER, M., BRUNK, H.D. y EWING, G.M. (1955): «An empirical distribution function for sampling with incomplete information», *Annals of Mathematical Statistics*, vol. 26, págs. 641-647.
- AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*, Edit. McGraw-Hill, Madrid.
- BARREIRO, J., SÁNCHEZ, M. y VILADRICH-GRAU, M. (2001): «How much are people willing to pay for silence? A one and one-half bound DC CV estimate», *Documento de Trabajo 2001/03*, Departamento de Economía, Universidad Pública de Navarra, España.
- BECKER, N. y LAVEE, D. (2003): «The benefits and costs of noise reduction», *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 46, n.º 1, págs. 97-111.
- BENGOCHEA, A., FUERTES, A.M. y SAZ, S. del (2005): «A comparison of empirical models used to infer the willingness to pay in contingent valuation», *Empirical Economics*, vol. 30, n.º 1, págs. 235-244.
- BENNETT, R., TRANTER, R., BEARD, N. y JONES, J. (1995): «The value of footpath provision in the countryside: a case-study of public access to urban-fringe woodland», *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 38, n.º 3, págs. 409-417.
- BENNETT, R. y LARSON, D. (1996): «Contingent valuation of the perceived benefits of farm animal welfare legislation: an exploratory survey», *Journal of Agricultural Economics*, vol. 47, n.º 2, págs. 224-235.
- BERGSTROM, J.C., BOYLE, K. y POE, G. (Eds) (2000): *The economic valuation of water quality*, Edward Elgar Publishers, Cheltenham, U.K.
- BISHOP, R.C., CHAMP, A. y MULLARKEY, D.J. (1995): «Contingent Valuation» en D.W. BROMLEY (de.): *The Handbook of Environmental Economics*, Blackwell, Cambridge, Ma.
- BJØRNER, T.B. (2004): «Combining socio-acoustic and contingent valuation surveys to value noise reduction», *Transportation Research Part D*, vol. 9, págs. 341-356.
- BOMAN, M., BOSTEDT, G. y KRISTRÖM, B. (1999): «Obtaining welfare bounds in discrete-response valuations studies: A non-parametric approach», *Land Economics*, vol. 75, n.º 2, págs. 284-294.
- BOYLE, K.J., DESVOUSGES, W.H., JOHNSON, F.R., DUNFORD, R.H. y HUDSON, S.P. (1994): «An investigation of part-whole biases in Contingent Valuation studies», *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 27, n.º 1, págs. 64-83.
- CARSON, R.T. (1997): «Contingent Valuation: Theoretical Advances and Empirical Tests since the NOAA Panel», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n.º 5, págs. 1501-1507.
- CARSON, R.T. (1998): «Valuation of tropical rainforest: philosophical and practical issues in the use of contingent valuation», *Ecological Economics*, vol. 24, n.º 1, 15-29.

- CARSON, R.T. (2000): «Contingent valuation: A user's guide», *Environmental Science and Technology*, vol. 34, págs. 1413-1418.
- CARSON, R.T. (2006): *Contingent valuation: A comprehensive bibliography and history*, Edward Elgar, Northampton, Ma. (en prensa).
- CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMANN, M., KOPP, R.J., PRESSER, S. y RUUD, P.A. (2003). «Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill», *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, págs. 257-286.
- CARSON, R.T., CONAWAY, M.B., HANEMANN, W.M., KROSNICK, J.A., MITCHELL, R.C. y PRESSER, S. (2004): *Valuing oil spill prevention: A case study of California's central coast*, Kluwer Academic Publishers, Norwell, Ma.
- CLINCH, P. y MURPHY, A. (2001): «Modelling Winners and Losers in Contingent Valuation of Public Goods: Appropriate Welfare Measures and Econometric Analysis», *The Economic Journal*, vol. 111, págs. 420-443.
- DANIELSON, L., HOBAN, T.H., VAN HOUTEN, G. y WHITEHEAD, J.C. (1995): «Measuring the benefits of local public goods: environmental quality in Gaston County, North Carolina», *Applied Economics*, vol. 27, n.º 12, págs. 1253-1260.
- DEACON, R. T., BROOKSHIRE, D.S., FISHER, A.C., KNEESE, A. V., KOLSTAD, C.D., SCROGIN, D., SMITH, K.V. WARD, M. y WILEN. J. (1998): «Research Trends and Opportunities in Environmental and Natural Resource Economics», *Environmental and Natural Resource Economics* vol. 11, págs. 383-397.
- DESVOUSGES, W.H., SMITH, V.K. y MCGIVNEY, M.P. (1983): *A comparison of alternative approaches for estimating recreation and related benefits of water quality improvements*, EPA-230-05-83-001, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy Analysis, Washington D.C.
- DIAMOND, P.A. y HAUSMAN, J.A. (1994): «Contingent valuation: is some number better than no number?», *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, n.º 4, págs. 45-64.
- DRAKE, L. (1999): «The Swedish agricultural landscape. Economic characteristics, valuations and policy options», *International Journal of Social Economics*, vol. 26, págs.1042-1060.
- EUROPEAN COMMISSION (2000), *Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council relating to the assessment and management of environmental noise*. COM (2000) 468.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2001), *Indicators tracking transport and environment integration in the European Union. TERM 2001*, Copenhagen.
- FEITELSON, E.I., HURD, R.E. y MUDGE, R.R. (1996): «The impact of airport noise on willingness to pay for residences», *Transportation Research Part D*, vol. 1, n.º1, págs. 1-14.
- GARCÍA, D. y RIERA, p. (2003): «Expansion versus diversity in Barcelona: A valuation exercise», *Urban Studies*, vol.40, n.º10, págs. 1925-1936.
- GOWDY, J.M. (1997): «The value of biodiversity: markets, society and Ecosystems», *Applied Economics*, vol. 73, n.º1, págs. 25-41.
- HANEMANN, W.M. (1984): «Welfare evaluation in contingent evaluation experiments with discrete responses», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 66, págs. 332-341.
- HANEMANN, W.M. (1994): «Valuing the environment through contingent valuation», *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, n.º 4, págs. 19-43.
- HANEMANN, W.M. y KANNINEN, B. (1996), «The statistical analysis of discrete-response data». *Working paper* No 798. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California at Berkeley.
- HANEMANN, W.M. y KRISTRÖM, B. (1995): «Preference uncertainty, optimal designs and spikes» in JOHANSSON, P-O, KRISTRÖM, B. and MÄLER, K-G. (eds.), *Current issues in environmental economics*, Manchester University Press, Manchester.
- HANLEY, N., SPASH, C. y WALKER, L. (1995): «Problems in valuing biodiversity protection», *Environmental and Resource Economics*, vol. 5, págs. 249-272.
- HARRISON, G.W. y KRISTRÖM, B. (1995): «On the interpretation of responses in contingent valuation surveys», en JOHANSSON, P-O., KRISTRÖM, B. y MÄLER (eds.), *Current Issues in Environmental Economics*, Manchester University press, Manchester.
- HAUSMAN, J.A. (Ed.) (1993): *Contingent Valuation: A critical assessment*, North Holland, Amsterdam.
- HENSON, S. (1996): «Consumer willingness to pay for reductions in the risk of food poisoning in the UK», *Journal of Agricultural Economics*, vol. 47, n.º 3, págs. 403-420.
- KAMUANGA, M., SWALLOW, B.M., SIGUÉ, H. y BAUER, B. (2001): «Evaluating contingent and actual contributions to a local public good: Tsetse control in the Yale agro-pastoral zone, Burkina Faso», *Ecological Economics*, vol. 39, págs. 115-130.
- KAHNEMAN, D. y KNETSCH, J. (1992): «Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction», *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 52, págs. 57-70.

- KRAMER, R.A. and MERCIER, D.E. (1997): «Valuing a global environmental good: U.S. Residents' willingness to pay to protect tropical rain forest», *Land Economics*, vol. 73, n.º2, págs. 196-210.
- KOPP, R.J., POMMEREHNE, W.W. y SCHWARZ, N. (1997), «Editor's introduction», in KOPP, R.J., POMMEREHNE, W.W. and SCHWARZ, N (Eds.), *Determining the value of non-market goods*, Kluwer Academic Publishers.
- KRISTRÖM, B. (1990a): «A non-parametric approach to the estimation of welfare measures in discrete response valuation studies», *Land Economics*, vol. 66, págs. 135-139.
- KRISTRÖM, B. (1990b): *Valuing environmental benefits using the contingent valuation method. An econometric analysis*, Umea Economic Studies, No. 219, University of Umea, Sweden.
- KRISTRÖM, B. (1997): «Practical problems in contingent valuation», in KOPP, R.J., POMMEREHNE, W.W. and SCHWARZ, N (Eds.), *Determining the value of non-market goods*, Kluwer Academic Publishers.
- KRISTRÖM, B. y NYQUIST, H. (2000): *Economics and Statistics of Contingent Valuation Experiments*, Department of Forest Economics, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå (Suecia).
- LEON, C.J. (1996): «Double Bounded Survival Values for Preserving the Landscape of Natural Parks», *Journal of Environmental Management*, vol. 46, págs. 103-118.
- LOUVIERE, J.J., HENSHER, D.A. y SWAIT, J.D. (2000): *Stated choice models. Analysis and applications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- MCMILLAN, M.L. (1979): «Estimates of household's preferences for environmental quality and other housing characteristics from a system of demand equations», *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 81, págs. 174-187.
- MIESZKOWSKI, P. y SAPER, A.M. (1978): «An estimate of the effects of airport noise on property values», *Journal of Urban Economics*, vol. 3, págs. 425-40.
- MITCHELL, R.C. y CARSON, R.T. (1989): *Using surveys to value public goods: the Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington, D.C.
- MORRELL, P y LU, C. H.-Y. (2000): «Aircraft noise social cost and charge mechanisms —a case study of Amsterdam Airport Schiphol—», *Transportation Research Part D*, vol. 5, págs. 305-320.
- NAVRUD, S. (2002): *The State-of-the-art on economic valuation of noise, Final Report to the European Commission*. Department of Economic and Social Sciences. Agricultural University of Norway.
- NELSON, J.P. (1980), «Airports and property values: A survey of recent evidence», *Journal of Transport Economics and Policy*, 14, 37-52.
- NELSON, J. P. (2004): «Meta-analysis of airport noise and hedonic property values. Problems and perspectives», *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 38, n.º 1, págs. 1-28.
- PÉREZ y PÉREZ, L., BARREIRO, J., SÁNCHEZ, M. y AZPILICUETA, M. (1996): «La valeur d'usage à des fins de loisir des espaces protégés en Espagne. Comparision entre méthode des coûts de déplacement et méthode d'évaluation contingente», *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, n.º 41, págs. 40-56.
- POMMEREHNE, W. y HART, A. (1997): «Limits to the applicability of the contingent valuation approach?», en KOPP, R.J., POMMEREHNE, W.W., SCHWARZ, N (Eds.), *Determining the value of non-market goods*, Kluwer Academic Publishers.
- PORTNEY, P.R. (1994): «The contingent valuation debate: why economists should care», *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, n.º 4, págs. 3-17.
- POWE, N.A. y BATEMAN, I. J. (2004): «Investigating insensitivity to scope: A split-sample test of perceived scheme realism», *Land Economics*, vol. 80, n.º 2, págs. 258-271.
- RANDALL, A. (1997): «The NOAA Panel Report: A New Beginning or the End of an Era?», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n.º 5, págs. 1489-1494.
- RIERA, P. (1993), *Rentabilidad social de las infraestructuras: las rondas de Barcelona*, Edit. Civitas, Madrid.
- SÆLENSMINDE, K. (1999): «Stated choice valuation of urban traffic air pollution and noise», *Transportation Research Part D*, vol. 4, págs. 13-27.
- SANTAGATA, W. y SIGNORELLO, G. (2000): «Contingent valuation of a cultural public good and policy design: the case of "Napoli Musei Aperti"», *Journal of Cultural Economics*, vol. 24, págs. 181-204.
- SANZ, J.A., HERRERO, L.C. y BEDATE, A. M. (2003): «Contingent Valuation and Semiparametric Methods: A Case Study of the National Museum of Sculpture in Valladolid, Spain», *Journal of Cultural Economics*, vol. 27 n.º 3-4, págs. 241-257.
- SAZ, S. del, GARCÍA, L. y PALAU, J.M. (1999), *Los beneficios sociales de la remodelación urbanística de la fachada litoral de Valencia: un estudio de valoración contingente*, editorial Civitas, Madrid.

- SAZ, S. DEL, BENGOCHEA, A., FUERTES, A. y GARCÍA, L. (2000), *Valoración social de la remodelación del Moll de Costa en el Puerto de Castellón*, Editorial Civitas, Madrid.
- SAZ, S. DEL y GARCIA, L. (2001): «Willingness to pay for environmental improvements in a large city: Evidence from the spike model and from a non-parametric approach», *Environmental and Resource Economics*, vol. 20, n.º 2, págs. 103-112.
- SAZ, S. DEL y GARCÍA, L. (2003): «The non-market benefits of redeveloping dockland areas for recreational purposes: the case of Castellón, Spain», *Environment and Planning A*, vol. 35, n.º 12, págs. 2115-2129.
- SAZ, S. DEL y MONTAGUD, J. (2005): «Valuing cultural heritage: the social benefits of restoring and old Arab tower», *Journal of Cultural Heritage*, 6 (1), 69-77.
- SMITH, V.K. y HUANG, J.-C. (1995): «Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models», *Journal of Political Economy*, vol. 103, págs. 209-227.
- TOMKINS, J., TOPHAM, N., TWOMEY, J. y WARD, R. (1998): «Noise versus access: the impact of an airport in urban property markets», *Urban Studies*, vol. 35, págs. 243-258.
- UYENO, D., HAMILTON, S.W. y BIGGS, A.J.G. (1993) «Density of land use and the impact of airport noise», *Journal of Transport Economics and Policy*, vol. 27, págs. 3-18.
- VAINIO, M. (1995), *Traffic noise and air pollution: valuation of the externalities with the hedonic price and contingent valuation methods*, PhD thesis, School of Economic and Business Administration, Helsinki.
- VEALL, M R, ZIMMERMANN, K F (1992): «Pseudo-R² 's in the ordinal probit model», *Journal of Mathematical Sociology*, vol. 16, págs. 333-342.
- WARDMAN, M. y BRISTOW, A.L. (2004): «Traffic related noise and air quality valuations: evidence from stated preference residential choice models», *Transportation Research Part D*, vol. 9, págs. 1-27.
- WILHELMSSON, M (2000): «The impact of traffic noise on the values of single-family houses», *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 43, n.º 6, págs. 799-815.
- WORLD HEALTH ORGANISATION (1999), *Overview of the environment and health in Europe in the 1990s*, Third Ministerial Conference on Environment and Health, London, 16-18 June.
- YOO, S-H y CHAE, K-S (2001): «Measuring the economic benefits of the ozone pollution control policy in Seoul: results of a contingent valuation survey», *Urban Studies*, vol. 38, n.º 1, págs.49-60.
- YOO, S.-H. y KWAK, S.J. (2002): «Using a spike model to deal with zero response data from double bounded dichotomous choice contingent valuation», *Applied Economics Letters*, vol. 9, págs. 929-39.

ANEXO I: Material gráfico utilizado

Fotografía 1



Fotografía 2



Cuadro A1

Nivel de ruido
(decibelios)

Avión a reacción	135
Martillo neumático	120
Grupo de música a 20 m.	100
Pasillo del metro	90
Carretera muy ruidosa	80
TV a volumen normal	70
Oficina de trabajo	60
Biblioteca	40
Dormitorio	30
Desierto	10

Tarjeta 2

El método del coste de viaje en la valoración de daños ambientales. Una aproximación para el País Vasco por el accidente del Prestige

El modelo del coste de viaje fue originalmente desarrollado como una medida de valoración de los recursos naturales, como son los parques naturales. Sin embargo, se puede utilizar también para inferir el valor del daño en términos de uso recreativo ocasionado a bienes y servicios ambientales. El desarrollo de este artículo comienza con la presentación teórica del método del coste de viaje para desembocar finalmente en una aplicación empírica para estimar una aproximación de la pérdida de valor recreativo de las costas del País Vasco a causa del accidente del petrolero *Prestige*. Para ello, se infiere el valor recreativo de las costas vascas antes y después de acontecido el accidente. De acuerdo a los supuestos utilizados, se plantean tres posibles escenarios que permiten situar a la pérdida de valor recreativo de las costas en el orden de magnitud de las unidades de millón de euros.

Bidaia-kostuaren metodoa, jatorrian, baliabide naturalak, hala nola parkeak, balioesteko neurri gisa garatu zen. Nolanahi ere, olgeta-erabilerari dagokionez, ingurumen-ondasunei eta -zerbitzuei eragindako kaltearen balioa ondorioztatzeko ere erabil daiteke metodo hori. Artikuluaren hasieran, bidaia-kostuaren metodoa teorian aurkezten da. Amaitzeko, aplikazio enpiriko bat jasotzen da, Prestige petrolio-ontziak izandako istripuaren ondorioz, Euskal Herriko itsasertzaren olgeta-balioa gutxi gorabehera zenbat galdu den balioesteko. Horretarako, euskal itsasertzaren olgeta-balioa ondorioztatzen da, istripua gertatu aurrekoa eta ondorengoa. Erabilitako suposizioen arabera, magnitude-hurrenkera jakin batean, itsasertzaren olgeta-balioaren galera kokatzeko bidea ematen duten litzkeen hiru egoera planteatzen dira.

The Travel Cost Method was originally developed to value some natural resources, like parks. However, it can also be applied in the estimation of resource damages in terms of losses in the recreational use value. This paper shows a theoretical framework for the Travel Cost Method and an empirical application to approximate the value of the recreational losses in the Basque coast due to the accident of petrol carrier *Prestige*. For this purpose, the recreational value of the Basque coasts are estimated before and after the accident. According to the assumptions made, three basic scenarios are contemplated, yielding an estimate of the order of magnitude of units of million euros.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Modelo del coste de viaje
 3. Metodología para la aplicación
 4. Aplicación empírica
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: Prestige, estimación de valor recreativo, método de coste de viaje

N.º de clasificación JEL: Q21, Q51, Q54, D62

1. INTRODUCCIÓN

La economía ha desarrollado distintos métodos para inferir de alguna forma el valor que los bienes sin mercado tienen para la sociedad. Estos métodos de estimación se suelen dividir en dos grandes grupos, los de preferencias declaradas y los de preferencias reveladas (o métodos indirectos).

Mediante la utilización de cuestionarios, los métodos de preferencias declaradas simulan mercados para aquellos bienes que no lo tienen. Los métodos principales en este grupo son el de valoración contingente y los modelos de elección. El primero de ellos busca que las personas declaren su máxima disposición a pagar (o la mínima disposición a aceptar una compensación) por algún cambio que afecte la cantidad o calidad del bien en cuestión (Mitchell y Carson, 1989), mientras que en

los segundos, a los individuos se los enfrenta a dos o más alternativas formadas por atributos (características) del bien a valorar, con diferentes niveles o valores para dichos atributos. Para una descripción de los métodos de preferencias declaradas véase por ejemplo Louviere *et al.* (2000) o Hanley *et al.* (2001).

El segundo de los grupos trata de inferir el valor que las personas confieren al bien en cuestión analizando el comportamiento de éstas en mercados de bienes con los que el recurso a valorar está relacionado. En este grupo, los métodos más desarrollados son los métodos del coste de viaje y los métodos basados en el enfoque de los precios hedónicos (Rosen, 1974). Una introducción al conjunto de métodos de valoración se puede hallar en el artículo de Joan Mogas en este mismo número de la revista *Ekonomiaz*.

Este artículo tiene como objetivo presentar el método del coste de viaje y demostrar su utilidad para inferir la pérdida de valor recreativo causada por daños a bienes y servicios ambientales, lo cual puede tener especial interés para la toma de decisiones públicas o el cálculo de compensaciones a los afectados. Por ejemplo, puede interesar conocer el daño en términos recreativos ocasionado por un accidente como el del petrolero *Prestige* que comporta una reducción de la calidad de determinados recursos naturales.

La idea del método del coste de viaje se debe a Harold Hotelling (1947), quien la sugirió como una medida de valoración para parques nacionales en los Estados Unidos. La primera aplicación corresponde a Trice y Wood (1958), quienes estimaron el valor recreativo de un río estadounidense. Sin embargo, fueron Clawson (1959) y Clawson y Knetsch (1966) quienes más influyeron en los inicios de esta línea de valoración tras aplicar el método al parque nacional de Yosemite, en California.

El método del coste de viaje se utiliza principalmente para valorar espacios de carácter ambiental y recreativo. Aunque el precio de entrada a un espacio natural sea cero, el coste de acceso es generalmente superior a cero, dado que se suele incurrir en gastos de desplazamiento. En general, cuanto más cerca se reside del espacio cuyo disfrute se quiere valorar, menores son los gastos en que se incurre y mayor suele ser, en consecuencia, el número relativo de visitantes procedente de ese lugar. De esta forma, la demanda recreacional de una playa, por ejemplo, se puede estimar a partir del número de visitas que se realizan a los diferentes costes de viaje. Una vez hallada la función de demanda se deriva el excedente del consu-

midor, el cual representa la medida del beneficio que supone el disfrute del bien.

Un rasgo común a muchos bienes ambientales, entre los que se incluyen los espacios naturales, es la variedad de beneficios que proporcionan. Algunos de estos beneficios están relacionados con el uso directo del bien ambiental (valor de uso), mientras que otros beneficios lo están con el valor de no uso presente (valor de opción, valor de existencia). El valor de uso produce beneficios que el usuario está percibiendo al consumir el bien. Por ejemplo, una persona que visita un espacio natural para pasear, pescar, o simplemente contemplar el paisaje, percibe un beneficio como usuaria que aumenta su nivel de bienestar. Por otro lado, la misma persona puede estar informada de la diversidad de fauna y flora de otro espacio natural aunque no esté segura de realizar una eventual visita al lugar y, sin embargo, a lo mejor obtiene beneficios (bienestar) sin ser usuaria o consumidora directa del bien. Por ejemplo, el beneficio para ella puede proceder de la opción a visitarlo algún día (valor de opción), o del simple conocimiento de la existencia del lugar (valor de existencia), lo cual le genera satisfacción. En general, estos beneficios generados del no uso no se capturan con el método del coste de viaje. Por tanto, la aplicación de este método se suele circunscribir a la estimación de determinados valores de uso, como por ejemplo los recreativos.

El artículo se estructura de la siguiente manera: En primer lugar, se desarrolla conceptualmente el modelo del coste de viaje, a la vez que se consideran algunos aspectos teóricos del mismo. En segundo lugar, se expone el procedimiento metodológico del modelo. En tercer lugar, se desarrolla una aplicación empírica orien-

tada a mostrar la utilidad del método del coste de viaje para inferir el valor del daño, en términos recreativos, causado por el petrolero *Prestige* en las costas del País Vasco. Se incluye finalmente un apartado de conclusiones.

2. MODELO DEL COSTE DE VIAJE

El método del coste de viaje se fundamenta en la teoría del consumidor, donde se asume que los individuos hacen el mejor uso de los recursos y oportunidades para la satisfacción de sus necesidades (McConnell, 1993). El modelo del coste de viaje podría formalizarse a partir de las preferencias del consumidor, definidas por $u = (x, z, q)$, donde u representa el bienestar o utilidad obtenido; x es la dotación inicial de bienes; $z = (z_1, \dots, z_n)$; es un vector del número de visitas realizadas a cada uno de los n sitios recreativos; y $q = (q_1, \dots, q_m)$ es un vector que refleja las medidas o percepciones de una determinada característica de calidad de los n sitios recreativos. Así $q_i = (q_{i1}, \dots, q_{im})$, es la percepción que tiene el consumidor de las m características de calidad del i -ésimo lugar.

El número de visitas a realizar a cada uno de los sitios recreativos puede ilustrarse, en general, como la decisión a la que se enfrenta un consumidor cualquiera que, sin incertidumbre, trata de hacer un plan de consumo para un período de tiempo determinado. Bajo este contexto, el consumidor tratará de lograr la inversión en costes de viaje que le resulte más satisfactoria de acuerdo con sus preferencias. Por tanto, su objetivo para un período de tiempo determinado será maximizar u sujeto a la restricción presupuestaria

$y = x + pz$, donde el precio de la dotación inicial de bienes es igual a 1; $p = (p_1, \dots, p_n)$, es el vector del coste de acceso a los n sitios recreativos; e y es el ingreso del individuo. Así el problema de maximización del consumidor viene dado por

$$L(u) = u(x, z, q) + \lambda(y - x - pz) \quad [1]$$

siendo λ el multiplicador de Lagrange usual que representa la utilidad marginal de y .

La elección de los n sitios recreativos y el número de visitas a realizar a los mismos se determina a través de las condiciones de primer orden al maximizar la expresión [1]. El número de visitas a los n sitios recreativos se caracteriza por ser un valor entero no negativo. Obtenida la cantidad óptima de viajes para el i -ésimo lugar, por ejemplo, la función de demanda (marshalliana) se puede escribir como,

$$z_i = f_i(p, q, y)$$

De esta forma, la demanda recreacional por visitar un espacio natural concreto como el i , se estima a partir del número de visitas realizadas por las personas al sitio i a diferentes costes de acceso, p_i . Definida así la demanda, los argumentos de $f_i(p, q, y)$ incluyen los precios, las medidas o percepciones de calidad de los posibles sitios sustitutos de i . Por lo tanto, estas variables tienen en cuenta el efecto de la competencia entre los distintos sitios recreativos, con lo que se considera el impacto que podrían tener cambios en sitios sustitutos de i sobre su demanda recreacional. En la práctica, sin embargo, pocas veces se incluyen estas variables en la aplicación del método del coste de viaje. La razón suele estribar en la dificultad de

recolección de datos adecuados que capten el efecto de competencia de todos los posibles sitios alternativos.

Una vez hallada la función de demanda recreacional y los costes correspondientes al i -ésimo lugar, se deriva el excedente del consumidor, el cual representa el beneficio neto de acceso al espacio natural para el disfrute del bien. Ésto viene dado por

$$CS(p, q, z) = \int_{p_i}^{p_i^{MAX}} f_i(p, q, y) dp \quad [2]$$

donde p_i^{MAX} es el coste de viaje que iguala el beneficio máximo obtenido por disfrutar del bien y p_i es el menor de los costes de viaje en que se incurre para disfrutarlo.

Los parámetros de la expresión [2] recogen los cambios en el precio o la calidad. Por lo tanto, si algún aspecto de la calidad del espacio natural disminuye, ésto se refleja en la reducción de q a q' . Con la que la medida de bienestar de este cambio estaría dada por

$$CS(p, q, y) - CS(p, q', y) = \int_{p_i}^{p_i^{MAX}} [f_i(p, q, y) - f_i(p, q', y)] dp \quad [3]$$

La variación del excedente del consumidor refleja un cambio de valoración del recurso y, por lo tanto, el valor de la pérdida de calidad del espacio natural. Supóngase, por ejemplo, un derrame de sustancias que perjudica a una determinada playa. Al descubrir los individuos que la playa ha sido afectada, éstos modifican su comportamiento. Presumi-

blemente, el número de visitantes a la playa descenderá. A través del coste de viaje se puede inferir la pérdida del valor recreativo utilizando la función de demanda recreativa de la playa. Así, la menor afluencia de visitantes se refleja en un menor excedente del consumidor. Por lo tanto, para determinar si efectivamente se ha producido una pérdida de valor con el derrame, se estima el comportamiento de los individuos antes y después de que la playa haya sido afectada.

Si el acceso al lugar fuera eliminado completamente, por ejemplo declarando la playa reserva integral, en vez de calcularse el coste para el usuario a través de la expresión [3], vendría dado por la expresión [2]. Ésta refleja la pérdida total del valor recreativo del recurso, es decir, el total del excedente del consumidor. En cualquiera de los casos, la valoración del daño es *ex-post* dado que ésta depende del cambio del comportamiento de los individuos debido al daño.

3. METODOLOGÍA PARA LA APLICACIÓN

Dependiendo de cómo haya sido definida la variable del número de visitas al espacio natural cuyo disfrute se quiere valorar, el modelo del método del coste de viaje puede tomar la variante denominada individual o zonal (véase por ejemplo Bateman, 1993). El método del coste de viaje individual define a la variable dependiente como el número de viajes realizados por cada uno de los visitantes en un período de tiempo determinado. La demanda recreacional del método individual del coste de viaje se define como $z_i = f_i(p, q, y)$.

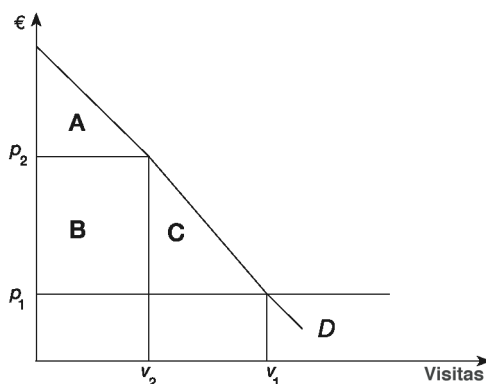
El método zonal del coste de viaje, por su parte, define la variable dependiente como una proporción entre el número de visitas realizadas por los habitantes de una zona determinada y la población de esa misma zona en un período de tiempo. Bajo este modelo, se define a la demanda recreacional como $w_{ih} = f_i(p, q, y)$, donde w_{ih} es la proporción entre las visitas realizadas al i -ésimo lugar desde la zona h y la población de dicha zona en un período de tiempo determinado, mientras que p indica el coste promedio de acceso desde la zona h al i -ésimo lugar, q es la percepción que tienen los consumidores de la zona h de las características de calidad del i -ésimo lugar, e y es el ingreso medio de la zona h .

A efectos de la aplicación empírica que se realiza en la próxima sección, se ilustra en el gráfico n.º 1 el proceso de aplicación para la variante zonal del modelo del coste de viaje. Para la ilustración se utiliza la cantidad de visitantes de

cada zona en lugar de la proporción entre visitantes y población, dado que probablemente resulta más intuitivo. Más adelante se especifica cómo se realiza el cálculo utilizando proporciones. Supóngase, que se desea estimar el valor recreativo de una determinada playa, y que sus usuarios proceden de dos zonas, 1 y 2. El número de visitas procedentes de la zona 1 en un período determinado de tiempo se expresa como v_1 . Por otra parte, el coste promedio incurrido por visita desde la mencionada zona a la playa corresponde a p_1 . Supóngase que la zona 2 presenta un mayor coste de desplazamiento a la playa que el presentado por la zona 1. El número de visitantes viene dado por v_2 y su coste promedio por p_2 . Así, $p_1 < p_2$, y mayor es, en consecuencia, el número de visitantes de la zona 1 ($v_1 > v_2$), suponiendo que no existen divergencias considerables en las preferencias de las poblaciones 1 y 2 con respecto a la playa y que ambas zonas tienen el mismo número de habitantes. Si

Gráfico n.º 1

Excedentes del consumidor según procedencia



este último es distinto, se utilizan proporciones de visitantes sobre población en lugar de número absoluto de visitas. Así se puede estimar la función de demanda recreacional relacionando el número de visitas realizadas con los diferentes costes de desplazamiento (gráfico n.º 1).

El excedente de los visitantes de la zona 1 se mide, como es habitual, por el área que se encuentra por encima del coste de viaje, en el que se incurre para llegar desde la zona 1 a la playa, p_1 , y por debajo de la función de demanda, es decir por el área A + B + C. Nótese que el excedente del consumidor es la diferencia entre lo que el consumidor está dispuesto a pagar por el disfrute del bien (área entre la función de demanda y el eje de abscisas) y lo que efectivamente paga por el disfrute del bien (área entre el coste del viaje correspondiente y el eje de abscisas). De forma análoga, se calcula el excedente para los visitantes de la zona 2, el cual se mide por el área A. El valor de cada área refleja el excedente del conjunto de visitantes de la zona correspondiente. La suma de los excedentes de las zonas 1 y 2, es decir, el área A y el área A + B + C corresponde al valor agregado por la experiencia recreacional del conjunto de visitantes de ambas zonas a la playa. Ello dividido por el número total de visitantes de las dos zonas da el valor medio del excedente por visita.

En la práctica, sin embargo, se suele trabajar con la proporción de visitantes de cada zona respecto a la población de la zona, en lugar de contemplar directamente el número de visitantes dado que el número de habitantes por zona no suele ser constante. En este caso, el cálculo del excedente se realiza de la siguiente forma. En primer lugar se identifican va-

rios puntos de la función de demanda, uno por cada zona contemplada. Es decir, se identifica la pareja de valores entre proporción de visitantes de una zona y el coste que en promedio se incurre para desplazarse desde la zona de origen al lugar de destino. Una vez identificados estos puntos se está en condiciones de trazar la función de demanda por el uso recreacional del bien. Es habitual suponer una función de demanda que resulta de la unión de los distintos puntos por líneas rectas, aunque a veces se estima la función econométricamente. Una vez obtenida la función de demanda, se calcula el valor del área entre la función de demanda y el coste para cada zona. A continuación, este valor se multiplica por el número de habitantes de la zona y se obtiene el valor del excedente de los visitantes de dicha zona. La suma de los excedentes asociados a cada zona corresponde al excedente total o beneficio recreativo de la playa. Para estimar el beneficio medio de los visitantes, el excedente total se divide por el número de visitantes a la playa en el período de referencia. Esta forma de proceder es la que se aplica a continuación en el ejercicio empírico.

4. APLICACIÓN EMPÍRICA

Este ejercicio tiene por objetivo realizar una primera aplicación del método del coste de viaje para inferir una aproximación de la pérdida de valor recreativo causada por el accidente del petrolero *Prestige* en las costas del País Vasco a finales del 2002. Para determinar si efectivamente se ha producido una pérdida de valor recreativo en las costas del País Vasco, se examina cómo varió el comportamiento de las personas hacia el es-

pacio natural después de acontecido el accidente. Se esperaría que se diera una menor afluencia de visitantes al conocerse que el accidente ha afectado las costas, lo que comportaría un menor excedente del consumidor. El desarrollo de esta idea se ejemplifica con la variante zonal del método del coste de viaje. En su aplicación se consideran sólo los movimientos turísticos de los españoles residentes en la península. Se dejan fuera de la estimación, por tanto, los visitantes procedentes de Baleares, Canarias y de otros países. Los datos sobre el número de viajes realizados al País Vasco durante los años 2002 y 2003, y su procedencia geográfica por comunidades autónomas (CC.AA.), se tomaron de las estadísticas disponibles sobre turismo nacional peninsular (Instituto de Estudios Turísticos, 2002; 2003). Esta estadística permite el cálculo que sigue a continuación. Otras fuentes estadísticas ofrecen distintas tendencias del turismo en el País Vasco. Los resultados que se obtienen en este trabajo son, naturalmente, contingentes a los datos utilizados.

El ejercicio se realiza en dos partes. En la primera se infiere el valor económico del espacio natural una vez producido el derrame de fuel, mientras que en la segunda se calcula el valor en términos de uso recreativo que hubiera alcanzado el mismo en caso de que no se hubiera producido el accidente. Posteriormente se infiere por diferencia una estimación aproximada de la pérdida de valor recreativo causada por la contaminación.

4.1. Cálculo del excedente con accidente

El primer paso consiste en definir el conjunto de zonas con las que se identifica la procedencia geográfica de los visitantes. El criterio empleado aquí para agrupar a las CC.AA. por zonas, es el de la proximidad en los costes de viaje en los que se incurre desde cada C.A. hasta el destino (litoral del País Vasco) si el desplazamiento se produjera en automóvil. La agrupación se recoge en la cuadro n.º 1, ordenada por costes de des-

Cuadro n.º 1

Composición de las zonas de procedencia

Zonas de origen	Comunidades Autónomas	Habitantes
Zona 1	País Vasco	2.101.478
Zona 2	Cantabria / La Rioja / Navarra	1.364.269
Zona 3	Asturias / Castilla y León	3.554.754
Zona 4	Aragón / Castilla la Mancha / Madrid	8.327.239
Zona 5	Cataluña / Extremadura / Galicia	10.167.672
Zona 6	Andalucía / Murcia / Valencia	12.796.954
Zona 7	Resto de CC.AA.	

plazamiento crecientes de zona en zona. Se definieron siete zonas de origen, donde la zona 1 es la que presenta el menor coste de viaje, mientras que el coste de viaje de la zona 7 es en este caso el mayor. En la práctica, hay algunos visitantes que en efecto incurren a este coste, e incluso en un coste superior. Sin embargo, se sigue aquí el procedimiento habitual de considerar que a este coste (el de la zona 7), ya no se visita el País Vasco. Esta simplificación subestima en algo el excedente del consumidor al forzar a que la curva de demanda cruce el eje de ordenadas en un valor inferior al real.

El coste promedio zonal por viaje se compone de dos conceptos. El primero es el gasto de desplazamiento, para cuyo cálculo se asume que la totalidad de los viajes fueron realizados en coche. Los gastos incluidos bajo este concepto son el de gasolina y el de los peajes. Se asu-

me que todos los viajes realizados lo son por motivo de ocio, se excluye del coste el valor del tiempo de desplazamiento y se supone una ocupación de un visitante por vehículo. Aunque la ocupación por vehículo es en realidad superior, este supuesto pretende compensar en algo los costes habitualmente más elevados de los desplazamientos en avión, si bien los viajes en tren o en autobús suelen ser más baratos. Por otra parte, el procedimiento aplicado no recoge la pérdida de bienestar por uso recreativo de los residentes en las localidades costeras afectadas, en tanto en cuanto no figuran en las estadísticas de desplazamiento con pernoctación. Algunos de estos supuestos suponen una sobrevaloración del excedente del consumidor y otros una subvaloración. La mayoría de las simplificaciones se deben a la falta de datos desagregados y suficientes. Para el cálculo del segundo concepto de coste, se asume que del total de

Cuadro n.º 2

Excedente del visitante con accidente
(en euros)

Zonas de origen	Coste de viaje por visitante	% visitantes / habitantes	Visitantes	Excedente conjunto de los visitantes
Zona 1	55,00	14,09	296.029	10.275.132
Zona 2	71,17	7,39	100.857	4.301.180
Zona 3	94,29	3,90	138.601	6.567.575
Zona 4	120,94	1,82	151.711	9.037.650
Zona 5	167,01	1,69	172.186	2.800.293
Zona 6	185,67	0,44	56.714	973.377
Zona 7	220,00	0,00	0	0
Total			916.098	33.955.206

pernoctaciones realizadas por los visitantes en el País Vasco, una fue hecha en el litoral, por lo que se adiciona al coste de viaje el gasto promedio diario estimado para los turistas en el País Vasco, que es de 48 euros (Departamento de Industria, Comercio y Turismo, 2000). De nuevo, la falta de información dicta estos supuestos simplistas. Sin embargo, el lector puede realizar su propio análisis de sensibilidad a partir de los datos facilitados en este artículo. En todo caso, los resultados obtenidos son meramente estimativos.

El cuadro n.º 2 muestra la proporción de visitantes de cada una de las siete zonas y el coste que en promedio se incurre para desplazarse desde cada una de ellas al litoral del País Vasco. Con esta información se puede representar la función de demanda (gráfico n.º 2). Una vez identificada la curva de demanda se está en condiciones de inferir el valor recreativo del espacio natural de acuerdo con el procedimiento que se explicó en la tercera sección del artículo. El valor agregado para el año 2003 por la experiencia recreacional en las costas del País Vasco asciende a unos 33,95 millones de euros y se obtiene por suma de los excedentes hallados para cada zona o multiplicando el valor del excedente medio de 37,07 euros por el total de visitantes registrados para todo el año 2003. Los valores se expresan siempre a precios de 2003.

4.2. Cálculo del excedente sin accidente

Los datos utilizados para inferir el valor que en términos de uso recreativo hubiese alcanzado el espacio natural en el 2003, en caso de que no hubiera aconte-

cido el accidente a finales de 2002, se toman de las estadísticas para el año 2002 (Instituto de Estudios Turísticos, 2002). Sin embargo, la utilización de estos datos de forma directa para el cálculo del valor recreativo no parece adecuada. La construcción de la función de demanda con estos datos únicamente reflejaría el comportamiento de las personas hacia el recurso durante el año 2002 sin considerar la evolución que hubiera presentado el turismo para el año 2003 si no se hubiera producido el accidente el año anterior. Ésto requiere proyectar una función de demanda para los visitantes que se hubieran desplazado en el 2003 de no haberse producido el accidente. Para ello se realiza el supuesto de que el accidente del *Prestige* es el único elemento extraordinario que hizo variar la afluencia turística en el País Vasco con respecto a la evolución experimentada en el conjunto de España.

Las estadísticas de 2003 indican, por un lado, que los viajes al País Vasco disminuyeron con respecto a los registrados para el año 2002 y, por el otro, que la procedencia geográfica de los turistas al País Vasco en el año 2003 se modificó con respecto a la que se había presentado en el 2002. A efectos de proyectar la función de demanda se asume que, de no haber sido por el accidente, el turismo del País Vasco en el año 2003 hubiera presentado la misma evolución que la que se observó en España en el 2003. Con respecto a la modificación de la procedencia geográfica se puede asumir que la procedencia observada en el 2003 fue una consecuencia del accidente o que ésta se hubiera presentado de todas maneras (o que fue consecuencia del accidente del *Prestige* y otros factores). De

Cuadro n.º 3

Excedente del visitante sin accidente en el escenario 1
(en euros)

Zonas de origen	Coste de viaje por visitante	% visitantes / habitantes	Visitantes	Excedente conjunto de los visitantes
Zona 1	55,00	14,73	309.455	10.741.040
Zona 2	71,17	7,73	105.430	4.496.209
Zona 3	94,29	4,08	144.886	6.865.370
Zona 4	120,94	1,90	158.590	9.447.447
Zona 5	167,01	1,77	179.993	2.927.268
Zona 6	185,67	0,46	59.286	1.017.513
Zona 7	220,00	0,00	0	0
Total			957.640	35.494.846

acuerdo con lo que se suponga, la proyección de la función de demanda podrá ser una u otra. Ésto plantea la posibilidad de considerar los dos escenarios extremos para inferir el valor recreativo del recurso si no hubiera acontecido el accidente, según se adjudique o no el cambio en la procedencia turística al accidente del petrolero. Finalmente, se plantea un tercer escenario en el cual se considera que no todos los viajes realizados a las costas lo fueron para disfrutar de las mismas.

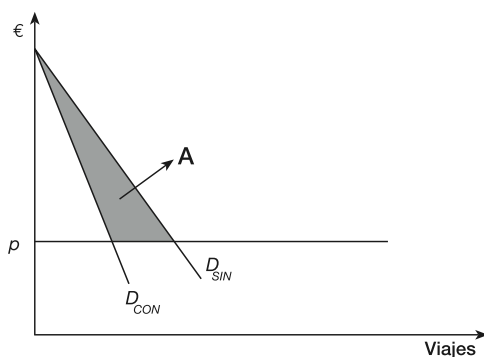
4.2.1. *Primer escenario*

En el primer escenario se supone que el cambio en el número de turistas es consecuencia del accidente, pero no la distribución en la procedencia geográfica de los visitantes. Para proyectar la función de demanda bajo este escenario se siguen los siguientes pasos. En primer lugar, se redistribuye la totalidad de los viajes

observados en el 2002 con la procedencia geográfica del 2003. A continuación se aplica a los datos del 2002 redistribuidos la tasa de evolución del turismo observada para toda España, la cual es del 2,4%. Con estos datos se está en condiciones de trazar la curva de demanda proyectada para el año 2003. Seguidamente se procede a derivar, del mismo modo como se hizo anteriormente, el valor para el 2003 por la experiencia recreacional en las costas del País Vasco (cuadro n.º 3).

El valor económico del espacio natural asciende a unos 35,49 millones de euros y se obtiene por suma de los excedentes hallados para cada zona o multiplicando el valor del excedente medio de 37,07 euros por el total de visitantes proyectados para el año 2003. Este valor coincide lógicamente con el excedente medio de los visitantes con accidente para el año 2003, dado que tanto en el escenario sin accidente como con accidente se utiliza la

Gráfico n.º 2

Pérdida del excedente del visitante en el escenario 1

misma distribución en la procedencia geográfica de los visitantes y al proyectar el número de visitas para cada zona, éstas se incrementan proporcionalmente. A continuación, se infiere la pérdida de valor recreativo causada al turismo por el derrame de fuel en las costas del País Vasco. Éste se obtiene de la diferencia entre el valor recreativo del recurso para el año 2003 con accidente y el valor recreativo del recurso para el año 2003 sin accidente. Así, el valor estimado del daño es de 1,54 millones de euros (1.539.640 euros). Nótese que este coste por el accidente refleja la menor afluencia de turistas y constituye una medida de la pérdida del valor de uso recreativo del recurso. El gráfico n.º 2 ilustra lo anterior. La curva de demanda observada (con accidente) es inferior a la proyectada (sin accidente). El área A refleja la pérdida de excedente por el desplazamiento de la curva de demanda. Contiene las disminuciones de excedentes para los visitantes de cada zona, como se

explicó en el gráfico n.º 1 y la fórmula [3] de la segunda sección del artículo.

4.2.2. Segundo escenario

Bajo este segundo escenario se asume que la procedencia geográfica de los turistas en el 2003 hubiera sido la que se presentó en el año 2002 si el accidente no hubiera acontecido. Es decir, que se asigna al accidente el cambio tanto en el número de turistas como en la procedencia de los mismos. La función de demanda proyectada debe captar, por tanto, la menor afluencia de turistas y la modificación de la procedencia de los mismos. Para ello, se aplica a la totalidad de los viajes del 2002 la tasa de incremento del turismo que afectó a toda España (2,4%) manteniendo la procedencia observada para el año 2002.

Nuevamente, se procede a calcular del mismo modo que se hizo anteriormente el valor recreativo del espacio natural para

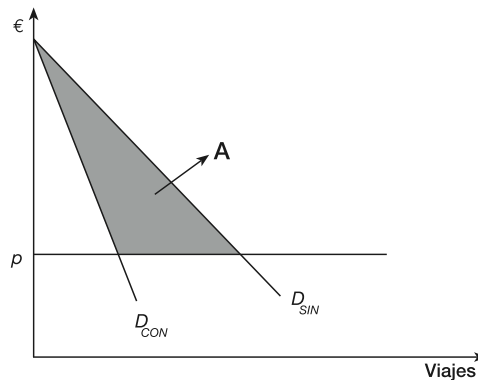
Cuadro n.º 4

Excedente del visitante sin accidente en el escenario 2
(en euros)

Zonas de origen	Coste de viaje por visitante	% visitantes / habitantes	Visitantes	Excedente conjunto de los visitantes
Zona 1	55,00	12,51	262.889	11.703.453
Zona 2	71,17	9,28	126.609	5.194.176
Zona 3	94,29	6,13	217.814	7.203.200
Zona 4	120,94	1,73	143.829	8.159.304
Zona 5	167,01	1,36	138.684	2.721.402
Zona 6	185,67	0,53	67.815	1.163.912
Zona 7	220,00	0,00	0	0
Total			957.640	36.145.448

Gráfico n.º 3

Pérdida del excedente del visitante en el escenario 2



el año 2003, el cuál asciende a unos 36,15 millones de euros, tal como muestra el cuadro n.º 4. El valor del excedente medio se estima en 37,74 euros por visitante.

Así, la pérdida de valor recreativo en este caso asciende a cerca de 2,19 millones de euros (2.190.242 euros). El valor del daño en términos recreativos es superior al obtenido en el primer escenario.

Ello se debe a que este coste refleja no sólo la menor afluencia de turistas sino que además captura el cambio en la distribución en la procedencia de los mismos. Constituye, al igual que en el caso anterior, una medida de la pérdida del valor recreativo del recurso. El área A, entre las dos curvas de demanda del gráfico n.º 3, se interpreta de manera similar a la del gráfico n.º 2, con la curva de demanda con accidente inferior a la curva sin accidente, estando ambas más separadas que en el escenario anterior (mayor pérdida de excedente).

4.2.3. Tercer escenario

Un tercer escenario propuesto para inferir la pérdida de valor recreativo tiene en cuenta que no todos los viajes realizados en el 2003 fueron para «disfrutar» del bien. Cuando se produce este tipo de accidentes es común que muchas personas se movilicen a la zona afectada para prestar algún tipo de servicio en la recuperación del espacio natural, por ejemplo. En consecuencia, la pérdida de valor recreativo en este escenario será aún mayor que la calculada en los apartados anteriores, debido a que parte de los viajes que se realizaron con posterioridad al accidente, y utilizados en el cálculo del valor recreativo del recurso, no fueron hechos para disfrutar del mismo. Lo ideal para inferir la pérdida de valor recreativo en este tercer escenario sería conocer el número y la procedencia geográfica de los «voluntarios» (si se etiqueta así a todos los visitantes que no se desplazaron para «disfrutar recreativamente» de las costas afectadas), pero no se dispone de esos datos. Atendiendo a lo esperado en la teoría subyacente al método del coste de viaje, que predice que los viajes no

deberían aumentar cuando el recurso resulta dañado, se asume que el número de viajes realizados desde la zona 1 que exceda el número de viajes proyectados para esa zona en el 2003 siguiendo el segundo de los escenarios, corresponde a los viajes realizados por voluntarios. Los viajes proyectados procedentes del mismo País Vasco (zona 1) en el 2003 sumaron 262.889, mientras que fueron 296.029 los efectivamente observados para ese mismo año. De modo que 33.140 viajes se consideran realizados por voluntarios, lo que va a «corregir» la estimación de la curva de demanda observada (con accidente). La nueva curva (con accidente) puede denominarse de «demanda corregida».

A efectos de corregir el valor recreativo posterior al accidente obtenido en la primera parte de la aplicación, se sustituye el número de viajes observados en la zona 1 en el 2003 (cuadro n.º 2) por el número de viajes proyectados para esa misma zona y en ese mismo año (cuadro n.º 4). Así, el valor económico por la experiencia recreativa en las costas del País Vasco se calcula únicamente con aquellas personas que se desplazaron «para disfrutarlo». Nótese que ello produce un cambio en la proporción entre visitantes y población sólo de la zona 1 (cuadros n.º 5 y 2), por lo que al trazar la nueva curva de demanda ésta se desplazará hacia el interior de la observada sólo en el tramo correspondiente a la zona 1 (gráfico n.º 4). Este tercer escenario distingue entre los viajes realizados por turistas y los realizados por voluntarios, por lo que el área A es la parte del excedente que se deriva de los viajes realizados por voluntarios obtenida tanto en el primer como segundo escenario y que en este

Gráfico n.º 4

Variación en el excedente del visitante teniendo en cuenta viajes no recreativos

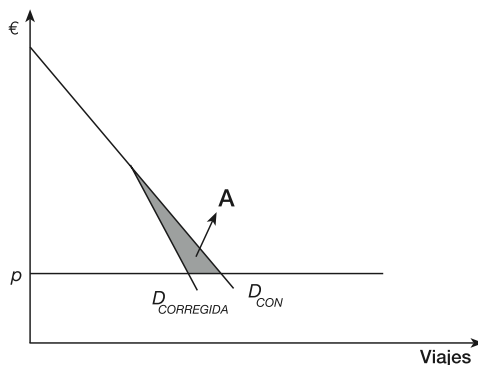
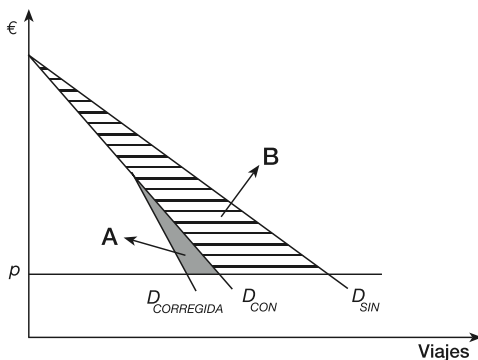


Gráfico n.º 5

Pérdida del excedente del visitante en el escenario 3



tercer escenario no se tiene en cuenta para el cálculo del valor recreativo del recurso. Ésto se debe a que en los otros dos escenarios no se distingue el motivo de viaje, por lo que al realizar el cálculo

del excedente los viajes realizados por voluntarios son capturados como una medida del beneficio que supone el disfrute del espacio natural cuando en realidad el motivo puede haber sido otro.

Cuadro n.º 5

Excedente del visitante sin accidente en el escenario 3
(en euros)

Zonas de origen	Coste de viaje por visitante	% visitantes / habitantes	Visitantes	Excedente conjunto de los visitantes
Zona 1	55,00	12,51	262.889	10.007.175
Zona 2	71,17	7,39	100.857	4.301.180
Zona 3	94,29	3,90	138.601	6.567.575
Zona 4	120,94	1,82	151.711	9.037.650
Zona 5	167,01	1,69	172.186	2.800.293
Zona 6	185,67	0,44	56.714	973.377
Zona 7	220,00	0,00	0	0
Total			882.958	33.687.249

El valor de la experiencia recreacional en el litoral del País Vasco para el año 2003 en el tercer escenario asciende a 33,69 millones de euros, con un valor del excedente medio de 38,15 euros.

Si se infiere la pérdida del valor recreativo a partir de este excedente del consumidor «corregido» y el excedente del segundo escenario, el valor del daño asciende a 2,46 millones de euros (2.458.199 euros). Esta pérdida es superior a la inferida en los otros dos escenarios, ya que el valor recreativo del recurso se calcula con los viajes cuya finalidad es únicamente el disfrute del bien y como consecuencia de ello se obtiene una menor afluencia recreativa que incrementa la pérdida de valor. El gráfico n.º 5 ilustra ese incremento en la pérdida del excedente como resultado de la menor afluencia de turistas capturada en este tercer escenario, mientras que la suma de las áreas A y B corresponde a la pérdida global de valor recreativo del conjunto de vi-

sitantes de las distintas zonas (2,46 millones de euros), de forma análoga a la contemplada para el gráfico n.º 2.

De los tres escenarios considerados en esta aplicación empírica se desprende que la pérdida de valor recreativo a causa del derrame de fuel en las costas del País Vasco estimada a través del coste de viaje podría situarse en un rango que va desde un 1,54 a 2,46 millones de euros, de acuerdo a los escenarios propuestos e hipótesis establecidas, si bien la estimación se hace a partir de supuestos muy simplificadores. Por ello, los valores pueden tomarse meramente aproximados del orden de magnitud de las pérdidas por el uso recreativo de las costas del País Vasco afectadas por el accidente del petrolero *Prestige*. Sin embargo, el lector tiene a su disposición las herramientas para crear escenarios distintos y estimar el valor de la pérdida de bienestar por el uso recreativo de las costas vascas.

5. CONCLUSIONES

Aunque el método del coste de viaje fue originalmente desarrollado como una medida de valoración de los recursos naturales, su aplicación puede ser utilizada para calcular el valor del daño en términos de uso recreativo ocasionado a bienes y servicios ambientales, lo cual puede tener especial interés para la toma de decisiones públicas o el cálculo de compensaciones a los afectados.

El modelo del coste de viaje infiere el beneficio social que supone el disfrute del bien a través del cálculo del excedente del consumidor. La variación del excedente del consumidor refleja un cambio en la valoración del bien y, por lo tanto, el valor de la pérdida de bienestar que produce el uso recreativo del espacio natural. Por lo tanto, para determinar si efectivamente se ha producido una pérdida, se contempla el comportamiento de los individuos con y sin afectación del bien.

La aplicación empírica del método del coste de viaje tuvo como objetivo mostrar la utilidad de esta técnica para inferir el valor económico del daño causado por el petrolero *Prestige* en las costas del País Vasco. El valor del daño que arrojó este ejercicio puede situarse en un rango que va desde 1,54 a 2,46 millones de euros de acuerdo a los escenarios contemplados en este artículo. Sin embargo, el cálculo se basa en datos estadísticos muy agregados, lo que obliga a introducir muchos supuestos, algunos de los cuales son bastantes restrictivos. Por ello, los valores anteriores pueden tomarse en realidad como meras aproximaciones al orden de magnitud de la pérdida por uso recreativo de la costa vasca. En este sen-

tido, se estima que el orden de magnitud de la pérdida es de 10^6 euros, probablemente en las primeras unidades de millón de euros.

El método del coste de viaje, y en consecuencia la aplicación realizada de este método, no captura la totalidad de los costes en términos recreativos causados por el daño a las costas vascas. Así, inferir la pérdida de valor recreativo únicamente a partir de los movimientos turísticos de los españoles residentes en la península redundará, seguramente, en un valor inferior al que se hubiera alcanzado si se hubiera calculado considerando además al turismo extranjero y no peninsular. Otros supuestos utilizados en el cálculo del coste de viaje tales como el de asumir que todos los desplazamientos fueron realizados en coche con una ocupación de un visitante por vehículo, y siempre por motivo de ocio y con destino a las costas vascas, pueden suponer una sobrevaloración del excedente del consumidor. Por otra parte, el procedimiento aplicado no recoge la pérdida de bienestar por uso recreativo de los residentes en las localidades costeras afectadas, en tanto no figuran en las estadísticas de desplazamiento con pernoctación, lo cual seguramente subestima la pérdida recreativa del recurso. Un elemento no considerado fue el valor del tiempo tanto para los visitantes como para los «voluntarios» (visitantes no recreativos). Al obviarlo, seguramente se produjo una subvaloración del daño. Una limitación en el método del coste de viaje es que la valoración del recurso se circunscribe a sólo la parte de los valores de uso dejando de lado los de no uso, con lo cual se puede estar nuevamente subestimando el valor del daño. En cual-

quier caso, el valor de la pérdida recreativa estimada aquí a partir del método del coste de viaje de ninguna manera constituye la totalidad del coste del accidente en su afectación al País Vasco ya sea por uso o no uso de su litoral.

A pesar de todas estas limitaciones, el lector puede encontrar en este artículo las herramientas suficientes para estimar la pérdida de valor recreativo bajo distintos escenarios que pueda considerar más ajustados a la realidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BATEMAN, I. (1993): «Valuation of the Environment, Methods and Techniques: Revealed Preferences Methods», en *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*, R. Kerry Turner. Belhaven Press. London.
- CLAWSON, M. y J.L. KNETSCH (1966): *Economics of Outdoor Recreation*. Resources for the future. Washington, DC y Johns Hopkins University Press. Baltimore, MD.
- CLAWSON, M. (1959): *Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation*. Resources for the future. Washington, DC.
- DEPARTAMENTO DE INDUSTRIA, COMERCIO Y TURISMO (2000): *Informe del Turismo Vasco*, n.º 4. Gobierno Vasco, Vitoria.
- HANLEY, N., S. MOURATO y R. WRIGHT (2001): «Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative For Environmental Valuation?». *Journal of Economic Surveys*, n.º 15, págs. 433-460.
- HOTELLING, H. (1947): «The economics of public recreation» en *The Prewitt Report*. Department of the Interior. Washington, D.C.
- INSTITUTO DE ESTUDIOS TURÍSTICOS (2002): *Estadísticas de Movimientos Turísticos de los Españoles (Familitur)*. Ministerio de Economía y Hacienda. Madrid.
- INSTITUTO DE ESTUDIOS TURÍSTICOS (2003): *Estadísticas de Movimientos Turísticos de los Españoles (Familitur)*. Ministerio de Economía y Hacienda. Madrid.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (2001): *Censos de población y viviendas*. Ministerio de Economía y Hacienda. Madrid.
- LOUVIERE, J.J., D.A. HENSHER y J. SWAIT (2000): *Stated Choice Methods: Analysis and Applications*. Cambridge University Press. Cambridge.
- MCCONNELL, K. E. (1993): «Indirect Methods for Assessing Natural Resource Damages Under CERCLA», en *Valuing Natural Assets: The Economics of Natural Resource Damage Assessment*, Kopp, Raymond J. y V. Kerry Smith. Resources for the future. Washington, DC.
- MITCHELL, R.C. y R.T. CARSON (1989): *Using Survey to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method*. Resources for the future. Washington, DC.
- ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, n.º 82, págs. 34-55.
- TRICE, A. H. y S. E. WOOD (1958): «Measurement of Recreation Benefits». *Land Economics*, n.º 32, págs. 195-207.

Revision de los métodos de valoración de daños causados por mareas negras. Aplicaciones de las tablas input-output

Este artículo aborda los problemas de valoración de daños causados por mareas negras. Estos implican varias posibilidades de análisis: qué valorar, cómo valorar, y con qué finalidad. Emergen, por una parte, la enorme distancia entre las posibilidades teóricas de valoración y la legislación existente en este campo, tanto de reconocimiento de daños como de indemnizaciones, y por otra, la distancia entre la disponibilidad de estadísticas completas y la necesidad de información para la aplicación de ciertos métodos. Así, después de explicar algunos métodos utilizados, nos centramos en la aplicación del análisis *input-output* en el caso de la marea negra del *Prestige*.

Artikulu honetan, marea beltzek eragindako kalteen balioespenarekin lotutako arazoak jorratzen dira. Zenbait analisi-aukera zabaltzen dira, hots: zer baloratu, nola baloratu eta helburua zein den. Alde batetik, balioespenaren aukera teorikoen eta arlo horretan dagoen legeriaren arteko alde izugarria (kalteak eta kalte-ordainak aitortzeari dagokionez) eta, bestetik, estatistika osatuen eskuragarritasunaren eta metodo jakin batzuk aplikatzeko informazio-beharraren arteko aldea jartzen dira agerian. Hala, erabilitako metodo batzuk azaldu ondoren, input-output analisiaren aplikazioari jartzen zaio arreta, Prestigeren marea beltzaren kasuan.

The paper deals with the problems of the valuation of the injuries caused by the oil slick (black tide). These imply various possibilities of analyses: what is to be valued?, how and with which purpose? On one hand, there is the vast distance between the theory possibilities of valuation and the limited legislation that exists in this domain —as far as the recognition of the injuries and the indemnification are concerned—, and on the other hand, the distance between the availability of the complete statistics and the necessary information to apply certain methods. Thus, after having explained some methods, that are regularly used, we will focus on the application of the input-output analyses in the case of the *Prestige*'s oil slick.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Daños: tipos y métodos de valoración
 3. Revisión de algunos estudios de mareas negras
 4. Nuevo entorno *input-output* (SEC-95). Tabla simétrica pesca-conserva: problemas metodológico-estadísticos
 5. Descripción de ramas/productos de TIO-Pesca99
 6. Aplicación de las TIO-Pesca99 al cálculo de los efectos económicos de la marea negra del Prestige
 7. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: *input-output*, recursos pesqueros, Prestige

N.º de clasificación JEL: C67, Q22, Q52

1. INTRODUCCIÓN

Los daños y pérdidas causados por desastres naturales, humanos y tecnológicos son frecuentes en la actualidad, de ahí que en los últimos años haya habido un interés creciente en su estudio. En el caso de los desastres tecnológicos, como una marea negra, la necesidad de valoración viene determinada por la existencia de posibles responsabilidades civiles y penales y por la urgencia de establecer compensaciones justas para aquellas personas y colectivos cuya actividad económica depende directa o indirectamente del estado de los recursos naturales da-

ñados, así como por la necesidad de abordar las acciones de restauración oportunas que devuelvan, en la medida de lo posible, el medio contaminado a su estado anterior a la catástrofe. La fuerte variabilidad que se observa en los importes de las indemnizaciones satisfechas se explica por la cantidad y calidad de los recursos naturales dañados, pero también, en gran medida, por el marco jurídico y administrativo y por el enfoque teórico que se adopte en los estudios de valoración de daños. La experiencia demuestra que en muchos casos las indemnizaciones son fruto de un proceso de negociación que no responde a una op-

ción teórica ni metodológica concreta, y no representan ni de lejos el valor real de los recursos afectados.

Las causas principales de la enorme disparidad existente en la valoración de los daños provocados por distintas mareas negras, en Europa y en los EE.UU., y sobre todo en las indemnizaciones resultantes ante mareas negras de magnitudes semejantes son debidas; a) a la falta de debate entre los científicos y los profesionales de las distintas disciplinas que intervienen en los procesos de valoración de daños ambientales y de fijación de indemnizaciones; b) a la falta de acuerdos sobre la propia definición de daños y las metodologías y técnicas que se deben aplicar en cada caso y cómo deben ser aplicadas; y c) a su inadecuada incorporación al ordenamiento jurídico.

Esta falta de acuerdos metodológicos es también, en nuestra opinión, la excusa perfecta para que nunca se realicen estudios completos de valoración económica de los daños totales y para que siempre se acabe fijando las indemnizaciones en función de negociaciones y acuerdos que tienen más que ver con la fuerza de cada una de las partes y con la presión política que ejerzan los respectivos gobiernos, que con el verdadero daño causado o con el importe de las reclamaciones, por muy fundamentadas que éstas puedan estar.

Por ello, uno de los objetivos de este artículo es introducir aquéllas técnicas de valoración económica que se aplican hoy en día, en la mayor parte del mundo desarrollado para la valoración de daños causados por mareas negras, haciendo especial hincapié en la potencialidad del uso de las Tablas *Input-Output* (TIO) sectoria-

les de la pesca-conserva en Galicia, para aproximarnos a la valoración del daño al sector pesquero y sectores relacionados.

A continuación se analizan, en primer lugar, los tipos de daños así como los métodos de valoración. En segundo lugar, se revisan brevemente algunos de los estudios de valoración económica de daños causados por mareas negras. En tercer lugar, se describe el nuevo entorno input-output (SEC-95) y su aplicación a la elaboración de una tabla sectorial de la pesca-conserva gallegas con algunos de los problemas metodológico-estadísticos encontrados. En cuarto lugar, se presenta una descripción de las ramas/ productos considerados en estas tablas sectoriales para, a continuación, presentar las posibilidades que estas tablas tienen para el cálculo de algunos efectos económicos de la marea negra del *Prestige*. Finalmente presentamos las conclusiones más relevantes.

2. DAÑOS: TIPOS Y MÉTODOS DE VALORACIÓN

Cuando ocurre una marea negra se produce una reducción de la oferta de bienes y servicios ambientales durante el periodo que va desde el comienzo de la contaminación hasta que se consigue recuperar un estado de los recursos similar al del punto de partida (*interim losses*), pero además hay que tener en cuenta las pérdidas de bienestar que se derivan de la no utilización directa o indirecta de los recursos contaminados. A su vez, con una marea negra se produce una caída del flujo de bienes y servicios de mayor o menor intensidad en función de las circunstancias del vertido, hasta que final-

mente con el paso del tiempo, ese flujo va recuperando un nivel evolutivo similar al anterior a la catástrofe. Aún habiendo intervención humana para mitigar los efectos de la contaminación, la sociedad siempre va a experimentar una pérdida de bienestar hasta el momento en que se recupere el estado anterior. El objeto de la valoración económica es precisamente medir esa pérdida de bienestar en términos monetarios.

Desde una perspectiva económica lo verdaderamente importante es que, aún cuando estos bienes y servicios que nos proporcionan los recursos naturales no tengan precio, si tienen un valor para las personas que los disfrutan, por lo que para conocer el daño económico total de una marea negra es necesario cuantificar todos esos valores en términos económicos, procurando obtener el «valor económico total», definido como la suma de los «valores de uso» y de «no uso».

Los valores de uso son los que se derivan de una utilización directa o indirecta, productiva o no, de los recursos naturales. Habitualmente se consideran aquellos derivados de aprovechamientos comerciales de los mismos tales como la pesca o el turismo, pero también los que nacen de otros usos no comerciales como la práctica de deportes náuticos, la contemplación del paisaje, el avistamiento de aves, etc. El carácter de uso o de no uso se deriva de la relación del individuo con el bien en cuestión, no de la existencia de tráfico mercantil, por lo tanto, dentro de los valores de uso coexisten valores comerciales y valores no comerciales.

Por otra parte, son valores de no uso los que los individuos obtienen sin que medie ningún tipo de relación física, ni di-

recta ni indirecta, con los recursos que los proveen. Por su naturaleza no utilitaria, los valores de no uso son también, a un tiempo, valores no comerciales. Para justificar este tipo de valores se recurre a las distintas motivaciones de los individuos para expresar una disposición a pagar (DAP) por unos recursos naturales de los que no se pretende hacer uso, ni presente ni futuro. Así, los individuos podrían estar expresando su deseo de garantizar que sus descendientes o los descendientes de otras personas puedan disfrutar en el futuro del medioambiente que ellos están contribuyendo a preservar. Otra de las justificaciones para los valores de no uso es que la naturaleza puede poseer un valor en sí misma, o que la sociedad puede valorar la existencia, *per sé*, de los recursos naturales.

La asignación de valores monetarios a bienes y servicios no comerciales ha sido objeto de un amplio debate dentro de la comunidad científica, sobre todo en el ámbito económico. Esta controversia se centra fundamentalmente en dos cuestiones: una, cómo dar valor de mercado a algo que no es objeto de transacción mercantil, y otra, cómo interpretar dicho valor monetario. En el caso de mareas negras, es necesario determinar un valor de reposición, es decir, un valor para paliar un daño ya provocado y tratar de restituir el ecosistema al estadio anterior a la catástrofe.

La diferenciación entre valores comerciales y no comerciales es relevante a la hora de optar entre técnicas de valoración de mercado o acudir a otros métodos de valoración alternativos, como son los que se basan en las preferencias reveladas o declaradas respecto a bienes o servicios ambientales no mercantilizados.

Entre las técnicas de mercado distinguimos: a) precios de mercado (analizan la pérdida de productividad de una determinada actividad económica, la pérdida de ingresos o el aumento del gasto provocado por el daño ambiental), b) valor actual (se basan en el coste actual de prevenir la degradación medioambiental como indicador del valor ambiental), y c) valor potencial (se refiere al coste potencial como aproximación del valor ambiental, en este grupo se incluye el método de coste de reposición, entre otros). Las técnicas de mercado se emplean con frecuencia para valorar los impactos comerciales en actividades económicas (generalmente bienes y servicios privados) que dependen de los recursos naturales (sector pesquero, turístico, etc.) siempre que exista información suficiente. En el apartado de técnicas de mercado se incluye, por supuesto, el análisis *input-output* con todas sus potencialidades metodológicas.

Dentro de los métodos de valoración fuertemente dependientes de las preferencias individuales, que permitirían medir las repercusiones sobre el valor no comercial, distinguimos los basados en preferencias reveladas o declaradas, cuyo enfoque descansa, en gran medida, en la posibilidad de internalizar los costes ambientales de las acciones económicas mediante técnicas desarrolladas o adaptadas a tal efecto por la teoría económica neoclásica. Los métodos de valoración de preferencias reveladas (método de coste de viaje, precios hedónicos, modelos de utilidad aleatoria, etc.) se basan en la información del consumo individual o el comportamiento de compra en mercados relacionados con el recurso ambiental en cuestión. Estos métodos consideran el comporta-

miento observado pero sólo estiman valores de uso. Por el contrario, los métodos de preferencias declaradas (Vg. valoración contingente) se basan en el estudio de un mercado hipotético que permitirá estimar valores de uso y de no uso.

En este sentido, cuando nos encontramos con mercados ineficientes o inexistentes, métodos como el coste de viaje o el de los precios hedónicos pueden resolver algunos problemas relativos a la valoración monetaria. El método del coste de viaje pretende asignar un valor de uso recreativo a las áreas naturales de interés. Este método supone que el coste de viaje (gasolina, transporte público, tiempo de viaje, gastos, etc.) es un indicador del valor recreativo del lugar analizado, de manera que existe una relación inversa entre los costes de las visitas y el número de visitas registradas. El método de los precios hedónicos busca estimar un precio implícito de un atributo medioambiental observando los mercados reales en los que esos atributos son comercializados. Ambos métodos pueden medir el valor de uso asociado a un lugar o a un recurso medioambiental.

El Método de Valoración Contingente (MVC), que se desarrolló principalmente en los Estados Unidos, emplea técnicas de encuesta para estimar el valor que la gente atribuye a ciertos bienes y servicios que, por sus características, no son intercambiados en los mercados tradicionales (Mitchell y Carson 1989). Se utiliza para estimar valores monetarios de recursos y servicios que no tienen precio o están infravalorados. Se basa en la teoría neoclásica del bienestar para la que el valor de un recurso para un individuo se expresa como la máxima DAP para comprarlo o protegerlo o la mínima compensación

que un individuo exigiría para tolerar un daño en el recurso. Así, para todo aquello que no tiene asignado un precio, el MVC construye un mercado hipotético que permite obtener estimaciones de su valor monetario. Existen algunas aplicaciones del MVC al estudio de las mareas negras.

En el siguiente apartado se hará una breve revisión bibliográfica sobre valoración de daños provocados por este tipo de catástrofes.

3. REVISIÓN DE ALGUNOS ESTUDIOS DE MAREAS NEGRAS

A partir de 1960 se comienzan a realizar las primeras estimaciones de los efectos económicos de las mareas negras. En 1978 el petrolero *Amoco Cadiz* naufragó en la costa de Bretaña (Francia) perdiendo toda su carga, consistente en 223.000 toneladas de crudo. Este accidente proporcionó la oportunidad de aplicar en Europa algunos métodos de valoración económica de los daños provocados por mareas negras, especialmente comerciales. Los métodos de mercado son generalmente los más fiables en el supuesto de que se disponga de información estadística suficiente para llevar a cabo la valoración. De esta manera se pueden analizar los efectos sobre los distintos sectores económicos implicados, en especial sobre el sector pesquero y turístico de las zonas afectadas.

En cuanto a los efectos sobre la pesca comercial de la marea negra del *Amoco Cadiz*, tanto Bonnieux *et al.* (1980) como Grigalunas *et al.* (1986) analizaron los daños utilizando series temporales y, en algún caso, las características propias de la producción y comercialización de cier-

tos productos. Otros estudios en este mismo sentido son, por ejemplo, los que analizan los efectos de las mareas negras del *SS Glacier Bay* (Northern Economics 1990), *Exxon Valdez* (Cohen 1995) y *Sea Empress* (Moore *et al.* 1998).

En el Estado español, la primera vez que se realizó un estudio sobre las consecuencias económicas de una marea negra fue para el caso del *Aegean Sea* (García Negro *et al.* 1999). El embarrancamiento del petrolero *Aegean Sea* y su inmediato incendio provocó un vertido de 80.000 toneladas de crudo en la bahía de A Coruña. Este estudio estimó los daños ocasionados al sector extractivo pesquero (pesca de bajura-litoral, marisqueo y acuicultura marina) como consecuencia del vertido. Por supuesto, ésta no es más que una pequeña parte de lo que serían los daños directos al recurso ya que se estudiaron sólo los daños a las comunidades pesqueras. No se incluyen, por tanto en esta valoración, los efectos a medio y largo plazo de la marea negra, ni los daños indirectos y medioambientales. La metodología adoptada en el estudio citado se puede encuadrar en las llamadas técnicas de mercado; se estima la cantidad de recurso que dejó de aparecer en los mercados como consecuencia del vertido, a través del estudio de desembarcos atribuibles a buques que faenaban en las zonas afectadas por la marea negra o de la mortandad en el caso de los moluscos de playa.

Otros aspectos analizados se refieren a los daños:

- en las propiedades de los pescadores y en los ingresos derivados de la actividad pesquera (Mead y Sørensen 1970, Congar 1982).

- en la imagen de marca, valorando la caída de los precios del salmón debida a la percepción del consumidor de que el producto estaba contaminado por la marea negra del *Exxon Valdez* (Mendelssohn 1993).
- sobre la industria pesquera y la consecuente pérdida de ingresos públicos por impuestos motivada por la reducción de los ingresos de los pescadores (Northern Economics 1990).

Otros estudios de interés son los referidos a la valoración económica de los daños provocados en el sector turístico. Grigalunas *et al.* (1986) analizaron los efectos en la industria turística a través de los datos proporcionados por las firmas afectadas y por los grandes operadores alemanes que informaban de las cancelaciones producidas a raíz de la marea negra del *Amoco Cadiz*. Por otro lado, Bonnieux y Rainelli (1982) utilizaron un modelo de predicción en el que el consumo de harina fue considerado como indicador de las variaciones observadas en el turismo. Otros ejemplos de estudios de valoración de este tipo de daños son los realizados en relación con la marea negra provocada por una plataforma petrolífera que contaminó una extensa zona del canal de Santa Barbara en California (Mead y Sorensen 1970), por el *Exxon Valdez* (McDowell Group 1990) y el *Sea Empress* (Moore *et al.* 1998).

A pesar de la importancia de estos trabajos, un punto de partida y referencia obligada para la realización de una síntesis de la literatura más relevante en este campo de conocimiento debemos buscarlo en el esfuerzo realizado por la OCDE (1982) para sistematizar las metodologías que hasta aquel momento se venían apli-

cando en la valoración de los daños causados por las mareas negras.

Para evaluar los daños a valores no comerciales de uso podemos destacar los estudios de Brown (1982) y Grigalunas *et al.* (1986) que valoran las pérdidas provocadas por la marea negra del *Amoco Cadiz* mediante el método de coste de viaje para los turistas que visitaron las zonas afectadas y la estimación de la DAP para los residentes en las mismas. El método del coste de viaje ha sido también empleado para valorar las pérdidas de valor recreativo para los residentes en el caso del Santa Barbara (Mead y Sorensen 1970).

Entre los valores no comerciales de uso también se han valorado los daños sobre la pesca deportiva y sobre los servicios recreativos. Para llevar a cabo estas valoraciones se han aplicado diversos métodos como el estudio de la disminución de las licencias de pesca, datos históricos de uso humano, entrevistas a pescadores, método de coste de viaje (Carson y Hanemann 1992, Mills 1992, Hausman *et al.* 1993), y la técnica de transferencia de beneficios (Moore *et al.* 1998, Bonnieux y Rainelli 2002). Esta técnica consiste en tomar información de otros estudios realizados en un contexto determinado y aplicarlos en otro contexto diferente. De esta manera se reducen los costes de los estudios de valoración de daños, empleando información ya existente y no teniendo que realizar todo el trabajo desde el comienzo.

Pero quizá, dentro de los valores no comerciales de uso, la reducción de visitas a las playas es el aspecto al que se le ha prestado más atención en los Estados Unidos, en especial la estimación del valor medio de la visita pero también la re-

ducción del número de visitantes (Deacon y Kolstad 2000). De gran interés es el artículo de Chapman y Hanemann (2001) en el que no sólo se describe la metodología aplicada en el caso del *American Trader* en California sino también el proceso legal en el que se emplearon valoraciones económicas por parte de los afectados y de los responsables de la contaminación. Además, se han realizado estimaciones de otros daños a valores no comerciales de uso como por ejemplo los infligidos a la pesca de subsistencia y autoconsumo en el caso del *SS Glacier Bay* (Northern Economics 1990) mediante entrevistas a pescadores, a la salud humana en el caso del *Sea Empress*, utilizando la técnica de transferencia de beneficios (Moore *et al.* 1998).

Hasta aquí sólo hemos hecho referencia a los daños comerciales y no comerciales de uso. Sin embargo, a la hora de plantear la valoración del daño total causado por una marea negra es fundamental considerar también los daños a los valores de no uso. Entre ellos podemos destacar las pérdidas de pájaros, microorganismos y mamíferos marinos, y daños medioambientales analizados en casos como: *Santa Barbara* (Mead y Sorensen 1970), *Zoe Colcotroni* (Assaf *et al.* 1986), *Nestucca* (Rowe *et al.* 1992), *Exxon Valdez* (Brown 1992), *Sea Empress* (Moore *et al.* 1998), etc. Todos los trabajos citados, a excepción del caso del *Nestucca* que empleó el MVC, estiman los daños mediante el método del coste de reposición. De manera que no será hasta el estudio del *Exxon Valdez* cuando se incorpore realmente a la valoración de daños una estimación del valor de «no uso», pudiendo hablar en este caso de una estimación del coste social total.

El accidente del *Exxon Valdez* en 1989 en Alaska (37.000 toneladas de crudo) es el caso paradigmático de estudio pormenorizado de valoración de daños, convirtiéndose en la catástrofe medioambiental más estudiada desde el punto de vista económico.

El ordenamiento jurídico norteamericano ha ido incorporando las reclamaciones por daños medioambientales, principalmente bajo la *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA 1980), vulgarmente conocida como «superfondo», y la *Oil Pollution Act* (OPA 1990). El caso del Estado de Ohio frente al Departamento de Interior (DOI) en 1989 (Dunford 1992) le otorgó igual importancia a los valores de uso y de no uso en la valoración de daños, considerando válidas las técnicas que miden las preferencias declaradas, en concreto el MVC, de manera que en los EE.UU., a efectos jurídicos, se puede cuestionar la aplicación específica del método pero no el método en sí mismo (Grigalunas *et al.* 1998).

La marea negra del *Exxon Valdez* pronto demostró que muchos de los daños ambientales provocados eran valores de no uso (uso pasivo). Para la cuantificación monetaria de estos daños se utilizó el MVC (Carson *et al.* 1992). Aún así, la valoración de los daños está lejos de coincidir con las indemnizaciones obtenidas en este caso, siendo a pesar de todo muy superiores a las indemnizaciones de otras mareas como la del *Aegean Sea*. Hay que recordar que, también en este último caso, se observa una gran diferencia entre la valoración de daños, 298 millones de dólares (García Negro *et al.* 1999) y la indemnización finalmente obtenida, 75 millones de dólares.

Este trabajo despertó gran interés entre la comunidad científica, provocando un intenso debate sobre la validez de los métodos de valoración y la posibilidad de estimar un valor para bienes que no tienen mercado. La polémica desatada en torno a la valoración de los daños provocados por el *Exxon Valdez* y, sobre todo, las elevadas cifras de indemnización a la que obligaban a la compañía Exxon, dió lugar a trabajos muy relevantes que cuestionaban la validez del método. Entre estos trabajos debemos destacar el realizado por el recientemente galardonado premio Nóbel D. Kahneman (Kahneman y Knetsch 1992) o el compendio de críticas, encargado y financiado por Exxon (Hausmann 1993).

El debate sobre la validez del método de valoración contingente se resolvió, en el plano científico y administrativo, mediante la congregación de un grupo de expertos por parte de *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) conocido como NOAA Panel. El trabajo de los expertos que formaban el panel, entre los que se encontraban economistas destacados, como Kenneth Arrow y Robert Solow, dio como resultado un conjunto de recomendaciones que los investigadores deberían observar obligatoriamente para que sus estimaciones fuesen consideradas válidas y concluyeron con la aceptación de la valoración contingente como metodología adecuada para dar comienzo a un proceso judicial sobre estimación de daños, incluidos los valores de no uso (Federal Register 1993). Estas normas fueron posteriormente desarrolladas como un conjunto de condiciones para que los estudios realizados mediante el MVC fuesen aceptados en los tribunales (Federal Register 1994). Desde en-

tonces, todos los estudios que pretenden estimar valores no comerciales incorporan esta metodología, o similares, como el método de coste de viaje o de los precios hedónicos.

La situación en Europa hace patente la necesidad de avanzar en el debate metodológico en el seno de la Unión Europea (UE) y procurar consensos que permitan incorporar a la legislación estatal y comunitaria las indicaciones precisas sobre qué metodologías aplicar y cómo aplicarlas para la estimación de daños. Al tiempo, éstas deberían ser aceptadas por las instituciones responsables y por los Estados miembros, con el fin de permitir una reparación urgente de los daños y una compensación total sin dilaciones a las poblaciones afectadas por catástrofes de esta naturaleza.

Dentro de esta diversidad metodológica se encuentra la aplicación del análisis *input-output* en diversos estudios que han intentado medir y evaluar el impacto económico de los desastres. La utilización de este tipo de análisis se debe, principalmente, a su habilidad para reflejar con gran detalle la estructura de una economía. Es bien conocida la aplicación para casos de terremotos en Japón (Okuyama *et al.* 1999, 2001) pero también hay estudios de aplicaciones a mareas negras (Lamphear y Restreto, 1982) que analizan los efectos indirectos en los sectores relacionados con aquellos afectados directamente. En el caso gallego, a partir de la marea negra del *Aegean Sea* ocurrida el 3 de diciembre de 1992, los estudios de valoración de sus consecuencias (García Negro *et al.* 1994, 1995, 1999) utilizaron por primera vez la imagen que el sector pesquero gallego proyectaba sobre toda la economía gallega. Este primer paso en

investigación se hizo utilizando el análisis *input-output* y desde esa primera aplicación quedaba reflejada la utilidad de las (TIO), así como la necesidad de unas tablas sectoriales para el conocimiento de las relaciones interindustriales generadas a partir de la pesca. De esa necesidad nacen las primeras TIO pesca-conserva 1995. Tanto el proceso de elaboración como los resultados proporcionaron un conocimiento nuevo sobre la importancia del sector pesquero en la economía gallega, así como las magnitudes representativas de su inserción internacional.

A continuación nos referiremos más extensamente al entorno *input-output*, así como a las tablas sectoriales de la pesca-conserva de Galicia y a los problemas metodológico-estadísticos encontrados durante su elaboración. Es a partir de estas consideraciones que podemos comprender mejor las potencialidades y las limitaciones de la aplicación del análisis *input-output* a la valoración de daños causados por mareas negras.

4. **NUEVO ENTORNO *INPUT-OUTPUT* (SEC-95). TABLA SIMÉTRICA PESCA-CONSERVA: PROBLEMAS METODOLÓGICO-ESTADÍSTICOS**

Es necesario referirnos en primer lugar al entorno metodológico actual en la elaboración de unas TIO, determinado por las normas recogidas en el Sistema Europeo de Cuentas 1995 (SEC 1995). El marco *input-output* se compone de tres tipos de tablas: Tablas de origen y destino, Tablas que relacionan las tablas de origen y destino con las cuentas de los sectores y Tablas *input-output* simétricas.

Las tablas de origen y destino son matrices por ramas de actividad y productos en las que se describen los procesos interiores de producción y las operaciones de bienes y servicios de la economía. Nos permiten conocer: a) La estructura de los costes de producción y de la renta generada en el proceso de producción, b) Los flujos de bienes y servicios producidos dentro de la economía considerada, y c) Los flujos de bienes y servicios con el resto del mundo

Una tabla de origen muestra la oferta de bienes y servicios por producto y tipo de proveedor, distinguiendo la producción de las ramas de actividad interiores y las importaciones.

Una tabla de destino muestra los empleos de bienes y servicios por producto y tipo de empleo, intermedio y/o final. Además, se muestran los componentes del valor añadido, es decir, la remuneración de asalariados, los otros impuestos menos las subvenciones sobre la producción, la renta mixta neta, el excedente de explotación neto y el consumo de capital fijo.

Para asegurar la coherencia entre la información de las tablas de origen y destino con las de las cuentas de los sectores, se introducen tablas que relacionan dicha información, cruzando las variables clasificadas por ramas de actividad y por sectores.

También se puede combinar una tabla de origen y una de destino y presentarlas como una tabla *input-output* simétrica, que es una matriz producto por producto o rama de actividad por rama de actividad en la que se describen los procesos interiores de producción y las operaciones de bienes y servicios de la economía con gran detalle.

Conforme a la metodología SEC-95 (Eurostat 1996) se han realizado por parte del Instituto Galego de Estatística tablas *input-output* para Galicia para el año 1998, aunque tan sólo las tablas de origen y de destino, no las tablas *input-output* simétricas.

Por otra parte, el Grupo de Investigación de Economía Pesquera y Recursos Naturales de la Universidad de Santiago de Compostela por encargo de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia, ha elaborado las *Táboas input-output pesca-conserva galegas 1999* (TIO-Pesca99), (García Negro 2003a) dando continuidad a las anteriores tablas realizadas para el año 1995 (García Negro 1997) (éstas con la metodología antigua). En este caso, además de las tablas de origen y destino se incluyen tablas simétricas.

Existen algunas diferencias entre la información que proporcionan estas tablas sobre el complejo industrial pesquero y las tablas para el conjunto de la economía gallega, en especial relacionadas con las fuentes estadísticas. En una tabla sectorial hay necesidad de información más detallada del sector económico considerado y de series temporales homogéneas. Además, en el caso de las TIO-Pesca99, se presenta la actividad pesquera con una mayor amplitud y profundidad que las generales, pasando de considerarla una actividad primaria agregable a la agricultura (y en la mayor parte de las ocasiones oscurecida por ella), a hacerla formar parte de un complejo económico industrial con procesos de producción específicos.

Además, se presenta el cómputo de las relaciones entre las ramas de actividad del complejo pesquero gallego con gran des-

glose, de modo que encontramos de forma diferencial en las columnas de la matriz las ramas de actividad que demandarán inputs intermedios procedentes de una gran parte de los sectores productores gallegos: Pesca de bajura, Pesca de litoral, Pesca de altura, Pesca de gran altura, Marisqueo, Piscicultura marina, Miticultura, Conserva y nuevos transformados.

En las filas encontramos los destinos de los productos de estas ramas: Producto de la pesca de bajura, Producto de la pesca de litoral, Producto de la pesca de altura, Producto de la pesca de gran altura: congelado, Marisco, Otros productos acuícolas, Mejillón, Conservas de pescado y marisco y otros transformados.

En cambio, no se proporciona información de los cruces intersectoriales referidos a aquellos sectores que no son objeto de estudio, es decir no se incorpora en las tablas información de las relaciones entre ramas de actividad y productos con los que no exista una relación directa con el complejo pesquero. En cualquier caso, las TIO-Pesca99, por ser más exhaustivas que unas TIO generales, tienen un especial interés para conocer la compleja red de interdependencias que existían inmediatamente antes de la marea negra del *Prestige* dentro del aparato productivo gallego, convirtiéndose en un referente para medir los cambios que sucedan con posterioridad.

Los sectores considerados, definidos en función de características económicas que incorporan particularidades técnicas de producción y especificidad en los productos comercializados, permiten disponer de información pormenorizada del entramado productivo de los sectores de la pesca. De este modo, podríamos aden-

trarnos en una medición que matice los efectos particulares de cada actividad.

Otra información valiosa de las tablas es la referida a la demanda de productos pesqueros. Podemos distinguir entre la demanda intermedia y final, con lo que ello significa a la hora de estudiar los efectos indirectos sobre otros sectores productivos. En la demanda final, además, es posible diferenciar el influjo sobre el mercado interno y sobre el externo (a través de las exportaciones al resto de España y al resto del mundo).

La información referida a los *inputs* primarios nos permite conocer cómo una actividad repercute en la distribución de rentas del trabajo y del capital entre los participantes en la actividad productiva. Además de conocer el valor añadido bruto generado por los distintos sectores, disponemos del monto de la remuneración de asalariados (sueldos y salarios y cotizaciones a cuenta de los empleadores), el excedente bruto de explotación o las rentas mixtas.

También conocemos el valor de las importaciones de productos equivalentes que se demandan del resto de España o del resto del mundo, tanto dirigidos a cubrir la demanda intermedia, como la demanda final. Por su carácter equivalente a la producción interna, la evolución en paralelo de estas importaciones y de la producción podría ser indicativa de procesos en los que una caída en la oferta interna fuese suplida por productos procedentes del exterior.

No debemos olvidar, por otra parte, la información que incorporan las tablas *input-output* sobre subvenciones a los productos (del tipo Feoga-garantía, Ifob, Ayudas a empresas públicas...), otras

subvenciones a la producción (como las ayudas para el fomento del empleo, bonificaciones de intereses, ayudas por reducción de contaminación...), impuestos por producto (del tipo IVA, impuestos y derechos sobre las importaciones, excluido el IVA —tarifa exterior común, derechos compensatorios—, impuestos especiales sobre las gasolinas, tabacos, alcoholes, seguros, sobre transmisiones y actos jurídicos documentados, sobre construcciones, instalaciones y obras, etc.), u otros impuestos a la producción (impuestos de actividades económicas, sobre bienes inmuebles, de vehículos de tracción mecánica, cánones de vertidos, licencias, etc.)

Toda esta información, en particular aquella referida a intercambios intersectoriales, permite calcular algunas relaciones que se consideran de orden estructural. Es el caso de los coeficientes técnicos que expresan la utilización que cada rama hace de productos de las otras por unidad de producción, es decir permite expresar ciertas características tecnológicas de los procesos productivos, si bien no en un sentido puro al estar en términos monetarios, y por la posible existencia de diferentes productos en un mismo sector y con ciertas variantes tecnológicas. Es, pues, un coeficiente promedio orientativo de las necesidades técnicas de un sector (con sus variantes internas) para la obtención de una unidad de producto.

Con todo lo anterior podemos estimar los niveles de producción de cada rama necesarios para cubrir un determinado nivel de demanda final (modelo de demanda), además de conocer cómo las variaciones en algún elemento del valor añadido pueden alterar los precios de cada rama (modelo de precios).

En el modelo de demanda se relacionan la matriz de coeficientes técnicos (A), con los vectores de demanda final (D) y de las producciones a precios básicos (X), de modo que: $AX + D = X$.

Desde esta perspectiva, escenarios de demanda final alternativos, determinados de forma exógena (si los efectos de una marea negra afectasen a dicha demanda modificando el consumo final de los hogares o la magnitud de las exportaciones), nos llevarían a obtener las producciones necesarias de cada rama para satisfacer dicha demanda final. O en el caso de que las modificaciones sean en la producción cómo afectarían a la composición de la demanda final.

Otra posibilidad de cálculos, desde el modelo de demanda, es la influencia sobre la generación o destrucción de empleo por una alteración de la demanda final. Dado que al producir se demandan *inputs* primarios, se generan rentas del trabajo (salariales o mixtas), se puede ver la influencia tanto en el empleo directo como en el generado mediante la demanda de productos intermedios de las otras ramas. Para este cálculo necesitaríamos disponer de la matriz inversa. En las TIO-Pesca99, no disponemos, en cambio, de los coeficientes de la matriz inversa al no ser una tabla completa para todos los sectores de la economía. Estaríamos obligados a combinar la información de estas tablas con las generales para Galicia, con todas las dificultades que conllevaría integrar ambos documentos.

Por otra parte aportan información complementaria muy valiosa, aunque no publicada, para el tratamiento de los efectos económicos de la marea negra que nace de las etapas previas conducentes a la

elaboración de las tablas y de los cuestionarios elaborados para la obtención de información básica. Así, la elaboración de un censo/directorio realizado en la primera fase del trabajo de las tablas recoge las unidades de producción en todas las ramas. También se elaboró posteriormente un censo de las unidades de producción del sector servicios relacionados con la pesca así como un censo del subsector de nuevos productos transformados de la pesca. De la información obtenida a través de cuestionarios disponemos de un conocimiento exhaustivo de las inversiones realizadas por las distintas actividades, del número y características de los empleos, de las características técnicas de las embarcaciones y de otras instalaciones productivas, de la modalidad jurídica de la empresa, de la variedad de especies capturadas, de los tipos de productos puestos en el mercado, etc. De la misma manera, permiten tener un conocimiento muy detallado de las características de los distintos sectores que constituyen el entramado pesca-conserva, aspecto que se tratará de una manera sucinta en el siguiente apartado.

5. DESCRIPCIÓN DE RAMAS/ PRODUCTOS DE TIO-PESCA99

5.1. Problemas metodológicos

La estructura empresarial puesta al descubierto en el proceso de elaboración de las TIO-Pesca99 revela una complejidad propia del acercamiento que permite el método. En unas tablas *input-output* sectoriales el grado de detalle logrado es muy elevado en comparación con las de toda la economía. Sin embargo en este caso, el logro es más deudor de la carac-

terización inicial en subsectores de la economía pesquera que del trabajo aplicado de información directa.

Para llevar a cabo un análisis sectorial como el de las TIO-Pesca99, el investigador requiere de un cuerpo estadístico que proporcione por lo menos la siguiente información: empresas del sector/unidades de producción de cualquier naturaleza (con características de su flota), empleo, producción, domicilio del establecimiento, domicilio fiscal, en su caso grupo de empresas que forman una compañía, censo de empresas mixtas, consumo de pescado en la economía, evolución de la demanda de pescado y diferencia entre los subtipos, censo de comercializadores, censo de industria conservera y nuevos transformados, censo de lonjas autorizadas en primera venta, así como un listado de todos los lugares posibles de venta de las capturas de la flota y empresas consideradas.

Sabido es que la mayor parte de estas estadísticas no existen o no están disponibles directamente, así por ejemplo, obtener un directorio censal de empresas a partir de un censo de flota del caladero nacional, donde figura el nombre del barco, sus características técnicas y el puerto base, requiere de un trabajo ya no de investigación sino detectivesco. Por otra parte, los datos de empleo, tanto de España como provincializados, son publicados tan sólo referidos a tripulantes que faenan a bordo de buques pesqueros pertenecientes al caladero nacional, o buques cuyo puerto base sea español. También aquí la diferencia de esta cifra con la de empleo en el sector pesca es enorme, al representar una parte pequeña de todo el empleo del sector. Diríamos por lo tanto, que a los problemas de acceso a estadísticas, propios de un entorno empresarial la-

tino, distinto de uno anglosajón de tradición y exhaustividad estadística secular, se añaden los de definición de actividad en un sector económico considerado de menor importancia en el conjunto comunitario. Un caso representativo de esta aseveración sería la definición adoptada en 1996 por el Instituto Nacional de Estadística (INE) en la Clasificación Nacional de Productos por Actividades (CNPA-96) que reproduce el reglamento (CEE) 3696/93 del Consejo 29-10-93. De la misma manera, la modificación que contempla el reglamento (CEE) 1231/98 de la Comisión 17-06-98 en la sección B y en su división correspondiente a pescado se prescinde del pescado congelado como producto de la pesca, pasando a formar parte de un producto industrial correspondiente a la sección D, división 15.2. Es decir, en virtud de una propuesta comunitaria el INE pretende que desaparezca el pescado congelado desembarcado directamente de buques congeladores, como si este producto procediese de factorías instaladas en tierra firme. Por otra parte, las relaciones entre la administración pública y los administrados (en este caso empresas pesqueras) son también responsables, de parte de las dificultades para acceder a la información empresarial, al existir todavía una cierta desconfianza provocada por la consideración de la administración en su papel sancionador y controlador. Este aspecto se deja notar también en la facilidad o dificultad a la hora de proporcionar información estadística con fluidez por parte de los agentes económicos. Por otra parte, no es preciso ahondar en las consecuencias de la desaparición de estadísticas de series temporales útiles como el *Anuario de Pesca Marítima* publicado por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

La metodología *input-output* requiere —por necesidad de homogenización de los elementos que integran cada rama— utilizar una buena frontera técnica entre actividades económicas distintas: en cuanto a la producción, a la técnica y, por lo tanto, a su estructura productiva. En este caso, esos objetivos quedaban a cubierto con la separación en las ramas y productos ya mencionados.

5.2. Pesca de bajura/Productos de bajura

La pesca de bajura se realiza en las rías y produce el pescado¹ fresco «del día» constituido por peces, crustáceos y moluscos para alimentación humana no sustituibles por los procedentes de otra pesca, capturado con artes selectivas. Este producto comprende las siguientes especies: almeja, berberecho, caballa, calamar, camarón, centollo, chepa, choco, congrio, erizos, faneca, jurel, lengua-do, maragota, navaja, nécora, ostra, percebe, pescadilla, pulpo, raya, sardina, salmonete, vieira y zamburiña².

El valor de la producción a precios básicos, en 1999 es de 120,06 millones de

euros, dirigida a un mercado próximo al de bienes de lujo —son mayoritariamente mariscos de elevado precio unitario— con distribución mayoritaria también en restaurantes. La estructura empresarial está compuesta por unidades de muy pequeña escala, cada una con una embarcación con propulsión mecánica. El titular es patrón y tripulante, con una incipiente asalarización en las embarcaciones de mayor tonelaje (de 5,5 a 13 Toneladas de Registro Bruto (TRB)).

5.3. Pesca de litoral/Producto pesca de litoral

Comprende 354 empresas con embarcaciones de entre 30,5 y 99 TRB, eslora no superior a 29 metros, con entre 5 a 14 tripulantes por embarcación. Los asalariados son remunerados a la parte y utilizan artes de cerco, palangre, volanta, y rascos. Faenan en el litoral gallego, asturiano, cántabro, vasco y portugués, vendiendo en la lonja del puerto base o en las próximas al caladero. Sus productos son sardina, jurel, boquerón, merluza, pescadilla, bonito, pez espada, quenlla, marrajo, rape, caballa, pulpo, albacora, etc³. El valor de su producción a precios básicos es de 82,58 millones de euros.

5.4. Pesca de altura/Producto pesca de altura

Se corresponde con un conjunto de 316 empresas, con barcos entre 150 y

¹ Pescado es en nuestra denominación todo producto marino extraído o cultivado en el mar y el conjunto de transformados industriales (fundamentalmente proteínas) para alimentación humana. Es decir, la definición conceptual del producto pescado se corresponde con su reconocimiento en el mercado.

² Los nombres científicos correspondientes son: *Venerupis senegalensis*, *Cerastoderma edule*, *Scomber scombrus*, *Loligo vulgaris*, *Palaemon serratus*, *Maja squinado*, *Oblada melanura*, *Sepia officinalis*, *Conger conger*, *Paracentrotus lividus*, *Trisopterus luscus*, *Trachurus trachurus*, *Solea vulgaris*, *Labrus bergylta*, *Ensis arcuatus*, *Necora puber*, *Ostrea edulis*, *Pollicipes pollicipes*, *Merluccius merluccius*, *Octopus vulgaris*, *Raja batis*, *Sardina pilchardus*, *Mullus surmuletus*, *Pecten maximus*, *Chlamys varia*.

³ *Sardina pilchardus*, *Trachurus trachurus*, *Engraulis encrasicolus*, *Merluccius merluccius*, *Cynoscion striatus*, *Thunnus alalunga*, *Xiphias gadius*, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus*, *Lophius budegassa*, *Scomber scombrus*, *Octopus vulgaris*, etc.

500 TRB. Se trata de pesca industrial que faena en Gran Sol y en el banco canario-sahariano. En esta rama aparece, por primera vez, cierto grado de concentración empresarial, todo el empleo es asalariado. Los productos son refrigerados y/o congelados de elevado valor unitario, fundamentalmente merluza, rape, cigala y gallo⁴, con un valor de su producción a precios básicos de 306,6 millones de euros. La primera venta es realizada en los principales puertos gallegos de fresco: Celeiro, A Coruña, Ribeira, Marín y Vigo, y a partir de ahí con distribución en los grandes mercados de consumo españoles, Madrid, Barcelona, etc. Otro circuito de venta comienza con el desembarco en puertos comunitarios próximos al caladero y, después de un paso intermedio por los comercializadores gallegos, acaba en los grandes mercados de consumo internacionales.

5.5. Pesca de gran altura/Producto pescado congelado

Comprende a 31 empresas, todas sociedades anónimas, que representan la casi totalidad de la potencia congeladora de las empresas y de la flota española. En este caso aparece por primera vez una representación notable de empleo en tierra en actividades de administración y gerencia, como es propio de empresas internacionalizadas: están presentes en todos los mares del mundo y representan el origen de las empresas mixtas pesqueras. Sus barcos son grandes congeladores, superiores a 500 TRB y en el caso de grandes atuneros congeladores, 3 ó 4 veces ese tonelaje. Estos buques, que en

otro tiempo podían reunir hasta 25 tripulantes, están hoy sumamente tecnificados, capacitados para realizar congelado, empaquetado y demás procesos de transformación a bordo, con una media de 15 tripulantes por barco. Todos son arrastreros congeladores y capturan merluza, pez espada, bacalao, fletán, pota, calamar, quenlla, marrajo, atún, etc⁵. El valor de la producción a precios básicos es de 250,58 millones de euros. Esta cifra recoge realmente el valor de la producción interior de estas empresas al que se debería añadir el valor de las importaciones (767,65 millones de euros) que, realizadas por estas empresas, proceden en realidad de sus establecimientos en el extranjero. El total de empleos para la pesca extractiva asciende a un total de 25.692 de los que 325 están ocupados por mujeres, tanto marineras como tripulantes cualificadas (tituladas náuticas) como técnicas y administrativas de las empresas pesqueras. Esta aparentemente exigua participación femenina es, sin embargo, muy relevante teniendo en cuenta una tradición de actividad exclusivamente masculina.

5.6. Marisqueo

La unidad de producción está constituida por la agrupación de mariscadoras/es con titularidad por concesión administrativa, para mariscar en un arenal o sustrato rocoso determinado del litoral gallego. La relación con la producción viene determinada por la existencia de una cierta organización de las tareas

⁴ Merluccius merluccius, Lophius budegassa, Nephrops norvegicus, Lepidorhombus bosci.

⁵ Merluccius merluccius, Xiphias gadius, Gadus morhua, Hippoglossus hippoglossus, Tadarodes sagittatus, Loligo vulgaris, Prionace Glauca, Isurus oxyrinchus, Thunnus thynnus.

marisqueras plasmadas, en primer lugar, en un plan de explotación marisquera de la agrupación por cierto volumen de capturas anuales y por el empleo de asalariados para realizar ciertas funciones para la agrupación —desde biólogos a vigilantes—. Fueron tratadas un total de 57 agrupaciones de mariscadoras/es, con un total de 8.286 empleos, de los cuales el 84,34% corresponden a mujeres, con ingresos brutos anuales por agrupación se encuentran entre 6.012 euros y 2.400.000 euros. Los productos de esta rama son berberecho, almeja y percebe fundamentalmente, con un valor de la producción en 1999 de 26,53 millones de euros. El trabajo en el marisqueo se puede realizar a pie o a flote en pequeñas embarcaciones, que en el caso del percebe sólo tienen la función del transporte hasta la zona rocosa a explotar. Aunque la mayor parte del trabajo es realizada de forma manual requiere mucho conocimiento, cuidado, limpieza, sembrado y vigilancia propios de un semicultivo extensivo. Gracias a la organización de este conjunto de tareas y de la comercialización, en los últimos años se ha modificado de forma sustancial el carácter primario de esta actividad haciéndose más complejo y cualificado técnicamente.

5.7. Piscicultura marina

Está constituida por empresas de cultivo intensivo de peces marinos —fundamentalmente rodaballo— que en 1999 no superaba la cifra de 2.500 toneladas con un valor de la producción de 24,05 millones de euros y una pequeña importancia en términos de empleo (250 puestos de trabajo) y de mercado, aunque de mucha consideración en la literatura económica

al uso por ser una actividad intensiva en capital y en *inputs* tecnológicos.

5.8. Miticultura

Reúne 2.064 explotaciones mejilloneiras de las que 1.817 no pasan de 2 bateas por explotación, 221 reúnen hasta 9 y 25 tienen más de 9 bateas⁶. A pesar de que el primer grupo sea mucho más extenso observamos prácticas de cooperación, gestión compartida, indicativas de procesos de concentración empresarial que van más allá de la titularidad individual o de pequeño tamaño observado estadísticamente. La producción de mejillón —cultivo extensivo— en las rías gallegas constituye la mayor parte de la producción española y asciende a más de 250.000 toneladas año, utilizadas aproximadamente al 50%, para el consumo fresco (mercado español y exportación) y para ser envasado en conserva y nuevos transformados también para el mercado español y exportación. Estas cifras son lo suficientemente significativas como para afirmar que el mejillón es el producto por excelencia de la acuicultura gallega. El valor de la producción en 1999 asciende a 94,61 millones de euros. El empleo alcanza los 7.135 empleos, de los que el 26,5% corresponden a mujeres.

5.9. Conserva y nuevos transformados

Reúne un total de 66 empresas, 46 de conserva y 20 de nuevos transformados. En el primer caso están comprendidas

⁶ Existe además una empresa con una enorme concentración de la producción, titular de una explotación de más de 70 bateas en la ría de Sada.

todas aquellas compañías que producen conserva de pescados y mariscos, sector con más de cien años de antigüedad en el mercado: enlatados de atún otros pescados y mariscos de todo tipo, en conserva estéril. En cuanto a los nuevos transformados producen alimentos (de pescado) con presentación distinta de la conserva clásica, incluyendo pescado cocinado, huevas, caviar y sus sucedáneos y cocinados con pescado.

En el caso de las empresas conserveras la facturación de cada una de ellas oscila entre 4,8 y 108 millones de euros. El conjunto de nuevos transformados realizó para el año 1999 una facturación estimada de 317,87 millones de euros. La industria conservera gallega es, a pesar de su madurez, una industria en crecimiento y competitiva. Está internacionalizada, lleva a cabo importantes actividades de investigación e innovación y goza de un proceso favorable de integración vertical que garantiza por lo menos a medio plazo la pervivencia competitiva. En los últimos años llevó a cabo mayoritariamente una expansión apoyada en el crecimiento veloz de la conserva de atún y esta rúbrica también protagoniza en parte esos procesos de integración vertical —hacia empresas armadoras y hacia factorías de primeras partes del proceso en países tropicales—. No obstante, continua creando empleo en Galicia (5.157, de los que el 75,5% son mujeres en la conserva y 2.133 en nuevos transformados). El vínculo de la empresa conservera con el resto de la economía pesquera sigue siendo básico por dos razones, primera, la procedencia de una parte de sus *inputs* intermedios procede del sector pesca extractiva y miticultura gallegas, y segunda, la fuerza laboral especializada procede de la misma fuente

de la que se abastece el marisqueo y la pesca de bajura: la población costera gallega. El valor de la producción a precios básicos es de 1.167,23 millones de euros.

5.10. **Empresas de comercialización de pescado**

Se incluyen en este apartado 364 empresas que comercializan pescado. Este colectivo tiene entidad propia en la economía pesquera gallega debido a las características del producto y la presencia histórica en lonjas como primeros compradores: realizan labores en los primeros niveles de compra/venta de pescado y llegan incluso hasta el consumidor final. El ámbito de su mercado abarca asimismo el mundo entero: importaciones y exportaciones son corrientes habituales y permanentes en este segmento de actividad pesquera. Su facturación en 1999 es de 1.803,19 millones de euros, con 2.687 empleos.

6. **APLICACIÓN DE LAS TIO-PESCA99 AL CÁLCULO DE LOS EFECTOS ECONÓMICOS DE LA MAREA NEGRA DEL PRESTIGE**

La disponibilidad de la TIO-Pesca99 hace posible aplicar el análisis *input-output* para medir algunos de los efectos económicos de la marea negra del *Prestige*, siempre considerando tanto sus limitaciones como sus potencialidades debido al grado de detalle de la información, así como otros datos anexos procedentes de las fases previas de su elaboración. A continuación se indican los distintos aspectos que podrían valorarse mediante el uso de las TIO-Pesca99 teniendo en cuenta el entorno jurídico actual.

En una primera fase la TIO-Pesca99 nos permite, en primer lugar, calcular el valor monetario de la caída de la producción por paralización de actividad en todos los subsectores pesqueros afectados. En supuestos de prohibición temporal de actividad se puede considerar que existe una relación directa entre lo no capturado y lo no producido, a efectos de una primera valoración.

Al abordar la cuestión, si bien la información recogida en las TIO-Pesca99 constituye *a priori* un importante marco de referencia a la hora de realizar una estimación de los efectos de la marea negra de *Prestige* en la pesca y el marisqueo de Galicia, nos encontramos con una importante limitación ya que la información pública disponible todavía es parcial y oscura. Si reunimos la información existente sobre la prohibición de realizar actividades pesqueras en el interior de las rías y en el litoral (cuadro n.º 1) de nuevo comprobamos, incluso en la reglamentación de la Administración, esa práctica latina y enrevesada que dificulta la labor del investigador.

A partir del 16 de noviembre de 2002 la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos de la Xunta de Galicia prohibió la actividad pesquera y marisquera en el litoral gallego afectado de forma paulatina, siendo el 4 de diciembre de 2002 el momento de máxima prohibición⁷ (mapa n.º 1).

⁷ El 30 de junio de 2003 quedó levantada la prohibición del ejercicio de la actividad pesquera con todas las artes y aparejos autorizados en todas las aguas interiores de Galicia. El levantamiento total de la prohibición de mariscar en las zonas comprendidas entre Cabo Fisterra y Punta dos Remedios se produjo finalmente el día 8 de octubre de 2003 permitiéndose, por lo tanto, toda la actividad pesquera y marisquera en Galicia.

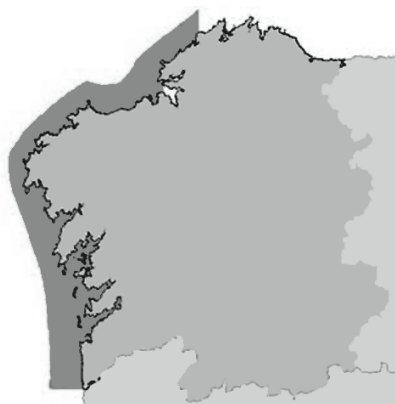
Dado que los efectos del vertido no se han manifestado con la misma intensidad en todas las zonas de la geografía gallega, es imprescindible realizar una agrupación zonal en función de los días en los que las actividades extractivas estuvieron total o parcialmente prohibidas. Sin embargo, el ámbito de aplicación de las disposiciones legislativas que regulan las aperturas y cierres de las zonas afectadas, las resoluciones de la Xunta de Galicia, se refieren tanto a las zonas afectadas como a los recursos específicos y tipos de arte de pesca empleados en cada zona, sin que exista ningún tipo de estadística que ofrezca información relativa al peso específico de las capturas obtenidas en función del arte de pesca empleado. El cuadro n.º 1 muestra, a modo de ejemplo, las zonas prohibidas para las distintas actividades pesqueras distinguiendo espacio temporal, áreas geográficas y artes de pesca, apreciándose una dificultad muy grande para delimitar la afectación de la prohibición.

El supuesto inicial de prohibición de capturas, para conservar la validez del uso del método *input-output*, debería reforzarse con una correspondencia entre dicha prohibición y la prohibición de venta de cualquier producto equivalente ya que en un mercado abierto hay importaciones sustitutivas de los pescados no capturados.

Los supuestos de paralización de la actividad pesquera no son los únicos que se pueden contemplar en un análisis *input-output*. Existen ceses de actividad derivados de las consecuencias puramente económicas del desastre por lo que éstas pueden ser proyectadas sobre el conjunto de la economía relacionada. Así, en segundo lugar, la caída de la producción

Mapa n.º 1

**Áreas afectadas por la prohibición de pesca y marisqueo
en la Resolución de 4 de Diciembre de 2002 (Xunta de Galicia)**



Área afectada por la prohibición
de pesca



Área afectada por la prohibición
de marisqueo

Fuente: http://www.ccomm-prestige.cesga.es/Prestige_200.htm.

pesquera puede ser proyectada sobre los otros sectores productivos a través del conocimiento de las relaciones interindustriales recogidas en las tablas y valorar este efecto en términos monetarios. Se podría, pues, calcular la caída de renta por inactividad en los sectores pesqueros de distribución y proyectar sobre el total de los sectores económicos relacionados cada uno de los supuestos de paralización de actividad (por razones físicas de marea negra o por razones legales).

En tercer lugar, aplicando el modelo de demanda, se pueden hacer los cálculos directamente para todas aquellas ramas conectadas a la pesca, aunque las posibles caídas de demanda más que una ausencia de consumo representan

una desconfianza relativa. Como caída en la demanda final, un cuarto cálculo consiste en valorar la supuesta caída de ingresos fiscales relacionada con el descenso directo e indirecto de la producción.

En una segunda fase (y posteriores) el análisis *input-output* sigue siendo útil si conocemos la evolución de la producción pesquera. A medida que nos alejamos del momento del desastre las variaciones en el producto, no atribuibles a modificación del esfuerzo pesquero, son atribuibles al desastre como consecuencias a medio plazo. La valoración económico-monetaria es posible siguiendo las pautas antes descritas. En estos cálculos debemos tener en cuenta varios aspectos: en casos de mareas negras es imprescindible el segui-

Cuadro n.º 1

Zonas prohibidas para actividades pesqueras tras el accidente del *Prestige* ⁽¹⁾

Punta Candalaria	Cabo Piorriño	Punta Seixo Bianco	Punta Langosteira	Pia. Razo	Cabo Tourifán	Cabo Fisterra	Pia. Insua F. Lariño	Pia. Remedio Carnota	Punta Carreiro M. Louro	Porto do Son	Punta Falcoeiro	Ribeira	Cabo Silleiro	Desemboc. Miño
Cedeira	Ferrol	Oleiros	Arteixo	Carballo	Muxía	Fisterra	Carnota		Muros	P do Son	Ribeira	Ribeira	Baiona	A Garda
NORTE														
17/11/02 (Res. 16/11/2002)			Artes menores											
19/11/02 (Res. 18/11/2002)			Artes menores y cerco											
21/11/02 (Res. 20/11/2002)			Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos											
22/11/02 (Res. 21/11/2002)			Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos											
23/11/02 (Res. 22/11/2002)			Artes menores, cerco, palangres, volantas y rascos											
25/12/02 (Res. 24/12/2002)			Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos ⁽²⁾											
05/12/02 (Res. 04/12/2002)			Arrastre, Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos ⁽²⁾											
27/02/03 (Res. 25/02/2003)			Arrastre, Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos			Rias de Arousa, Muros, Pontevedra y Vigo ⁽³⁾								
17/03/03 (Res. 13/03/2003)			Arrastre, Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos			Rias de Arousa, Muros-Noia, Pontevedra y Vigo ⁽⁴⁾			Cerco					
14/04/2003 (5) Res. 08/04/03			Arrastre, Artes menores, cerco, palangre, volantas y rascos			Cerco								
01/05/03 Res. 29/04/03			Arras., Art. Menores., Cerco, Palangre, Vol., Rascos											
02/06/03 Res. 28/05/2003			Arras., Art. Menores., Cerco, Palangre, Vol., Cerco											
02/07/03 Res. 30/06/2003														

☐ Con prohibición.

Fuente: Resoluciones de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. http://www.comm-prestige.cesqa.es/Prestige_200.htm

Nota: (1) Las prohibiciones afectan a la flota con puerto base en la zona prohibida, pudiendo faenar en zonas no prohibidas; (2) La prohibición afecta a la flota que tenga el puerto base en la zona prohibida o en el puerto de Ribeira; (3) Se permite la pesca solo dentro de la zona delimitada en el Anexo I para las artes y embarcos que establece la Dirección Xeral de Recursos Marítimos; (4) Se permite la pesca solo dentro de la zona delimitada en el Anexo I para una serie de artes (*Nasa de choco, rastro de vieira, bou de vara, nasa de caramarón, rastro de caramarón, bou de man, nasa de arxilla, medio mundo*); (5) Los mifos y pescados podrán ser calados desde el 13 de abril.

miento del comportamiento de las especies comerciales en periodos anuales posteriores a la propia catástrofe (García Negro, 2003b). En las especies de vida en litoral o migratorias de ciclo vital corto pueden aparecer en los años muy próximos a la marea negra aumentos de capturas que no significan más que mortalidad por pesca de adultos supervivientes. Es imprescindible para poder realizar un diagnóstico en un entorno científico analizar periodos superiores a la vida media de especies de ciclo vital medio y largo.

En definitiva, a partir de la información disponible en las TIO-Pesca99, y la información adicional obtenida en su proceso de elaboración, aquéllas se convierten en un instrumento que, no exento de limitaciones, facilita el conocimiento sobre diversos efectos económicos de una marea negra que suponen alteraciones, por diversas vías, de los flujos de mercado. No todos estos efectos tienen lugar a la vez, sino que se suceden en diferentes etapas, pudiendo en cada una de ellas, y mediante la combinación con otros datos estadísticos, realizar un cálculo monetario tanto de las consecuencias directas sobre ciertos sectores como las indirectas para el conjunto de la economía. La realización de unas TIO-Pesca para momentos posteriores a la catástrofe (varios años después) serviría, además, para detectar en qué medida las alteraciones en la economía tuvieron o no consecuencias sobre la estructura productiva pesquera.

7. CONCLUSIONES

La indemnización de daños causados por mareas negras dista mucho de la valoración económica de los mismos, por lo

que se hace patente la necesidad de avanzar en el debate metodológico en el seno de la Unión Europea y en lograr acuerdos que permitan incorporar a la legislación estatal y comunitaria las indicaciones precisas sobre metodologías a aplicar y cómo aplicarlas para la estimación de daños. Al mismo tiempo, éstas deberían ser aceptadas por las instituciones responsables y por los Estados miembros, con el fin de permitir una reparación urgente de los daños y una compensación total y sin dilaciones a las poblaciones afectadas por catástrofes de esta naturaleza.

Los efectos económicos de una catástrofe como la del *Prestige* sobrepasan con mucho los efectos ceñidos a un sector económico. El tejido económico se ve dañado de un modo más extenso de lo deseable y de lo pretendido por las instancias públicas. Es, así, que afirmamos que después de una catástrofe de la envergadura de una marea negra, la reducción de actividad inmediata en ciertos ámbitos tiene implicaciones económicas generales y no simplemente sectoriales. Y, a su vez, los efectos que sufra la pesca van a ser transmitidos, a través de relaciones interindustriales, al resto de la economía.

Como se indicó, hay múltiples métodos que permiten valorar, desde un punto de vista económico, el daño causado y, aún cuando en el caso de la marea negra del *Prestige*, el marco jurídico estatal y comunitario no es propicio para la compensación de todos los daños provocados se hace necesario determinar el valor económico total. Gran parte de este daño está formado por los impactos comerciales sobre actividades económicas que dependen de los recursos naturales dañados. Así, el análisis *input-output*, encuadrado en las técnicas de mercado, y

más concretamente las TIO-Pesca99 son instrumentos muy importantes para analizar los posibles efectos de la marea negra sobre el sector pesquero y sobre todos aquellos sectores de la economía que se interrelacionan con él. Este efecto multiplicador de los efectos muestra que una vez roto el equilibrio existente, la convulsión es padecida por la sociedad en su conjunto. No por ello, podemos omitir

ciertas limitaciones que, en parte, dependen del propio documento y, en parte, del estado estadístico general. Aun así, es quizás desde esta perspectiva, la de contemplar los efectos para el conjunto de las actividades productivas de una economía, aun cuando el impacto se inicie en sectores concretos, que las TIO contienen una potencialidad analítica superior a otras fuentes estadísticas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSAF, G.B.; KROETCH, B.G.; MATHUR, S.C. (1986): «Nonmarket valuations of accidental oil spills: A survey of economic and legal principles». *Marine Resource Economics*. Vol. 2, núm. 3, p. 211-237.
- BONNIEUX, F.; DAUCE, P.; RAINELLI, P. (1980): *Impact socio-économique de la marée noire provenant de l'Amoco-Cadiz*. Institut National de la Recherche Agronomique. 248 p. ISBN: 2-85340-322-X.
- BONNIEUX, F.; RAINELLI, P. (1982): «Oil spills and tourism: case study of the Amoco Cadiz». En: OCDE. (eds.). *The cost of oil spills*. Expert studies presented to OECD Seminar. Paris. p. 150-163.
- BONNIEUX, F.; RAINELLI, P. (2002): «Evaluation des dommages des marées noires: illustration à partir du cas de l'Erika et des pertes d'aménité des résidents». Séminaire Fourgeaud, 25 de setembro de 2002. 17 p. <http://www.rennes.inra.fr/economie/pdf/fourgeaud.pdf>.
- BROWN, G. (1982): «Estimating no-market economic losses from oil spills: Amoco Cadiz, Steuart Transportation, Zoe Colcotroni». En: OCDE (eds.): *The cost of oil spills*. Expert studies presented to OECD Seminar. Paris, p. 191-204.
- BROWN, G. (1992): *Replacement cost of birds and mammals*. 16 p. <http://www.oilspill.state.ak.us/pdf/econ4.pdf>.
- CARSON, R.T.; HANEMANN, W.M. (1992): *A preliminary economic analysis of recreational fishing losses related to the Exxon Valdez oil spill*. A report to the Attorney General State of Alaska. 14 p. <http://www.oilspill.state.ak.us/pdf/econ1.pdf>.
- CARSON, R.T.; MITCHELL, R.C.; HANEMANN, W. M.; KOPP, R.J.; PRESSER, S.; RUUD, P.A. (1992): *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*. A report to the Attorney General of the State of Alaska. 126 p. <http://www.oilspill.state.ak.us/pdf/econ5.pdf>.
- CHAPMAN, D.J.; HANEMANN, W.M. (2001): «Environmental damages in court: the American Trader case». En: Heyes, A. (ed.). *The Law and Economics of the Environment*. Edward Elgar. pp: 319-367.
- COHEN, M.J. (1995): «Technological disasters and natural resource damage assessment: An evaluation of the Exxon Valdez oil spill». *Land Economics*. Vol. 71, núm. 1, p. 65-82.
- CONGAR, R. (1982): «Estimation of production lost by small-scale independent fishing as a result of the Amoco Cadiz oil spill». En: OCDE (eds.). *The cost of oil spills*. Expert studies presented to OECD Seminar. Paris. pp. 164-175.
- DEACON, R.T.; KOLSTAD, C.D. (2000): «Valuing beach recreation lost in environmental accidents». Informe Inédito.
- DUNFORD, R. (1992): «Natural resource damages from oil spills». En: TIETENBERG, T.H. (eds.). *Innovation in environmental policy: Economic and legal aspects of recent development in environmental enforcement and liability*. Edward Elgar. p. 165-193.
- EUROSTAT. *Sistema Europeo de Cuentas. SEC 1995*. 1996.
- FEDERAL REGISTER. (1993): *Report of the NOAA panel on Contingent Valuation*. Washington D.C. US Government. 1993, vol. 58, núm.10. pp. 4601-14.
- FEDERAL REGISTER. (1994): *Natural resource damage assessment: Proposed rules*. Washington D.C. US Government. Vol. 59, núm. 5. pp. 1062-91.
- GARCIA NEGRO, M. C. (dir.). (1997): *Táboa Input Output Pesca Conserva Galega 1995*. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Xunta de Galicia.
- GARCIA NEGRO, M. C. (dir.). (2003a): *Táboas Input Output Pesca Conserva Galegas 1999*. Conse-

- llería de Pesca e Asuntos Marítimos. Xunta de Galicia.
- GARCIA NEGRO, M.C. (2003b): «Consideracións sobre o estudo dos danos económicos nos sectores productivos directamente vinculados ás actividades mariñas. O caso do Aegean Sea», En Consello da Cultura Galega. Actas del seminario científico internacional *Efectos económicos sociais e ambientais da marea negra do Prestige*, pp, 353-417.
- GARCIA NEGRO, M.C., DOLDÁN GARCIA, X.R., NOGUEIRA MOURE, E., SÁLAMO OTERO, P.R., BABÍO ARCA, R. y BLANCO DOPICO, I. (1994): *Primeira avaliación dos danos provocados pola maré negra do Aegean*, Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Santiago de Compostela.
- GARCIA NEGRO, M.C., ROS, J., BABÍO ARCA, R.; BLANCO DOPICO, I.; DOLDÁN GARCIA, X.R.; NOGUEIRA MOURE, E., SÁLAMO OTERO, P (1995): *Dic-tame sobre os efectos do accidente do Aegean Sea. Avaliación económica e ecolóxica*, Comisión de Confrarias afectadas polo Aegean Sea, Santiago de Compostela. (Informe presentado en el juicio por el accidente del Aegean Sea).
- GARCIA NEGRO, M.C., DOLDÁN GARCIA, X.R., NOGUEIRA MOURE, E., GARCÍA GONZÁLEZ, J.R., FERNÁNDEZ TABOADA, M.A., SÁLAMO OTERO, P.R., BABÍO ARCA, R. y BLANCO DOPICO, I. (1999): *Avaliación dos danos provocados pola maré negra do «Aegean Sea»*. Informe 1998 Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, Santiago de Compostela. (Existen informes parciales para los años 1995, 1996 y 1997).
- GRIGALUNAS, T.A.; ANDERSON, R.C.; BROWN, G.M.; CONGAR, R.; MEADE, N.F.; SORENSSEN, P.Y. (1986): «Estimating the cost of oil spills: lessons from the Amoco Cadiz Incident». *Marine Resource Economics*. Vol. 2, núm. 3, p. 239-262.
- GRIGALUNAS, T.A.; OPALUCH, J.J.; DIAMANTIDES, J.; MAZZOTTA, M. (1998): «Liability for oil spill damages: issues, methods and examples». *Coastal Management*. Vol. 26, p. 61-77.
- HAUSMAN, J.A.(Ed.). (1993): *Contingent valuation: A critical assessment*. Amsterdam: North Holland. 503 p. ISBN. 0-444-81469-8.
- HAUSMAN, J.A.; LEONARD, G.K.; MCFADDEN, D. (1993): «Assessing use losses caused by natural resource injury». En: HAUSMAN, J. (ed.). *Contingent Valuation. A critical assessment*. Elsevier Science Publishers B.V. pp. 341-363.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (INE). *Clasificación Nacional de Productos por Actividades 1996 (CNP-96)*.
- KAHNEMAN, D.; KNETSCH, J. (1992): «Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction». *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 22, p. 57-70.
- LAMPHEAR, F.C., RESTREPO, C.E. (1982): *IXTOC I Oil Spill Economic Impact Study - Input-Output model for economic analysis*. US Department of the Interior, Bureau of Land Management Gulf of Mexico OCS Office, New Orleans, LA. Vol. III - NTIS N.º PB82-217878. 110 p.
- MCDOWELL GROUP (1990): *An assessment of the impact of the Exxon Valdez oil spill on the Alaskan Tourism Industry*. 96 p. <http://www.oilspill.state.ak.us/pdf/econ3.pdf>.
- MEAD, W.J.; SORENSSEN, P.A. (1970): «The economic cost of the Santa Barbara oil spill». En: *Santa Barbara Oil Spill Symposium: An economic inquiry*. Reston VA: US Geological Survey.
- MENDELSSOHN, R. (1993): *The effect of the Alaskan oil spill on Alaskan salmon prices*. Informe Inédito.
- MILLS, M.J. (1992): *Alaska sport fishing in the aftermath of the Exxon Valdez oil spill*. Alaska Department of Fish and Game. 172 p. <http://www.oilspill.state.ak.us/pdf/econ2.pdf>.
- MITCHELL, R.C.; CARSON, R.T. (1989): *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Washington DC, Resources for the Future. 499 p. ISBN. 0-915707-32-2.
- MOORE, L.Y.; FOOTITT, A.J.; REYNOLDS, L.M.; POSTLE, M.G.; FLOYD, P.J.; FENN, T.; VIRANI, S. (1998): *Sea Empress cost-benefit analysis*. Environment Agency. R&D. Technical Report P119.
- NORTHERN ECONOMICS (1990): *Economic impacts of the SS Glacier Bay Oil Spill*. Mineral Management Service.
- OCDE (1982): *The cost of oil spills*. Expert studies presented to OECD Seminar. 252 p.
- OKUYAMA, Y., HEWINGS, G.J.D., SONIS, M. (1999): «Economic impacts of an unscheduled, disruptive event: A Miyazawa multiplier analysis». En G.J.D. HEWINGS, M. SONIS, M. MADDEN, Y. KIMURA (eds.): *Understanding and interpreting economic structure*. Springer-Verlag: 113-144.
- OKUYAMA, Y., HEWINGS, G.J.D., SONIS, M. (2001): «Economic impacts of unscheduled events: Sequential interindustry model (SIM) approach». Seminar at the ESALQ, Universidade de Sao Paulo, Brasil.
- ROWE, R.D.; SHAW, D.; SCHULTZE, W. (1992): «Nes-tucca oil spill». En: WARD, Y., DUFFIELD, J. (eds.): *Natural Resource Damages: Law and Economics*. John Wiley & Sons.
- XUNTA DE GALICIA: *Táboa Input-Output e Contabilidade Rexional de Galicia 1998*.

Medidas preventivas para evitar los vertidos de crudo: un enfoque desde la economía

En este artículo analizamos el poder disuasorio de los sistemas de inspección y vigilancia puestos en funcionamiento en los Estados Unidos y en la Unión Europea con el objetivo de asegurar que los buques que transportan hidrocarburos cumplan con los requisitos de navegabilidad y mantenimiento exigibles bajo la legislación correspondiente. En particular analizamos las características disuasorias de la legislación norteamericana e internacional a la luz de las enseñanzas de la teoría económica; discutimos las características de los sistemas de inspección y vigilancia implantados tanto en los Estados Unidos como en la Unión Europea; y concluimos recomendando medidas que incrementarían la efectividad de estas prácticas.

Artikulu honetan, Estatu Batuetan eta Europar Batasunean abiarazitako ikuskapen- eta jagoletza-sistemen disuasio-ahalmena aztertzen dugu. Sistema horien helburua da hidrokarburoak garraiatzen dituzten itsasontzi guztiek dagokion legeriaren arabera exijitzekoak zaizkien nabigagarritasun-eta mantentze-baldintzak bete ditzatela. Zehazki, Ipar Amerikako eta nazioarteko legeriaren disuasio-ezaugarriak aztertzen ditugu, teoria ekonomikoari buruzko irakaskuntzen argitan. Estatu Batuetan eta Europar Batasunean abiarazitako ikuskapen- eta jagoletza-sistemen ezaugarriak eztabaidan jartzen ditugu eta, amaitzeko, jardunbide horien eraginkortasuna areagotuko luketen neurriak gomendatzen ditugu.

This paper analyzes the deterrence properties of the inspection and detection systems implemented in the United States and in the European Union aimed at insuring that the necessary levels of care and maintenance regulated by international agreements are taken into account by oil tankers. In particular, we analyzed the punitive value of the United States and International legislation at the light of the insight provided by economic theory; we discuss the characteristics of the United States and European inspection and detection systems and finish giving some recommendations for policy improvement.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. La descripción del problema: las características del transporte de hidrocarburos
 3. Las enseñanzas de la teoría de la regulación: un enfoque económico
 4. La legislación internacional o la historia de una dicotomía
 5. ¿Han sido estas medidas efectivas?
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: regulación, sistemas de inspección, vigilancia

N.º de clasificación: JEL: Q52, Q53, D62, K32

1. INTRODUCCIÓN

El episodio del *Prestige* no es un fenómeno aislado, sino un eslabón más en una larga cadena que incluye vertidos recientes como los del *Erika* (1999), *Laura D'Amato* (1999), *Aegean Sea* (1992), *Haven* (1991) o *Exxon Valdez* (1989), y otros más remotos como los del *Torrey Canyon* (1967) o *Amoco Cadiz* (1978). Para reducir la frecuencia y magnitud de estos vertidos debemos aislar y comprender los mecanismos y factores que los ocasionan así como diseñar políticas que minimicen su ocurrencia. Para conseguir este doble objetivo es necesario, por un lado, clarificar y entender los incentivos económicos que se establecen entre los diversos agentes involucrados en el transporte marítimo de hidrocarburos —propietarios de buques, fletadores, aseguradoras, sociedades de clasificación,

Protection & Indemnity Clubs, y agencias reguladoras— y que facilitan la existencia de una flota obsoleta y proclive a la realización de vertidos. Y por otro, comprender las características de la regulación existente e identificar sus limitaciones. Con este artículo queremos contribuir a la clarificación de estas interacciones.

A pesar de los esfuerzos realizados para unificar legislaciones, regímenes de responsabilidad y criterios compensatorios, siguen existiendo dos tradiciones distintas para abordar las consecuencias legales asociadas a los daños medioambientales causados por el transporte de hidrocarburos: la norteamericana y la internacional. Aunque existen diferencias significativas en los detalles de aplicación, ambas tradiciones comparten una estructura común basada en un régimen de responsabilidad

estricta, en la existencia de fondos compensatorios financiados por empresas petroleras y en la aplicación de unos sistemas de inspección y vigilancia administrados por las autoridades portuarias correspondientes. En este artículo presentamos las características más destacadas de ambos sistemas y las analizamos a la luz de las enseñanzas de la teoría de la regulación, con el objeto de hacer más diáfanas sus limitaciones y ser capaces de solucionarlas con mayor efectividad. Entender el alcance de estas limitaciones nos permitirá formular recomendaciones de política y proponer nuevas normativas que incentiven la renovación de la flota y la capacitación de la tripulación.

A continuación, describimos las características económicas del problema. En la tercera sección presentamos las aportaciones de la teoría económica susceptibles de contribuir a la solución de este tipo de problemas desde la perspectiva de la regulación óptima y desde la de la teoría de juegos. Seguidamente analizamos las características más distintivas tanto de la legislación norteamericana como de la internacional haciendo hincapié en sus limitaciones y disparidades. También mostramos las características distintivas de ambos sistemas de inspección y vigilancia. Para concluir nuestro análisis expondremos nuestras recomendaciones de política económica.

2. LA DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA: LAS CARACTERÍSTICAS DEL TRANSPORTE DE HIDROCARBUROS

La mayor parte del crudo es transportado en grandes petroleros; la edad media de estos buques supera los 20 años,

el 70% no poseen doble casco, y el 50% navega bajo banderas de conveniencia al servicio de sociedades domiciliadas en paraísos fiscales y con tripulaciones poco cualificadas (Intertanko, 2001). Por otro lado, la oferta de petroleros es a corto plazo inelástica con respecto al precio. Si la demanda de transporte de crudo aumenta, sólo se puede responder incrementando su precio. Si éste aumenta lo suficiente, resulta rentable fletar cualquier navío aunque su estado sea lamentable. Cuanto mayor es la demanda, mayor es el margen de beneficios para las navieras, mayor el número de viajes que realizan estos barcos y menor el tiempo destinado a operaciones de mantenimiento ya que el coste de oportunidad de una operación de este tipo incrementa con la demanda de fletes (Burrow *et.al.* 1974, Bradley, 1972 y Zannetos, 1966).

La flota mundial de buques cisterna está constituida por un total de 348 millones de toneladas de arqueo bruto¹. La primera bandera de registro es Panamá que representa el 17% del total de la flota (siempre medida en toneladas de arqueo bruto), seguida de Liberia con el 9% y Grecia, Bahamas y Malta con el 5% cada una de ellas. La industria del transporte de hidrocarburos presenta una estructura competitiva², existe un gran número de pequeños propietarios de buques. A menudo cada navío constituye una empresa, el servicio que ofrecen —el transporte del crudo— es esencialmente homogéneo y el acceso a los precios de los fletes es fácil

¹ Estos datos corresponden a enero de 2004, y han sido obtenidos de la serie de *Transport Statistic Report* del *Department for Transport of the United Kingdom Government*.

² Con la excepción de los buques propiedad de las grandes empresas extractivas.

e inmediato. Bajo estas circunstancias, la estrategia de maximizar beneficios por parte de los propietarios de los buques tiene como consecuencia la contratación de una tripulación escasa y poco preparada que debe mantener el calendario y los plazos de entrega independientemente de las condiciones climáticas y de las características del navío.

Los grandes incidentes son debidos a colisiones y hundimientos (Kim, 2003). Sin embargo, se calcula que entre el 60% y el 95% de estos grandes incidentes responden a factores humanos (Card, 1995) entre los que cabe citar, por ser los más frecuentes, la fatiga física, los fallos de comunicación, la insuficiente experiencia en el manejo de este tipo de buques, y una tripulación de dimensiones reducidas. Hechos que son el resultado de la gran presión existente en la industria del transporte de hidrocarburos debido a su estructura altamente competitiva.

Cabe señalar además que la propia organización de la industria aseguradora ayuda a diluir las responsabilidades por los costes de un vertido. Los buques petroleros están sujetos a dos tipos de seguro³: el de casco y el de carga. El primero de ellos hace referencia a la estructura del propio navío, a sus características técnicas y a su capacidad de navegar. Así este tipo de seguro incluye el casco, los motores y otras partes del buque. Las aseguradoras requieren que los barcos sean inspeccionados por empresas especializadas llamadas «sociedades de clasificación» como *Lloyd's Register of London*, *American Bureau of Shipping* o

Veritas Shipping que certifican que el buque cumple ciertas condiciones de navegabilidad. Una sociedad de clasificación es una organización por lo general privada e independiente que determina las características y los estándares de construcción y mantenimiento que debe satisfacer un navío. Asimismo estas sociedades mantienen un cuerpo de inspectores que lleva a cabo las operaciones de reconocimiento necesarias para garantizar que los navíos clasificados cumplan con los estándares de navegabilidad estipulados por la sociedad. Existen alrededor de 40 sociedades de clasificación, algunas más exigentes que otras, pero la competencia por obtener contratos ha fomentado que todos los estándares se relajasen. Según Heimer (1985) sólo el hecho de que la sociedad de clasificación haya tenido dos clientes, la naviera y la aseguradora ha evitado una caída en picado de los estándares de navegabilidad. La naturaleza de las relaciones que se han establecido entre estos tres tipos de agentes ha sido uno de los factores que ha permitido el deterioro de las condiciones de navegabilidad.

Los *Protection and Indemnity Clubs* (P&I) aseguran a los buques por daños a terceros causados por la carga que transportan. Actúan como aseguradoras privadas formadas por las propias navieras, que así obtienen un mecanismo que les permite compartir los costes causados por un accidente. Oficialmente, el club paga los costes de los vertidos ocasionados por uno de sus miembros hasta una cierta cuantía. Sin embargo, las elevadas sumas alcanzadas por dichos costes propiciaron que estos clubs se asociasen para formar el *International Group* (Gallagher, 1985). Este superclub, que incluye al 85%

³ Existen otros tipos de seguros que atañen, por ejemplo, a la salud y seguridad de la tripulación.

de la flota mundial, facilita un mecanismo para compartir los costes derivados de un vertido, por encima de 5 millones de dólares y hasta un límite de 4,25 billones, siempre que existan indicios de responsabilidad por parte de la naviera en el accidente. Esta forma de acuerdo incrementa el riesgo de accidentes ya que al repartir los costes de un vertido se reducen los incentivos para el mantenimiento (Dekel y Scotchmer, 1990).

Otro factor que, aunque necesario, reduce las responsabilidades financieras de los propietarios de los buques en caso de vertido, son los fondos internacionales de compensación. En 1967 el petroleo liberiano *Torrey Canyon* vertió 120.580 toneladas de crudo frente a las costas inglesas. La mancha alcanzó 48 kilómetros en longitud y 10 en anchura. Este vertido puso de manifiesto la falta de adecuación de la legislación existente para hacer frente a los problemas ocasionados por los vertidos de grandes dimensiones. Hasta la fecha cuestiones como la cuantía de la compensación por daños, quién debía sufragar tal compensación o quién debía ser el responsable de los daños causados por un vertido no habían sido abordadas en profundidad. Tampoco resultaba claro qué jurisdicción o tribunal era competente para atribuir tales responsabilidades. Así la *Organización Marítima Internacional* (OMI) y el *Comité Marítimo Internacional* (CMI) impulsaron en 1969 la *International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage* (CLC) y en 1971 la *International Convention on the Establishment of an International Fund for Compensation for Oil Pollution Damage* (también llamada *Fund Convention* de 1971).

El efecto combinado de estas dos legislaciones repartía la responsabilidad

por los daños causados entre los propietarios de los buques y los de la carga transportada. El régimen elegido fue de responsabilidad estricta con limitaciones, frente al régimen usual hasta la fecha basado en la existencia de negligencia. En este último caso el causante del vertido sólo sufragaba los daños si se probaba su responsabilidad en el mismo. Con la responsabilidad estricta, las empresas propietarias de los buques causantes de los vertidos deben pagar por los daños ocasionados independientemente de la causa del vertido. Para compensar a la industria de tal cambio de régimen de responsabilidad se estableció un límite máximo a la cuantía de los pagos que los propietarios de los buques estaban obligados a sufragar. Pronto este límite resultó insuficiente —en el caso de grandes accidentes— para hacer frente a todas las compensaciones requeridas por ley. La preocupación por la compensación a las víctimas inspiró la puesta en funcionamiento en 1978 del *International Oil Pollution Compensation Fund* (IOPC Fund) cuyo objetivo es administrar los fondos destinados a pagos compensatorios bajo las directrices de la *Fund Convention* de 1971; acuerdo internacional que establece y atribuye las responsabilidades legales de los costes sociales de un vertido.

A partir de entonces se han creado otros fondos compensatorios también bajo la supervisión de la OMI. Estos fondos se financian a partir de las aportaciones de las empresas que transportan y adquieren hidrocarburos. El fondo calcula las contribuciones anuales de estas compañías de forma proporcional a la cantidad de hidrocarburos adquiridos por las mismas. Este fondo funciona como una compañía aseguradora, creada por los gobiernos pero

financiada por las petroleras. De nuevo, entre las características de esta industria, aparecen condiciones que generan acuerdos que comportan un reparto de los costes en caso de vertido y que reducen los incentivos a la inversión en mantenimiento y capacitación de las tripulaciones. Con este comentario no estamos defendiendo la desaparición de estos fondos, que creemos imprescindibles, sólo señalando las características que afectan al sistema de incentivos económicos que rodea el problema del vertido de hidrocarburos.

Asimismo, otro factor que reduce los incentivos a la inversión en mantenimiento son las leyes de bancarrota. Una forma legal de evitar el pago de los costes asociados con un vertido de petróleo es declararse en quiebra y bancarrota. Ciertos países facilitan y permiten la creación de empresas uni-navío (propietarias de un solo buque), con muy baja capitalización. Una vez se ha accidentado el buque del que son propietarias, estas empresas pueden demostrar, con relativa facilidad, su insolvencia financiera para hacer frente a los costes asociados a un vertido de grandes dimensiones. Como consecuencia, invertir en mantenimiento no es rentable. Los costes de una operación de mantenimiento pueden ser muy elevados, ya que incluyen no sólo los costes directos, resultado de llevar a cabo la inspección sino además el coste de oportunidad del buque⁴. En estas circunstancias es menos costoso hacer frente a los daños derivados de un posible vertido, ya que éstos serán ínfimos al poder acogerse la empresa a la declaración de bancarrota.

Por último, a menudo, en un vertido de petróleo intervienen factores aleatorios y fortuitos, como la climatología, que obstaculizan la asignación de responsabilidades al incrementar la incertidumbre sobre las causas del vertido. Aún en el caso de regímenes de responsabilidad estricta como el que nos ocupa, la dificultad de determinar el origen de la negligencia que causó el vertido dificulta la imposición de multas de elevada cuantía y limita las cantidades sufragadas por los propietarios de los buques. Así, de nuevo, invertir en mantenimiento no es rentable ya que resulta menos costoso hacer frente a los daños derivados de un posible vertido.

Las características de la industria, por tanto, facilitan que resulte más rentable, desde el punto de vista de una empresa naviera, reducir los gastos en mantenimiento e incrementar el riesgo de un vertido que invertir en dicho mantenimiento. Es necesario tener en cuenta estas características de la industria al diseñar los sistemas de regulación de la misma. A continuación, exponemos los resultados de la teoría de la regulación con el objetivo de que nos orienten en el diseño de instrumentos óptimos que se adapten a las necesidades de la industria.

3. LAS ENSEÑANZAS DE LA TEORÍA DE LA REGULACIÓN: UN ENFOQUE ECONÓMICO

3.1. El régimen de sanciones

A menudo la comisión de un delito da lugar a un daño social inmediato, pero en el caso que nos ocupa sólo se generará daño si se produce un vertido. Tal como

⁴ Operar un buque petrolero de tamaño mediano, 120.000 Tm. de arqueado bruto, cuesta unos 45.000 dólares al día (Nalder, 1994).

en el caso de los accidentes de tráfico —donde la violación del límite de velocidad no siempre desemboca en un accidente—, la insuficiencia en inversiones de mantenimiento sólo incrementa la probabilidad de que se produzca un vertido. La empresa naviera que no cumple con la normativa sobre inversión en mantenimiento o transporta hidrocarburos en buques en deficiente estado de conservación, sólo incrementa la probabilidad de que un vertido ocurra. Únicamente, si tal vertido se produce se generará un daño medioambiental, pero en cualquiera de los casos se comete un delito. En este tipo de incidentes la penalización se puede imponer, *ex-ante*, fundamentada en la comisión de una imprudencia que aumenta la probabilidad de ocurrencia de un vertido; o bien *ex-post*, sobre la base de la ocurrencia real de dicho vertido. Por otro lado, un vertido puede producirse aún si el mantenimiento se ha llevado a cabo correctamente. En tales casos, también, si se produce un vertido se causará un daño que deberá ser sufragado, como indica el régimen de responsabilidad estricta.

El regulador deberá diseñar un sistema de sanciones que sea capaz de comprender todas estas circunstancias punibles. El sistema deberá incluir tanto sanciones *ex-ante* como *ex-post*. Las *ex-ante*, de forma precautoria y para incentivar el abandono de las prácticas negligentes. Las *ex-post*, para posibilitar la aplicación del régimen de responsabilidad estricta e identificar las causas del vertido. La imposición de un régimen de responsabilidad estricta, *ex-post*, no impide atribuir multas de cuantía diferente a vertidos con causas distintas, ni penalizar especialmente aquellos cuya causa primaria esté

asociada a deficiencias de mantenimiento o a insuficiencias en inversión precautoria. La inspección *ex-post* permite que la cuantía de la multa difiera dependiendo de las causas del vertido.

Cualquiera de los dos enfoques puede dar lugar a un nivel óptimo de disuasión (Polinsky y Shavell, 2000). Sin embargo, una regulación *ex-post* orientada hacia la penalización de los grandes desastres sería poco eficaz ya que los grandes vertidos de petróleo son hechos aislados y poco frecuentes. Por tanto, el principal hecho punible debe ser el comportamiento negligente y reiterado que incrementa la frecuencia de vertidos aunque no llegue a causar jamás ninguno. Para sancionar este tipo de comportamientos la agencia reguladora deberá impulsar la vigilancia e inspección rutinaria, *ex-ante*, de todo tipo de buques. Las pequeñas infracciones cometidas regularmente por los buques petroleros son un objeto apropiado de regulación ya que indican un bajo nivel de mantenimiento o una tripulación con un inadecuado nivel de formación. En el caso de detectar el incumplimiento de una normativa la agencia reguladora sancionará al propietario del navío. Las sanciones serán de carácter administrativo y la determinación de su cuantía deberá tener en cuenta el volumen de los daños que tales irregularidades pueden contribuir a causar. No obstante, un sistema de inspección y vigilancia cuyo objetivo sea reducir la frecuencia de vertidos de hidrocarburos deberá ser capaz de aislar las causas de los vertidos. Por tanto, la regulación *ex-post* también será necesaria. Si un vertido llega a materializarse, el agente responsable del mismo deberá hacer frente no sólo al pago de los daños causados sino a las sancio-

nes asociadas al vertido que deben depender de las causas que llevaron al mismo.

El régimen sancionador existente se basa en la *responsabilidad estricta*. Sin embargo, la agencia reguladora podría haber escogido entre este régimen sancionador u otro basado en la existencia de *negligencia*. En el caso de la responsabilidad estricta, cualquier tipo de vertido independientemente de su causa u origen será penalizado, y la empresa responsable del buque que ha realizado el vertido deberá hacer frente a la penalización independientemente de su comportamiento. Nótese que en este régimen la ausencia de responsabilidad penal no eximirá del pago de los daños causados a las víctimas del vertido. Bajo este régimen, aún en el caso de que el vertido haya sido totalmente accidental, el buque responsable deberá hacer frente a los pagos compensatorios. Por el contrario, y en el caso de un régimen basado en la negligencia, la penalización y su cuantía dependerían de la causa del vertido. La empresa sólo sería responsable si hubiese cometido un acto socialmente indeseable, como llevar a cabo un mantenimiento insuficiente.

Si un agente es neutral al riesgo ambos regímenes son equivalentes (Brown, 1973). Sin embargo los sistemas basados en regímenes de negligencia son más difíciles de administrar. En un sistema de responsabilidad estricta la agencia reguladora sólo debe determinar la cuantía de la sanción. Por el contrario en un régimen de negligencia es necesario averiguar además las responsabilidades de la empresa propietaria del buque. A menudo en un vertido de petróleo intervienen factores aleatorios y fortuitos, como la clima-

tología, que obstaculizan la asignación de responsabilidades. La dificultad de determinar el origen del vertido dificulta la imposición de multas y limita las cantidades sufragadas por los propietarios de los buques. Una regulación basada en la responsabilidad estricta evita este tipo de dificultades.

También se argumenta que los sistemas basados en regímenes de responsabilidad estricta son injustos, ya que todos los agentes —negligentes y no negligentes— son penalizados. Sin embargo, este argumento supone que bajo un régimen de negligencia la agencia reguladora puede determinar con precisión la culpabilidad o el grado de responsabilidad de un buque en un vertido, hecho que, a menudo, resulta improbable dadas las circunstancias bajo las que ocurren estos vertidos. Polinsky (1980) y Shavell (1980), argumentan por el contrario, que los regímenes de responsabilidad estricta incentivan más fácilmente el comportamiento correcto por parte de los agentes regulados. En un sistema de responsabilidad estricta los buques pagan por el daño causado independientemente de la causa del vertido, por tanto, al decidir el nivel de actividad que llevarán a cabo —por ejemplo, cuánto petróleo transportarán— tendrán en cuenta estos posibles costes y los computarán en el precio del servicio. Los consumidores, por tanto, se enfrentarán al precio óptimo del servicio.

Sin embargo, bajo un régimen de negligencia las empresas reguladas no tendrían en cuenta *todo* el daño que son capaces de causar ya que sólo pagarían cuando la agencia reguladora fuese capaz de mostrar que el vertido es resultado de un comportamiento negligente. Lo que sí se vería incentivado con este tipo

de regulación serían los comportamientos tendentes a evitar que dichas empresas fuesen encontradas culpables. Como hemos comentado anteriormente, en el caso que nos ocupa existen factores que pueden contribuir a exonerar a las empresas propietarias de los buques al menos parte de la responsabilidad, como son los factores climatológicos o las actuaciones inapropiadas de terceros⁵. Naturalmente el resultado en estos casos sería que los propietarios de los buques no computarían el coste social total de los posibles vertidos y llevarían a cabo un volumen de actividad superior al óptimo. Bajo esta perspectiva la ventaja de un régimen de responsabilidad estricta aumenta con la cuantía del daño; cuanto mayor sea el coste social resultante de la actividad, más relevante será el efecto del coste social en el nivel de actividad. Bajo este punto de vista, y dado que los vertidos de hidrocarburos pueden llegar a ser muy costosos socialmente, establecer un régimen de responsabilidad estricta parece el más adecuado para este tipo de problemática.

Por último, un sistema de negligencia posibilita la existencia de *loopholes* o escapatorias que evitan el pago de las penalizaciones a los agentes responsables de un vertido. Así, en el caso de un régimen de responsabilidad estricta, las empresas responsables de un vertido deberán pagar los costes y sanciones asociados al mismo independientemente de su grado de culpabilidad, con lo cual no existirán incentivos por parte de las empresas a realizar esfuerzos que dificulten o disimulen la

atribución de culpabilidad. Esos esfuerzos sí existirían en el caso de un régimen basado en la negligencia. En este caso los esfuerzos por probar la ausencia de responsabilidad en la ocurrencia de un vertido tendrían como compensación la exención del pago de las sanciones. Claramente, este tipo de incentivos será negativo para el correcto funcionamiento del sistema de inspección y sanción.

Sin embargo, cualquier política que pretenda incentivar el comportamiento adecuado y el mantenimiento de una flota en condiciones deberá, además de descansar en un sistema de sanciones basadas en un régimen de responsabilidad estricta, desarrollar una política activa de inspección y vigilancia que incremente la probabilidad de identificar la existencia de negligencias. El cumplimiento efectivo de la ley requerirá el desarrollo de sistemas de vigilancia capaces de detectar a los agentes que incumplan la normativa. A continuación analizaremos la eficacia de diversos sistemas de inspección y vigilancia.

3.2. Los sistemas de inspección y vigilancia

Nuestro objetivo es analizar aquellos sistemas de inspección capaces de inducir niveles adecuados de mantenimiento y formación en el transporte de hidrocarburos. Para ello analizaremos las conclusiones obtenidas de los modelos capaces de plasmar las interacciones dinámicas entre las empresas propietarias de buques y la agencia reguladora. Revisaremos las contribuciones de la teoría económica a los sistemas de inspección y vigilancia centrándonos en los modelos

⁵ Por ejemplo, en el caso del *Prestige*, se podría atribuir el vertido a la actuación poco apropiada del Gobierno español aunque las condiciones de navegabilidad del buque fueran claramente deficitarias.

en los que una combinación de sucesos y de actos humanos puede terminar por provocar vertidos no deseados. Esta literatura, por lo general, supone la existencia de una agencia reguladora que, entre otras acciones, promulga leyes, determina las características estructurales de los buques, dicta los niveles apropiados de mantenimiento, y fija el grado de formación de la tripulación. El objetivo de la agencia es fomentar el cumplimiento de estas normas sujeta a una restricción presupuestaria. El objetivo de las empresas es minimizar los costes asociados al transporte de hidrocarburos que incluyen el del control de la contaminación. La agencia puede inspeccionar los buques. Las empresas reguladas percibirán el proceso de inspección como un coste. Si el buque es descubierto incumpliendo la ley tendrá que pagar la multa asociada con dicha violación e instalar o mantener el equipo necesario para satisfacer la normativa legal.

El proceso de inspección más tradicional es el aleatorio, donde todos los buques tienen la misma probabilidad de ser inspeccionados. Russell *et al.* (1986) mostraron que para toda empresa existe una probabilidad k de inspección tal que, para cualquier probabilidad mayor que k , la estrategia óptima es cumplir con la legalidad. Para esta parte de la población realizar las inversiones de mantenimiento será la respuesta adecuada a este tipo de inspección. Inspeccionar aleatoriamente a una fracción k de los agentes regulados tiene el efecto de inducir el comportamiento deseado en la parte de la población que percibe k veces la multa como una penalización suficientemente elevada. Como corolario del resultado anterior, podemos afirmar que no resultará

conveniente inspeccionar a dichas empresas con una probabilidad h menor que k . Únicamente una probabilidad de inspección mayor que k da incentivos a las empresas a cumplir la ley. Por tanto, realizar inspecciones con una probabilidad $h < k$ garantiza a las empresas que la contravención de la normativa es la estrategia maximizadora de beneficios.

La inspección aleatoria no es el único sistema de inspección posible. Por un lado, desaprovecha información sobre las diferentes características de los buques. No todos los buques tienen la misma probabilidad de cometer vertidos, por tanto la eficiencia de los sistemas de inspección y vigilancia podría incrementarse al tener en cuenta estas diferencias. Los sistemas de inspección aleatoria, además, consideran una realidad fundamentalmente estática (o repetida) entre las empresas de transporte de hidrocarburos y la agencia. Estos modelos no captan las relaciones dinámicas y el comportamiento estratégico a que el transporte de hidrocarburos da lugar entre empresas y agencia. Para estudiar la relevancia de este tipo de interacciones deberemos considerar los sistemas de inspección y disuasión dinámicos. Landsberger y Meilijson (1982) y Greenberg (1984) fueron los primeros en mostrar que, en casos de interacción repetida, la efectividad de la inspección puede ser mejorada introduciendo una relación entre el resultado de una inspección y la probabilidad de ser inspeccionado en el periodo siguiente. Más específicamente, mostraron que si el descubrimiento de una irregularidad hoy incrementa la probabilidad de ser inspeccionado en el futuro, los incentivos a cumplir con las normas incrementan. Sus modelos fueron diseñados para minimizar el número de contribu-

yentes que defraudaba a Hacienda. Landsberger y Meilijson clasifican a los agentes en dos tipos. Los contribuyentes pertenecientes al grupo 1 son inspeccionados con probabilidad p_1 y si son descubiertos infringiendo la normativa son enviados al grupo 2. Los agentes del grupo 2 son inspeccionados más a menudo que los del grupo 1, $p_2 > p_1$, y serán enviados al grupo 1 si después de ser inspeccionados no infringen la ley. Nótese que un agente permanecerá en el grupo 2 hasta que no sea inspeccionado y las multas por infracción a las que deberá hacer frente son más elevadas en el grupo 2 que en el 1. Con este modelo Landsberger y Meilijson muestran que la agencia incrementa los ingresos recaudados aplicando este tipo de inspección por clases frente a la inspección aleatoria manteniendo el mismo nivel de obediencia de la ley.

Por su parte Greenberg (1984) prueba —en un contexto de juegos repetidos, bajo condiciones de información asimétrica y con el objetivo de minimizar el número de agentes que defraudan a hacienda— que clasificar a los agentes en distintos grupos, dependiendo de su comportamiento pasado, resulta preferible a su vigilancia aleatoria. Su resultado más importante reside en demostrar que la proporción de agentes que violan la ley se puede reducir arbitrariamente, independientemente del presupuesto de la agencia. No obstante, esta conclusión espectacular depende de tres supuestos cruciales: a) La tasa de descuento es cero, b) la cuantía de las multas no está acotada superiormente y por tanto la estrategia óptima de un agente que sabe va a ser inspeccionado es cumplir con la ley, y por último que c) los agentes deciden con precisión el volumen de la violación.

En su modelo todos los contribuyentes clasificados en el grupo 1 (cielo) son inspeccionados a una tasa p_1 , si son descubiertos infringiendo la ley son clasificados como tipo 2 (tierra). Los contribuyentes en el grupo 2 son inspeccionados con menor frecuencia que los del grupo 1, en particular a una tasa $p_2 < p_1$, pero si son de nuevo identificados infringiendo la ley su castigo es más severo, son enviados al grupo 3 (*infierno*). Los contribuyentes del grupo 2 que no violan la ley son enviados de nuevo al grupo 1. Los contribuyentes del grupo 3 son inspeccionados durante cada ejercicio aunque no cometen ninguna infracción y son considerados como tipo 3 para siempre. El *infierno* es un estado absorbente. En su modelo Greenberg, además, supone que nunca será rentable para un agente que conoce con certeza que va a ser inspeccionado (como los del grupo 3) infringir la ley, ya que la multa que la agencia le puede imponer supera sus costes de mantenimiento.

Según estos supuestos, Greenberg mostró que es posible seleccionar p_1 y p_2 , tal que a medida que la tasa de descuento disminuya, todos los contribuyentes del grupo 2 tengan incentivos para cumplir con la normativa debido a las graves consecuencias que tendría ser clasificados como tipo 3. Las consecuencias de ser enviado al grupo 3 son tan graves que incluso si la probabilidad p_2 fuese arbitrariamente baja ningún agente clasificado como tipo 2 tendría incentivos a defraudar a hacienda. La agencia puede reducir los gastos en inspección arbitrariamente porque ningún agente acabará clasificado como tipo 3 y los únicos recursos necesarios que se requerirán para inspeccionar serán los destinados a los grupos 1 y 2. Asimismo, los contribuyen-

tes del grupo 2 son inspeccionados con una probabilidad menor que los del grupo 1 ($p_2 < p_1$), por tanto un mayor número de agentes pasa del grupo 1 al 2 que viceversa. La proporción de agentes en el grupo 2 (no defraudadores) incrementará indefinidamente y por tanto, la proporción de agentes que defraudan a hacienda (sólo un porcentaje del grupo 1) puede ser hecha arbitrariamente pequeña al mantener la mayoría de agentes en el grupo 2.

El realismo de los supuestos utilizados por Greenberg es, sin embargo, cuestionable si tratamos de aplicarlos a la problemática medioambiental. Las tasas de descuento son positivas, las multas, a menudo, no exceden los costes de mantenimiento, y los accidentes pueden ocurrir incluso cuando la intención de la empresa es respetar la legislación. Si bien, en el caso de la renta es posible —i.e., las personas pueden determinar la cantidad a defraudar a la hacienda pública— la decisión carece de sentido cuando se aplica a problemas medioambientales. Las empresas no deciden con precisión la cantidad de hidrocarburos vertida sino que determinan la cuantía de la inversión en mantenimiento del buque. A menudo estos equipos están sujetos a fallos y variaciones en el nivel de funcionamiento. Los accidentes pueden ocurrir incluso cuando la intención de la empresa es respetar la legislación. Debido a esta inadecuación de los supuestos, varios autores adaptaron este modelo a la realidad medioambiental.

Russell en varias de sus contribuciones (1990 y en Russell *et al.* 1986) introdujo la posibilidad de que ocurrieran verdaderos accidentes (i.e., los vertidos involuntarios o accidentes que pueden ocurrir in-

cluso cuando las empresas respetan la ley y llevan a cabo las inversiones en mantenimiento necesarias) y de que la agencia cometiera errores de inferencia, (i.e., errar en la identificación de la fuente del vertido). Mostró que el valor de la tasa de descuento es un supuesto crucial para la efectividad del modelo. Si la tasa de descuento es muy baja, los costes futuros tendrán el mismo peso que los costes actuales y por lo tanto la amenaza de ser clasificada como tipo 3 y de ser tratada como tal (frecuencia de inspecciones igual a 1) tiene un gran poder disuasorio. Sin embargo, muestra además que introducir la ocurrencia de *verdaderos accidentes* en el modelo implica que el grupo 3 no puede ser un estado absorbente, ya que en ese caso, todos los agentes eventualmente terminarían en él y la agencia no podría hacer frente al coste que representaría inspeccionarlos cada periodo con probabilidad 1. A pesar de estas limitaciones, Russell muestra que un sistema de inspección en clases permite a la agencia obtener el mismo nivel de cumplimiento de la ley que la inspección aleatoria, pero a un coste inferior.

Por su parte, Harrington (1988) y también Harford y Harrington (1991) suponen, a diferencia de Greenberg, que la multa máxima que la agencia puede imponer por período no excede los costes de mantenimiento durante el mismo. En este caso ya no es verdad que, si la empresa conoce que va a ser inspeccionada con certeza, su estrategia óptima sea cumplir con la ley y, por tanto, los agentes clasificados en el grupo 3 podrán infringir la ley. El poder disuasorio del grupo 3 desaparece. La proporción de empresas que infringen la ley no puede reducirse arbitrariamente si la cuantía de las multas está superior-

mente acotada. La proporción de las empresas que cumplirá con la ley depende de la cuantía máxima posible de las multas. Cuanto más elevada sea la cuota superior de la multa menor será la proporción de empresas que infringen la ley, lo que sugiere la conveniencia de establecer sistemas de penalización con responsabilidad ilimitada. Asimismo estos autores demuestran que conseguir que una proporción de empresas cumplan con la ley —dadas estas limitaciones de la multas— resulta menos costoso con modelos de 3 clases que con los de 2 clases.

Para resumir diremos que los resultados obtenidos en estos modelos sugieren que clasificar a los buques en grupos con distintas probabilidades de inspección tiene un mayor valor punitivo que la inspección aleatoria. Este resultado es cierto independientemente de la tasa de descuento (con la excepción de un tipo de descuento infinito), siempre y cuando los costes asociados a la permanencia en el grupo de alta prioridad sean suficientemente onerosos. Todos estos modelos contribuyen a mostrar bajo qué condiciones clasificar las empresas en grupos con diferentes probabilidades de inspección, que dependen de su comportamiento pasado, tiene un valor punitivo e inductor de buena conducta y puede ser una manera barata de garantizar la satisfacción de las normas legales. Ahora nos preguntaremos si la legislación actual ha seguido estas sugerencias.

4. LA LEGISLACIÓN INTERNACIONAL O LA HISTORIA DE UNA DICOTOMÍA

El 16 de marzo de 1978 el *Amoco Cadiz* vertió 227.000 toneladas de crudo frente a las costas de la Bretaña Francesa

contaminando 350 kilómetros de costa. Este accidente volvió a poner de manifiesto la insuficiencia de los límites establecidos en el sistema de responsabilidad internacional para hacer frente a los daños ocasionados por los vertidos de grandes dimensiones. Estos límites, recogidos en la CLC de 1969 y la *Fund Convention* de 1971 y que habían sido establecidos a raíz del vertido del *Torrey Canyon*, resultaron insuficientes con el desastre del *Amoco Cadiz*. A raíz de ello, en 1983 la OMI se reunió con el objetivo de revisar dichos límites y reexaminar la distribución de responsabilidades y compensaciones existente entre propietarios de buques y propietarios de la carga. Pero estos nuevos protocolos nunca entraron en vigor, ya que no consiguieron atraer el favor de los Estados Unidos cuya tradición exigía un incremento sustancial de los límites de responsabilidad. En 1992 la OMI modificó las normas de entrada en vigor de estos protocolos para poder facilitar su aprobación, aún con la ausencia de los Estados Unidos, ya que por esas fechas los Estados Unidos, a raíz del vertido del *Exxon Valdes*, ya habían aprobado la *Oil Pollution Act* de 1990 (OPA).

La aprobación de la OPA significó la unificación del tratamiento de las responsabilidades legales que se derivarían de los vertidos en aguas territoriales norteamericanas. Esta ley aborda de forma global la prevención de vertidos de petróleo, así como su limpieza, responsabilidad y compensación en caso de que ocurriese uno de ellos. Con anterioridad a la aprobación de esta ley dicha responsabilidad dependía de varios estatutos y de un gran número de leyes federales y estatales que daban lugar a una gran casuística y a la existencia de una amplia varie-

dad en los límites de responsabilidad. Esta legislación se fundamenta, al igual que la legislación internacional, en el principio de la responsabilidad estricta, pero impone mayores responsabilidades a los propietarios de los buques y a los causantes de los vertidos de hidrocarburos que esta última.

Paralelamente, como ya hemos indicado, en 1992 fueron aprobados los nuevos protocolos de actuación por la OMI: la *International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage* y la *International Convention on the Establishment of an International Fund for Compensation for Oil Pollution Damage*. Estos protocolos establecen y unifican las normas para determinar la responsabilidad y la compensación por daños en el ámbito internacional (fuera de las aguas jurisdiccionales norteamericanas), pero junto con la OPA norteamericana, certifican la existencia de una doble estructura en la legislación internacional por lo que respecta a las normas y protocolos que regulan los regímenes de responsabilidad y compensación asociados a los vertidos de hidrocarburos.

Aunque ambas legislaciones se fundamentan en el régimen de responsabilidad estricta, los límites máximos de responsabilidad son más elevados en el caso de la legislación norteamericana, sobre todo, por lo que respecta a los grandes petroleros. En el año 2000 la OMI actualizó los límites de responsabilidad de la CLC de 1992, pero aún así los límites máximos de la OPA resultan más elevados. La OMI fijó los límites máximos de la compensación por vertidos en 120 millones de dólares, mientras que el límite fijado en la OPA se acerca a los 341 millones de dólares, ya que se determina teniendo en cuenta el

tonelaje del petrolero de mayor tamaño que opera en aguas territoriales norteamericanas⁶. Aunque hay que señalar que *de facto*, la OPA conforma un régimen de responsabilidad ilimitada, a través de las penalizaciones adicionales en las que incurren estos buques, debido a que la ley permite la existencia de responsabilidad adicional bajo la legislación de los estados.

Siendo el límite en la cuantía de la responsabilidad una diferencia de importancia entre ambas legislaciones, no es la más significativa. La mayor diferencia entre estos dos regímenes jurídicos reside en la gama de conceptos susceptibles de admitir reclamaciones por daños (Kim 2003). La OPA permite y especifica una gama más amplia de conceptos y supuestos que admiten compensación por daños, especialmente en lo que afecta a los recursos naturales y a la calidad medioambiental; pero también, por lo que respecta a las pérdidas económicas asociadas con la disminución del valor de la propiedad afectada por el vertido, y con la reducción de los beneficios, rentas u otros tipos de ingresos. Así, cualquier recurso natural dañado admitirá compensación por conceptos como, la restauración, rehabilitación, sustitución o compra del mismo. También se podrá exigir compensación por la disminución del valor de los recursos naturales afectados y los costes asociados con la evaluación de esos daños.

Por otra parte, bajo legislación norteamericana, el acceso a los fondos compensatorios —para complementar las responsabilidades en las que incurren las

⁶ El buque petrolero de mayor tamaño era la *Sea-wise Giant* de 284.891 toneladas brutas.

empresas propietarias de los buques accidentados— es directo si el causante del vertido no admite su responsabilidad, lo que convierte a estos fondos en un instrumento ágil para conseguir compensación por vertidos. En particular, la OPA permite a los agentes afectados acceder a los fondos compensatorios si no se ha llegado a un acuerdo con el causante del vertido en los 90 días siguientes al mismo. En la legislación internacional el acceso a estos fondos es más difícil. Además el límite de compensación en el caso norteamericano alcanza el billón de dólares mientras que el internacional ronda sólo los 270 millones de dólares.

Pero el vertido del *Exxon Valdez* no tuvo como única consecuencia la aprobación de la OPA de 1990, sino que además facilitó la aprobación de una nueva reglamentación de los procesos de inspección llevados a cabo por las autoridades portuarias norteamericanas. En particular en 1994 se aprobó un nuevo *Port State Control Program*, que permite, entre otros: a) clasificar a los buques dependiendo de su peligrosidad, b) controlar la entrada de los considerados *subestándar*⁷ y c) alejar a los clasificados como peligrosos (Viladrich, 2003). Asimismo, en Europa, el 19 diciembre de 2001 se aprobó la Directiva 2001/106/CE del Parlamento Europeo y del Consejo que también modifica los procesos de inspección de los buques que visitan las aguas territoriales de los países miembros de la Unión Europea⁸. El objetivo de estas regulaciones es revisar,

los procedimientos de inspección y las normas de control de los buques que visitan los diversos puertos, así como reducir el número de navíos que incumplen las normas de navegabilidad exigidas por la comunidad internacional⁹. A continuación, describimos y detallamos estos dos procesos de inspección; con posterioridad los comparamos y formulamos las recomendaciones que, a nuestro parecer, incrementarían su eficacia.

El propósito del nuevo *Port State Control Program* norteamericano es reducir la probabilidad de que ocurran vertidos contaminantes en las aguas territoriales norteamericanas. Para ello se fijan como objetivos: identificar y prohibir el tráfico en aguas jurisdiccionales norteamericanas de todos aquellos buques considerados peligrosos, así como fomentar la adopción de medidas que aseguren que los buques que comercien con los Estados Unidos satisfagan unos requisitos mínimos de navegabilidad. El programa reconoce las posibles limitaciones de los recursos destinados a inspección y vigilancia y está diseñado para seleccionar aquellos navíos que presenten una serie de características consideradas peligrosas¹⁰. El objetivo de este sistema es centrar los procesos de inspección en los buques considerados más peligrosos. Para ello clasifica a los buques en cuatro categorías, atendiendo a cinco factores:

⁷ Un buque es considerado subestándar si ha estado involucrado en algún incidente, o está pendiente de alguna reparación u operación de mantenimiento.

⁸ Con posterioridad España armonizó su legislación con dicha Directiva Europea a través del Real Decreto 91/2003 de 24 de enero de 2003.

⁹ Estas normas afectan, en ambos casos, a los buques que navegan bajo bandera extranjera; es decir, en el caso de la regulación norteamericana afecta a buques que navegan bajo un pabellón distinto al norteamericano y en el caso de la europea a buques con pabellón no europeo, que son, en ambos casos la mayoría. Los barcos propios están sujetos a rutinas de inspección periódicas.

¹⁰ El cuerpo de Guardacostas norteamericano es el responsable de llevar a cabo estas inspecciones.

1) la identidad del propietario del navío, 2) la bandera de navegación o pabellón, 3) la sociedad de clasificación, 4) el historial del buque y 5) el tipo de embarcación. A cada navío que entra en un puerto norteamericano se le asigna un número de puntos teniendo en cuenta estas características. A este sistema de puntuación se le denomina *targeting matrix*. El índice de peligrosidad incrementa con la puntuación alcanzada por el navío. A los buques asociados con banderas de conveniencia o sociedades de clasificación con un historial de vertidos e infracciones superior a la media se les asigna un mayor número de puntos. El número de puntos incrementa asimismo con el número de infracciones cometidas por el propio buque o por la empresa propietaria del mismo. Entre los tipos de embarcación que reciben una puntuación más elevada están aquellos que transportan cargas peligrosas y los de mayor edad.

Los navíos clasificados como de prioridad I incluyen, por ejemplo, los buques sospechosos de haber estado involucrados en un accidente marítimo, haber sido responsables de un vertido o simplemente haber alcanzado una puntuación alta (superior a los 17 puntos) en la *targeting matrix*. Los navíos de prioridad I son inspeccionados antes de entrar en un puerto. Además y como resultado de esta inspección, la autoridad portuaria competente les puede vetar la entrada en el puerto de destino. Un buque será clasificado como tipo II o tipo III, si está pendiente de alguna reparación, si no ha sido inspeccionado durante un periodo de tiempo considerado razonable¹¹, si su estado ha sido

denunciado como subestándar por algún miembro de la tripulación o persona autorizada, o si ha alcanzado una puntuación superior a los 7 puntos en el caso de navíos tipo II y a los 4 en el caso de tipo III. Los navíos tipo II son inspeccionados antes de realizar cualquier operación de carga y descarga, y los tipo III antes de abandonar el puerto; así, a un navío tipo II se le podría impedir llevar a cabo su operación de carga o descarga. Por último, los buques tipo IV son aquellos que no satisfacen ningún criterio crítico y han alcanzado una puntuación muy baja (igual o inferior a 3 puntos) en la *targeting matrix*. Estos buques no son seleccionados para inspección, pero lo pueden ser si la autoridad del puerto lo considera conveniente.

Por su parte, la Unión Europea con su nueva directiva pretendía reducir el amplio margen de discrecionalidad existente entre las diversas administraciones marítimas nacionales, evitar la duplicación de inspecciones y la falta de comunicación entre las diversas autoridades portuarias. En la normativa europea, al igual que el régimen norteamericano, son las autoridades portuarias las responsables de llevar a cabo las inspecciones. A través de esta directiva se establece un sistema común a todos los países miembros de control e inspección de los buques. El objetivo fijado es inspeccionar el 25% de los buques que entran a puerto y, como en el caso norteamericano, la normativa establece un sistema de prioridades de inspección.

El sistema europeo también clasifica a los diversos buques dependiendo de su prioridad de inspección, pero sólo en dos grupos: los buques de inspección prioritaria y el resto de buques. Se dispone de

¹¹ Por ejemplo, si no han sido inspeccionados durante el último año.

un sistema de información y clasificación similar al norteamericano que asigna a cada buque, dependiendo de sus características, una serie de puntos. Cuanto mayor es el número de puntos mayor es la prioridad de inspección del navío. El sistema europeo de asignación de puntos tiene dos partes; una basada en los elementos actuales e intrínsecos del buque y otra que depende de su historial de inspecciones y violaciones. Entre las características intrínsecas que se tienen en cuenta para asignar dichos puntos figuran, entre otras: i) la bandera de navegación, ii) la sociedad de clasificación, iii) la edad del buque, iv) el tipo de carga. Para evaluar el historial de inspecciones se tiene en cuenta: i) el número de deficiencias encontradas en anteriores inspecciones, ii) el periodo de tiempo desde la última inspección, iii) el número de deficiencias no corregidas, y por último iv) el número de veces que un navío ha sido detenido cometiendo una infracción. Estos datos están a disposición de las autoridades portuarias en la base de datos de OMI¹².

El objetivo de este sistema es, como en el caso norteamericano, centrar los procesos de inspección en los buques considerados más peligrosos. Una vez elaborado el factor de selección, primero se inspeccionarán los buques considerados como prioritarios. El resto de buques son considerados no prioritarios. En la categoría prioritaria se incluirán los navíos que, entre otras, satisfagan alguna de las siguientes características: i) hayan alcanzado una puntuación superior a los 50 puntos,

ii) alguna autoridad portuaria de un Estado miembro de la Unión haya notificado deficiencias en su estado de conservación que puedan mermar su capacidad de navegación, iii) alguna persona o institución cualificada haya denunciado alguna anomalía, iv) que no haya sido inspeccionado durante los últimos 6 meses por la autoridad competente de ningún Estado miembro, v) que navegue bajo alguna bandera de conveniencia considerada peligrosa¹³, y por último, vi) simplemente aquellos buques que hagan escala por primera vez —o tras una ausencia igual o superior a doce meses— en un puerto de un Estado miembro de la Unión. La inspección está orientada a comprobar la existencia de todos los certificados exigibles y a examinar las condiciones generales del buque. Si una vez realizada la inspección existen motivos para sospechar que el buque incumple alguno de los requisitos se llevará a cabo una inspección más detallada.

Además de esta inspección, existen una serie de navíos que están sujetos a la llamada inspección ampliada. Entre ellos figuran los petroleros con más de 3.000 toneladas de arqueo bruto y más de quince años de antigüedad. Una inspección ampliada no es más que una adecuación de la rutina de revisión a cierto tipo de buques, que en el caso de dichos petroleros incluye cuestiones como la verificación del estado de los tanques o de los sistemas de extinción de incendios. Cabe señalar, asimismo, que las autoridades competentes —las capitanías marítimas en el caso español— podrán denegar el acceso al puerto a los navíos considerados

¹² Dicha base de datos está centralizada en la sede de la OMI en París, recibe el nombre de Sirenac y puede ser consultada por todos los países miembros de la OMI.

¹³ Cada año se publican listas de banderas peligrosas en el informe anual del Memorándum de París.

peligrosos. Esta consideración incluye a aquellos buques que naveguen bajo pabellones considerados peligrosos y hayan sido inmovilizados en más de dos ocasiones en los dos últimos años en algún puerto de la Unión. Asimismo cuando las deficiencias detectadas sean manifiestamente peligrosas para la seguridad marítima, la salud de la tripulación o el medio ambiente marino, el buque podrá ser inmovilizado. Si las deficiencias no pueden corregirse en el puerto de inmovilización, la capitanía podrá permitir que el navío se dirija al astillero más cercano.

Para concluir con esta exposición podemos afirmar que ambos sistemas de inspección reconocen que algunos buques constituyen un peligro para el medio marino, asientan las bases para sistemas de inspección efectivos y generan una serie de incentivos encaminados a favorecer la mejora de las condiciones de navegabilidad de la flota mundial.

5. ¿HAN SIDO ESTAS MEDIDAS EFECTIVAS?

Cualquier análisis de política económica sería incompleto sin certificar la efectividad de las medidas llevadas a cabo. Epple y Visscher (1984) y Cohen (1986, 1987) analizaron la efectividad de las políticas estadounidenses anteriores a la OPA de 1990. En particular, mostraron que el esfuerzo realizado durante los años ochenta por los guardacostas norteamericanos dio lugar a una reducción tanto en el volumen de crudo como en el número de vertidos contaminantes realizados en las costas de dicho país. Viladrich y Groves (1987) distinguieron entre dos efectos de estas políticas, el efecto «detección» y

el efecto «disuasión». Sus resultados mostraron que incrementar la probabilidad de inspección aumentaba la frecuencia de vertidos detectados y reducía el número de los realizados. Estos autores coincidían en mostrar que el efecto disuasorio de estas políticas es menor por lo que respecta al tamaño del vertido. En efecto, la cantidad final derramada muestra una correlación más elevada con las condiciones circunstanciales (como climatología o tipos de accidente) imperantes durante el percance que con las políticas de inspección ex-ante. Esta constatación, sugiere que la política más efectiva contra los grandes vertidos es reducir la ocurrencia de cualquier tipo de accidente. Este hecho, por lo tanto, incrementa, si cabe, la relevancia de las políticas preventivas.

La efectividad de las medidas asociadas a la OPA norteamericana ha sido analizada por Chapple (2000) y Kim (2002)¹⁴. Estos autores comparan la efectividad de la legislación norteamericana anterior a 1990 con la efectividad de la legislación posterior a dicha fecha. Muestran que el número de incidentes ocurridos en las aguas territoriales norteamericanas ha disminuido durante el periodo 1991-98. Pero, sin embargo, no diferencian los efectos que sobre la probabilidad de vertido han tenido y tienen cada una de las medidas desarrolladas. Tampoco distinguen los efectos diferenciados de cada una de estas políticas sobre las características y el estado de mantenimiento de las flotas. Sólo Chapple, en particular, atribuye la reducción del número y de la importancia de los vertidos a un cambio en el com-

¹⁴ La efectividad de los programas europeos aún no ha sido analizada debido a su reciente aplicación.

portamiento y capacitación de la tripulación más que a una mejora de las condiciones estructurales de la flota.

Otra posible explicación de la efectividad de la OPA es la relocalización de la flota, es decir, que los buques en peores condiciones de navegabilidad hayan sido desplazados de aguas norteamericanas y destinados a realizar labores comerciales entre puertos menos exigentes, como por ejemplo, los europeos. Para contrastar la veracidad de esta sugerencia adelantada por Chapple (2000), sería necesario llevar a cabo un estudio paralelo de la efectividad de las medidas implementadas en el resto del mundo. En cualquier caso, y a fin de evitar la aparición de estas estrategias, sería recomendable incrementar la cuantía de los límites de responsabilidad aplicables por delitos medioambientales en la legislación internacional, y en particular en la europea. Del mismo modo, se debería ampliar la gama de conceptos por los cuales las víctimas de los vertidos de crudo tienen derecho a compensación. Este incremento para ser plenamente efectivo debería garantizar, como mínimo, una igualación con las condiciones aplicadas en las aguas territoriales estadounidenses.

También nos cabe preguntar qué modificaciones regulatorias sería deseable realizar a la luz de las enseñanzas de la teoría económica. Hay que reconocer, en primer lugar, que la clasificación de los navíos en categorías según su peligrosidad representa un avance hacia la administración racional de los recursos destinados a inspección. Sin embargo, la teoría indica que la efectividad de la clasificación se incrementaría si el paso de una categoría a otra estuviese claramente ligado al comportamiento pasado del bu-

que. La efectividad de estas clasificaciones aumentaría si, por ejemplo, realizar las inversiones requeridas en mantenimiento no facilitase el cambio de categoría automáticamente. Podríamos lograr este objetivo, si, sencillamente, para asignar un buque a una categoría con una prioridad de inspección menor, no sólo se exigiese llevar a cabo las inversiones requeridas por el reglamento, sino que además se comprobara el comportamiento de dicho buque durante un periodo de tiempo de duración variable y desconocida para el agente regulado. Esta medida incrementaría los incentivos a llevar a cabo las inversiones en mantenimiento en un periodo de tiempo corto.

Asimismo, y de forma paralela, las autoridades portuarias deberían asegurar que ningún navío pueda realizar operaciones de carga y descarga con inversiones en mantenimiento pendientes. En nuestra exposición hemos supuesto que las agencias responsables pueden forzar la puesta a punto de un navío una vez éste no ha superado una inspección. Sin embargo, un número sustancial de excepciones permiten que los buques naveguen con reparaciones pendientes. Supóngase que los buques pudiesen evitar estos costes de mantenimiento si permaneciesen clasificados como tipo II en el caso norteamericano o como de inspección prioritaria en el europeo. En estos casos, y si los costes de permanecer clasificados como buques de alta prioridad de inspección fuesen bajos, a las empresas les podría resultar rentable no realizar las inversiones necesarias en mantenimiento y perpetuar esta situación anómala. Por tanto, la legislación no debe permitir que se produzcan situaciones de este tipo y debe atribuir a las agencias

reguladoras poder disuasorio suficiente para forzar que las inversiones necesarias en mantenimiento y capacitación se realicen con celeridad. Por otro lado, nótese, sin embargo, que los costes asociados a ser clasificado como buque de alta prioridad no deben ser, tampoco, excesivos. Los costes asociados a los grupos de alta prioridad de inspección deben ser «razonables» para las empresas del sector. Si el castigo fuese demasiado costoso (o la estancia en una clase de alta prioridad fuese demasiado larga), la estrategia empresarial óptima podría consistir en contravenir la ley, y posteriormente, declararse en bancarrota cuando el propietario debiese hacer frente a las inversiones requeridas.

Por otro lado, y en particular, por lo que respecta a la regulación europea, sería necesario estudiar si el número de clases (2 en concreto) es el óptimo. Un incremento en el número de clases no garantiza una mejora en la efectividad del

sistema de inspección, y sin embargo puede acarrear una excesiva complicación del mismo, aunque puede facilitar que las prácticas de inspección portuarias puedan adaptarse mejor a las características de la flota mundial.

Por último, los diversos tipos de seguros y fondos compensatorios existentes restringen los costes que deberá afrontar un buque en el caso de cometer una irregularidad, y por tanto, reducen el valor de las inversiones en mantenimiento, incrementando a su vez la probabilidad de vertido. Por ello es importante asegurar que las pólizas de seguro dependan del comportamiento de los propietarios de los buques y se determinen las causas del vertido, distinguiendo lo más acertadamente posible entre vertidos accidentales y los claramente causados por prácticas de mantenimiento irregulares. Esta constatación hace necesario situar la averiguación de la causa de los vertidos como un objetivo primordial de la inspección ex-post.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRADLEY, P. G. (1972): «Marine Oil spills: A problem in environmental management». *Natural Resource Journal*, n.º 14, págs. 337-359.
- BROWN, J.P. (1973): «Towards and Economic Theory of Liability». *Journal of Legal Studies*, n.º 2, págs. 323-349.
- BURROW, P., ROWLEY, C., and OWEN, D. (1974): «The Economics of Accidental Oil Pollution by Tankers in Coastal Waters». *Journal of Public Economics*, n.º 3, págs. 251-268.
- CARD, J.C. (1995): «Prevention through People». *Proceedings of the Marine Safety Council*, n.º 52, pag. 1.
- CHAPPLE, C. (2000): «The 1990 Oil Pollution Act: Consequences for the environment». *Working paper*, Department of Economics, Queen's University, Ontario, Canada.
- COHEN, M. A. (1987): «Optimal enforcement strategy to prevent oil spills: An application of a principal-agent model with moral hazard». *Journal of Law and Economics*, n.º 30, págs. 23-51.
- COHEN, M. A. (1986): «The costs and benefits of oil spills prevention and enforcement». *Journal of Environmental Economics and Management*, n.º 13, págs. 167-176.
- CONSEJO EUROPEO (2001): Directiva 2001/106/CE del Parlamento y del Consejo. Diario Oficial n.º L 109 de 22/01/2002, págs. 0017-0031.
- DEKEL, E. and SCOTCHMER, S. (1990): «Collusion through insurance: Sharing the cost of oil spills cleanups». *The American Economic Review*, n.º 80, págs. 249-252.
- DEPARTMENT FOR TRANSPORT OF THE UNITED KINGDOM GOVERNMENT (2004): *Transport Statistics Report*, Department for Transport, London.
- EPPLE, D. y VISCHER, M. (1984): «Environmental pollution: Modeling, occurrence, detection and deterrence». *The Journal of Law and Economics*, n.º 27, págs. 29-59.
- GALLAGHER, J. J. (1985): «Responsibilities of underwriters in casualties threatening oil spills». *Proceedings of the Conference on Prevention and Control of Oil Pollution*, págs. 161-164, American Petroleum Institute, Baltimore.
- GREENBERG, J. (1984): «Avoiding Tax Avoidance: A (Repeated) Game-Theoretic Approach». *Journal of Economic Theory*, n.º 32, págs. 1-13.
- HARFORD, J. y HARRINGTON, W. (1991): «A Reconsideration of Enforcement Leverage when Penalties are Restricted». *Journal of Public Economics*, n.º 45, págs. 391-395.
- HARRINGTON, W. (1988): «Enforcement Leverage when Penalties are Restricted». *Journal of Public Economics*, n.º 37, págs. 29-53.
- HELLAND, E. (1998): «The enforcement of pollution control laws: Inspections, violations and self-reporting». *The Review of Economics and Statistics*, n.º 80, págs. 141-158.
- HEIMER, C. A. (1985): *Reactive Risk and Rational Action: Managing Moral Hazard in Insurance Contracts*, University of California Press, Berkeley.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF INDEPENDENT TANKER OWNERS (2001): *Annual Report and Review*. London.
- ORGANIZACIÓN MARÍTIMA INTERNACIONAL (1992): «International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973», modificada según el Protocolo de 1978, MARPOL 73/78, Edición Consolidada de 1991, London.
- KIM, I. (2003): «A comparison between the international and U.S. regimes regulating oil pollution liability and compensation». *Marine Policy*, n.º 27, págs. 265-279.
- KIM, I. (2002): «Ten years after the enactment of the Oil Pollution Act of 1990: a success or a failure». *Marine Policy*, n.º 26, págs. 197-207.
- LANDSBERGER, M. y MEILIJSO, I. (1982): «Incentive Generating State Dependent Penalty System. The Case of Income Tax Evasion». *Journal of Public Economics*, n.º 19, págs. 333-352.
- MINISTERIO DE FOMENTO (2003): Reglamento por el que se regulan las inspecciones de barcos extranjeros en puertos españoles. Real Decreto 91/2003 de 24 de Enero. Boletín Oficial del Estado, Madrid.
- NALDER, E. (1994): *Tankers Full of Trouble*. Grove Press, New York.
- POLINSKY, A.M (1980): «Strict Liability vs. Negligence in a market setting». *American Economic Review*, Papers and Proceedings, n.º 70, págs. 363-70.
- POLINSKY, A.M. y SHAVELL, S. (2000): «The Economic Theory of Public Enforcement of Law». *Journal of Economic Literature*, n.º 38, págs. 45-76.
- RUSSELL, C. S. (1990): «Game Models for Structuring Monitoring and Enforcement Systems». *Natural Resource Modeling*, n.º 4, págs. 143-173.

- RUSSELL, C.S., HARRINGTON, W., y VAUGHAN, W.J. (1986): *Enforcing Pollution Control Laws*, Resources for the Future, Washington, D.C.
- SHAVELL, S. (1980): «Strict Liability versus Negligence». *Journal of Legal Studies*, n.º 9, págs. 1-25.
- U.S. CONGRESS (1990): «Oil Pollution Act of 1990», *United State Statutes at Large*, (PL 101-380, 18 Aug.1990), Government Printing Office. Washington.
- U.S. CONGRESS (1994): «Department of Transportation Appropriations Bill,» Government Printing Office. Washington.
- VILADRICH-GRAU, M. (2003): «Monitoring policies to prevent oil spills: lessons from the theoretical literature». *Marine Policy* 27, págs. 249-263.
- VILADRICH-GRAU, M., y GROVES, T. (1997): «The Oil Spill Process. The Effect of Coast Guard Monitoring on Oil Spills». *Environmental and Resource Economics*, n.º 10, págs. 315-339.
- ZANNETOS, S. Z.(1966): *The Theory of Oil Tankship Rates: An Economic Analysis of Tankship Operations*, The M.I.T. Press, Cambridge, Massachusetts.

Matrices de Contabilidad Social: una panorámica

Las matrices de contabilidad social representan un instrumento fundamental en la medición y el análisis de las estructuras socioeconómicas y sus interrelaciones. El presente artículo presenta un repaso de los conceptos más relevantes en la construcción y utilización de una matriz de contabilidad social y de sus principales aplicaciones económicas.

Kontabilitate sozialaren matrizeak funtsezko tresna dira egitura sozioekonomikoak eta horien arteko loturak neurtu eta aztertzeko. Artikulu honetan, kontabilitate sozialaren matrize bat eraiki eta erabiltzeko garaian garrantzitsuenak diren kontzeptuak eta horien aplikazio ekonomiko nagusiak errepa-satzen ditugu.

A social accounting matrix (SAM) is a fundamental instrument for the measurement and analysis of socio-economic structures and their inter-relationships. This article presents a review of the most relevant concepts related to the construction and use of a social accounting matrix and its main economic applications.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Breve historia
 3. ¿Qué es una SAM?
 4. Objetivos de la construcción de una SAM
 5. Análisis de multiplicadores
 6. Modelos de equilibrio general aplicado
 7. Conclusión
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: Análisis *Input-Output*, Análisis regional, Contabilidad social, Equilibrio general, Evaluación de políticas, Gestión de recursos, Impacto económico, Multiplicadores de impacto.

N.º de clasificación JEL: D57, D58, Q20, R13, R15.

1. INTRODUCCIÓN

Una Matriz de Contabilidad Social (*Social Accounting Matrix* o SAM en terminología anglosajona) supone la integración de las estadísticas sociales en el sistema de cuentas económicas. El diseño de un sistema de información estadística en forma de SAM proviene históricamente de la combinación de dos ideas: por un lado, la presentación matricial de las cuentas de renta nacional que reflejen el

modelo keynesiano del mercado de bienes y servicios y, por otro, el modelo *Input-Output* (IO) de interdependencia estructural de los sectores productivos. El concepto de la SAM ha significado en los últimos 30 años un avance importante en el análisis de datos y en la modelización sobre todo en lo que se refiere al análisis de los impactos socioeconómicos de distintas políticas económicas.

Esta panorámica comienza en la sección 2 con un repaso del desarrollo histórico del concepto de SAM dentro del marco del análisis de los flujos intersectoriales, dando paso a continuación a una explicación detallada de los elementos principales que componen una SAM (sección 3)

* Los autores agradecen la financiación recibida de la UE a través del proyecto PECHDEV # Q5RS-2001-02277, y de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea a través del grupo de investigación 9/UPV00038.321-13503/2001.

así como de los objetivos perseguidos en su construcción (sección 4). La sección 5 presenta una exposición de los distintos métodos de medición de impactos económicos a través del análisis de multiplicadores de una SAM mientras que la sección 6 nos introduce en la construcción de un modelo de equilibrio general basado en la SAM. La sección 7, por último, presenta unas breves conclusiones.

2. BREVE HISTORIA

La preocupación por disponer de instrumentos capaces de representar la estructura socioeconómica y de interrelación entre los agentes de una economía está presente en la literatura desde hace mucho tiempo. Desde el *Tableau Économique* de Quesnay en el siglo XVIII, precursor del análisis de los flujos intersectoriales¹, hasta las Matrices de Contabilidad Social actuales se ha recorrido un largo camino en la Contabilidad Social.

Después de la Primera Guerra Mundial, a comienzos de los años 20, la Administración Estadística Central de la URSS, bajo la dirección de Popov, desarrolló unas hojas de balance para los años 1923-24 con el fin de recoger la gran cantidad de datos sobre la producción física de bienes y servicios requeridos para el diseño de los planes económicos.

Basándose en su conocimiento de Quesnay, los balances nacionales de la URSS y la teoría del equilibrio general de Walras, Leontief (1936) construyó un sistema contable nuevo y simple: las cuentas *Input-Output*². Las Tablas *Input-Output* (TIO) recogían un retrato completo de las ventas y compras de cada industria en la economía. Los intercambios se representaban en forma matricial de forma que cada celda recoge una compra y una venta. En cada fila, se reflejan las ventas de una industria a cada consumidor intermedio y final (familias, gobierno, sector exterior) y en cada columna, las compras de cada industria a los inputs intermedios y a los factores de producción (trabajo, capital, tierra). La aportación de Leontief no se reduce únicamente a la construcción de unas tablas estadísticas sino al desarrollo teórico del denominado análisis IO que trata de integrar el marco estadístico con la teoría económica. El objetivo de Leontief era cuantificar el modelo de equilibrio general estático, es decir, cuantificar la idea de Walras (1874) de que la economía es un sistema complejo en el que la oferta, la demanda y el precio de todo bien o factor de producción dependen de las situaciones de oferta, demanda y precio de todos los otros bienes y factores de producción y que en todo momento debe existir una solución a este sistema de relaciones, un «equilibrio general».

El modelo de Leontief anteriormente descrito, denominado modelo abierto, suponía exógena la demanda final y permitía

¹ Quesnay (1758) creó un cuadro muy simple, inspirado en las teorías y políticas de la Francia del siglo XVIII, con tres clases de gastos: productivo (agricultura), renta después de impuestos, y estéril (industria). Posteriormente, algunos autores han reescrito este cuadro en forma de una SAM con dos actividades y cinco factores de producción como cuentas endógenas y las cuentas de capital y el resto del mundo como exógenas (véase Stone, 1978, para referencias más detalladas).

² Este primer artículo presentaba las tablas para 1919 para USA; posteriormente construyó la tabla para 1929 y bajo su dirección se construyó en la Universidad de Harvard la de 1939 (Leontief 1941, Leontief 1951).

simular los impactos sobre la producción de cambios exógenos en esta demanda (consumo privado, público, etc.), siempre en un marco de estática comparada, es decir, midiendo a través de los «multiplicadores de impacto» las variaciones en torno a un equilibrio observado. A partir de estos impactos sobre la producción se pueden calcular los impactos sobre la renta y el empleo. Pero estos impactos sobre la renta solo recogen las variaciones en la producción y no los efectos inducidos por una mayor demanda de consumo. Debido a las limitaciones del modelo abierto, las TIO se han ido generalizando para poder realizar otro tipo de estudios. Así, Weisskof (1970) fue uno de los primeros en proponer cerrar el modelo de Leontief respecto del sector familias considerándolo como un sector productivo más cuyos inputs constituyen el consumo privado y sus outputs son sus aportaciones de trabajo y capital a los distintos sectores en forma de renta familiar. De esta forma es posible analizar los vínculos entre la distribución de la renta, la estructura de la demanda y la estructura de la producción y vuelta a la distribución de la renta y el empleo. A los multiplicadores obtenidos a partir de este modelo se les suele denominar multiplicadores de impacto tipo II, para distinguirlos de los del clásico modelo abierto. Miyazawa (1976) generaliza este modelo desagregando el sector familias en varias categorías en función de las características socioeconómicas de las mismas. En este sentido, podemos hablar de multiplicadores tipo III que ajustan los anteriores de tipo II en base a las pautas de gasto de los diferentes grupos de renta. También se han generalizado las TIO para incluir datos sobre otras áreas de estudio de interés como, por ejemplo, el medio ambien-

te, construyendo tablas medio-ambientales (UK Office for National Statistics 1993), o Tablas *Input-Output* Físicas (TIOF) que conceptualmente basan su construcción en la primera ley de la termodinámica³ (Dinamarca: Pedersen (1999), Alemania: Stahmer y Braun (1997), etc.).

Por otro lado, a lo largo de la década de los cincuenta y sesenta tanto los analistas económicos como los políticos comenzaron a plantearse objetivos distintos del puro crecimiento del PIB: empleo, distribución de la renta, pobreza, etc., para lo que necesitaban contar con una base de datos más completa que incorporara tanto variables relativas al PIB como a su distribución: a) estructura, composición y nivel de producción, b) valor añadido de los factores, c) distribución de la renta entre instituciones. Esta laguna se cubre con la construcción de las Matrices de Contabilidad Social.

El origen de las SAM se remonta al trabajo pionero de sir Richard Stone que en asociación con Brown en el Cambridge Growth Project publicó una SAM para el Reino Unido como las que hoy conocemos (Stone, Brown *et al.* 1962). Esta tabla era del tipo IO pero recogía datos de carácter social con énfasis sobre todo en el empleo y en la parte industrial de la economía, demostrando cómo las cuentas de producción, consumo, acumulación y resto del mundo pueden estar integradas en un único sistema contable.

Como consecuencia del énfasis que pone la SAM en las relaciones intersector-

³ El principio de que «nada se crea ni se destruye, sólo se transforma» implica la presencia de la naturaleza como un agente más en el modelo, es decir, necesita la incorporación de los recursos naturales como input primario y de los residuos como output.

riales y en la distribución de la renta, las primeras SAM fueron elaboradas a mediados de los años 70 para países en desarrollo, con el objetivo de acometer programas que permitieran reducir la pobreza: la SAM para Iran del año 1970, SAM de Sri Lanka, 1970, entre otras. De hecho, como señalan Pyatt y Round (1985): «... la SAM sirve para poner de manifiesto el hecho de que la distribución de las oportunidades de empleo y del nivel de vida está íntimamente relacionada con la estructura productiva y de distribución de recursos.» Posteriormente, viendo la utilidad de las aplicaciones de la SAM para el análisis de todo tipo de políticas económicas, se comenzaron a elaborar para los países desarrollados, vinculándolas generalmente a los Modelos de Equilibrio General de Walras. En la actualidad se han construido SAM para un gran número de países, entre ellos Chipre, Indonesia, Malasia, Filipinas, India, Corea, Arabia Saudí, Brasil, Tailandia, Turquía, muchos países africanos, debido al impulso del Banco Mundial, así como para Estados Unidos, Holanda, Italia, Yugoslavia, etc. En España, las primeras SAM que se construyeron fueron realizadas por Kehoe, Manresa, Polo y Sancho (1988) para el año 1980 y por Polo y Sancho (1993) quienes elaboran la primera SAM cuadrada para España para el año 1987. Posteriormente, Uriel, Beneito, Ferri y Moltó (1997) junto con el INE presentan la SAM para 1990 y, más recientemente, Cardenete y Sancho (2004) publican una versión de la SAM para la economía española para el año 1995 a precios de adquisición, partiendo del nuevo marco contable del Sistema Europeo de Cuentas Integradas de 1995.

Por último, en lo que se refiere al encaje de la SAM en el Sistema de Cuentas

Nacionales, el tema es complejo. Los sistemas de contabilidad nacional comenzaron por las cuentas materiales, de producción física, dentro de las cuales se enmarcan las TIO. Tras la II guerra mundial se produjeron grandes avances en contabilidad social. Así, los trabajos de la OCDE y la ONU en busca de la comparabilidad internacional y la uniformidad de las estadísticas resultaron en el primer Sistema de Cuentas Nacionales, el SCN de 1953. Este sistema proporcionó una base uniforme para elaborar estadísticas de renta nacional, cuentas de producción, consumo y comercio exterior siendo el primer paso para organizar e interrelacionar la información estadística necesaria para estudiar el proceso económico en todos sus aspectos. Ahora bien, no incluía ni TIO ni cuentas financieras, las cuales se confeccionaban por separado. De ahí la necesidad de crear un sistema coherente de cuentas sociales que integrase los distintos aspectos del análisis económico. El SCN de 1968, confeccionado por Stone y publicado en España en 1970, integra ya TIO y cuentas financieras, siendo, por lo tanto, un sistema mucho más completo y coherente. En este sistema aparece por primera vez la SAM como un método alternativo de presentación del sistema completo de cuentas, recomendando explícitamente su presentación en forma matricial ya que permite mostrar en poco espacio la complejidad de todo el sistema dejando clara, además, la posición de cada elemento dentro del mismo (véase Stone (1986) para más detalles sobre este tema).

A pesar de que a lo largo de los años 70 y 80, se han construido numerosas SAM en muchos países, lo que demuestra la relevancia que se le ha concedido a esta for-

ma de presentar la información, el nuevo SCN 93 de la ONU no las incluye dentro de la Contabilidad Nacional⁴. Todo esto no es óbice para que se estén dando pasos en la dirección de lo que se conoce como extensiones de la SAM. En la actualidad, al menos a nivel europeo, se plantea la necesidad de contar con un sistema de cuentas completo, fiable y comparable entre países. Teniendo como objetivo el planteado en la cumbre de Lisboa de 2000 de convertir a la UE en «... la economía del conocimiento más dinámica y competitiva del mundo capaz de mantener un crecimiento económico sostenible con más y mejor trabajo y mayor cohesión social...» se construyen indicadores socioeconómicos estructurales que permiten situar a los distintos países respecto de este objetivo. Keuning y Verbruggen (2003) argumentan que dichos indicadores no deberían construirse de manera *ad-hoc* sino como producto de un sistema de cuentas nacionales subyacente y proponen utilizar para ello el SESAME (System of Economic and Social Accounting Matrices and Extensions). El SESAME es un sistema estadístico detallado basado en módulos matriciales que conjuga los principios de la Contabilidad Nacional y los extiende a un rango más amplio de estadísticas, principalmente sociales y medioambientales. A partir de este sistema se puede derivar un conjunto de indicadores económicos, sociales y medioambientales que además cubrirían aspectos distribucionales, ya que el SESAME recoge tanto el valor total de las variables como su distribución por grupos socioeconómicos de familias o categorías

de trabajadores (véase Keuning (1997) para más información sobre el SESAME).

3. ¿QUÉ ES UNA SAM?

Una Matriz de Contabilidad Social o SAM (Stone 1961, Stone 1962) es una base de datos que proporciona información económica y social relativa a todos los agentes de una economía de referencia. El principio de la SAM no es más que un sistema de contabilidad de doble entrada que recoge todas las transacciones y transferencias que se realizan entre los distintos agentes económicos del sistema. Como cualquier sistema contable, recoge las transacciones que tienen lugar durante un periodo determinado, normalmente un año.

Una SAM se representa como una matriz cuadrada de flujos monetarios que refleja el circuito de transacciones que se lleva a cabo entre las distintas cuentas de la economía. En la SAM cada cuenta está representada por una fila y una columna. Por convención, las columnas de la SAM recogen los gastos y las filas las rentas o ingresos. Las intersecciones no nulas entre filas y columnas proporcionan los flujos específicos entre las diferentes áreas económicas. Si se representa formalmente la SAM mediante la matriz $X = [x_{ij}]$, cada elemento x_{ij} recogerá el valor de la transacción donde la renta recibida por el agente i proviene del gasto del agente j . Cada celda muestra, por lo tanto, una transacción, lo que hace de la SAM un sistema conciso ya que el gasto y el ingreso entre las dos unidades que participan en la transacción se contabiliza a través de un único registro. Como es un marco contable, la SAM tiene que cumplir algunas identidades como, por ejemplo,

⁴ Round (2003) comenta las lagunas que existen entre este SCN 93 y la concepción de la SAM.

Cuadro n.º 1

Estructura básica de la SAM

	Gastos							
	Actividades ²	Mercancias	Familias ⁴	Factores Trabajo Capital		Gobierno ⁶	Resto ⁸ Mundo	Ahorro/ Inversión
Rentas	Actividades ^{1a}	Tabla de oferta				subsídios		
	Mercancias ^{1b}	Tabla de Destino	consumo familiar			subsídios	exportaciones	formación bruta de capital
	Familias ³			renta salarial residentes	renta capital empresas			
	Factores Trabajo Capital	sueldos y salarios beneficios						
	Gobierno ⁵	impuestos netos producción	impuestos netos productos	impuestos directos				
	Resto Mundo ⁷		importaciones					
	Ahorro/ Inversión ⁹		ahorro familias			ahorro público	inversión extranjera	

que las filas y columnas de la SAM correspondientes a la misma cuenta han de sumar lo mismo, es decir, el total de los ingresos o rentas han de cubrir el total de los gastos. Así, se puede concebir la SAM como un sistema de datos completo en equilibrio general, verificándose por construcción la ley de Walras.

3.1. Estructura básica

Con un esquema tan general la SAM puede tomar muchas formas dependiendo de las cuentas que la conformen. En este sentido, es un sistema flexible ya que aunque hay una cierta estructura básica estándar existe un alto grado de flexibilidad tanto en el nivel de desagregación como en la elección de la parte del sistema económico en la que se pone mayor énfasis.

El cuadro n.º 1 muestra la estructura básica de una SAM, que cuenta con los

siguientes tipos de cuentas: producción, factores, instituciones (familias y gobierno), capital y resto del mundo. En el área de producción se puede distinguir entre actividades y productos lo que permite establecer un flujo circular propio entre sectores productivos y bienes y viceversa. Si no se hace esta distinción se supone que una actividad de producción es equivalente a su correspondiente bien, pero el hacerla proporciona más flexibilidad a la SAM porque permite tanto que una actividad produzca varios bienes como que un producto sea producido por varias actividades a la vez⁵. El orden en que se presentan las cuentas es también irrelevante. Pyatt, Roe y asociados (1977), por ejemplo, comienzan la SAM de Sri Lanka con las cuentas de factores e instituciones simplemente para resaltar que esa parte del sistema es la más relevante

⁵ SAM de Swaziland es la primera que hace esta distinción (Webster 1985).

para el estudio de desarrollo y pobreza que desean realizar.

Como se puede observar en el cuadro n.º 1, la SAM representa los flujos monetarios de una economía tanto a nivel interno como hacia el exterior. Así, las actividades productivas (1a) reciben sus ingresos de las ventas de sus mercancías o servicios y de los subsidios (si los hubiera) y los distribuyen (1b) entre otras actividades productivas (consumo intermedio), las instituciones (consumo final tanto privado como público), el resto del mundo (exportaciones) y la formación de capital. A su vez, los ingresos así obtenidos (2) se canalizan como gasto en productos de las actividades productivas (adquisición de inputs intermedios), instituciones (pago de factores primarios e impuestos) y el resto del mundo (importaciones). Las familias, cuyas rentas (3) vienen dadas por la remuneración a los factores de producción (trabajo y capital), gastan estas ganancias (4) en actividades económicas (consumo), el gobierno (impuestos directos) y el ahorro/inversión. El gobierno consigue su renta (5) mediante de una variedad de impuestos y los distribuye (6) entre el gasto público, las actividades económicas (subsidios) y la inversión pública. El resto del mundo obtiene su renta (7) a través de la compra de productos extranjeros que realizan los agentes domésticos (importaciones) y distribuye sus recursos (8) entre la adquisición de mercancías y servicios (exportaciones) y la inversión extranjera. Finalmente, las cuentas de capital (9) actúan como cuentas de cierre al ser las destinatarias del ahorro y la inversión de las instituciones y del sector exterior.

Con esta explicación tan general de lo que es una SAM podría concluirse que

cualquier conjunto de cuentas macroeconómicas expresado en forma de matriz cuadrada sería una SAM. Esto no es así ya que una característica crucial de la SAM es que los agentes sociales han de estar presentes en el núcleo de la misma. La SAM es una representación matricial desagregada del flujo circular de la renta de una economía que establece el siguiente círculo cerrado entre las tres estructuras: de producción, distribución del ingreso y patrones de consumo. El sistema productivo genera rentas con las que remunera a los diferentes factores de producción. Estas rentas forman el valor añadido, que no es otra cosa que la fuente de ingresos de las instituciones, entre ellas, los distintos grupos socioeconómicos de familias de una economía. Esta diferente distribución de ingresos permite, a su vez, diferenciar distintos patrones de consumo. Por último, el mayor consumo de las familias contribuirá a mayores necesidades de producción. Es precisamente esta característica de la SAM de relacionar las tres estructuras señaladas, permitiendo además analizar los efectos de diferentes estímulos exógenos sobre cada una de ellas, la que la distingue de las TIO, que aun cerrando el modelo respecto del sector familias, sólo ponen en relación el sector productivo y el consumo de las familias. En este sentido, sí se podría interpretar una SAM como una extensión de las TIO que incorporan información desagregada sobre la estructura de gasto y renta de los agentes económicos.

3.2. Fuentes de datos

Uno de los inconvenientes de la elaboración de una SAM es la gran cantidad de datos que se necesitan y que habitual-

mente proceden de varias fuentes, por lo que uno de los trabajos más arduos para el analista es proporcionar consistencia a los distintos conjuntos de información. Tampoco es posible establecer un único conjunto de datos para construir una SAM ya que esto depende de las cuentas que se desagreguen más y a qué nivel. El punto de partida suelen ser las estadísticas de contabilidad nacional. Dado que la submatriz de actividades de la SAM es similar a la TIO, se suele empezar por las TIO si las hubiera, para luego proceder a la descomposición del valor añadido (que también suele estar incluido en las TIO) y a la desagregación del sector familias. Para las cuentas de las instituciones es interesante contar con las estadísticas de consumo familiar y las estadísticas presupuestarias de los gobiernos para los impuestos. Cuando todas las celdas de la SAM se han rellenado en base a esta información primaria para todas las cuentas, salvo una (por ejemplo, la cuenta de capital) la fila y columna de esta cuenta aparecen como consecuencia de la Ley de Walras. Las entradas resultantes de la cuenta de capital se pueden contrastar con cualquier fuente de información primaria con que se cuente. Este enfoque de construcción de una SAM partiendo de las cuentas nacionales agregadas para luego ir desagregando, se conoce con el nombre de «*top-down*». Pero existe otro enfoque alternativo, «*bottom-up*», que parte de datos a nivel muy desagregado y después confronta los resultados con los agregados nacionales, lo que puede servir para contrastar, a su vez, la validez de los mismos. Este enfoque se utiliza más cuando se trabaja con países en vías de desarrollo que pueden tener Cuentas Nacionales de baja calidad y, sin embargo, contar con buenos datos

desagregados de algunas encuestas (véase Thorbecke (2003) para una discusión sobre ambos enfoques).

3.3. Nivel de desagregación

El tamaño final de cada SAM depende de su motivación. En general, cuando se construye una SAM se desea obtener un conjunto de cuentas flexible que se pueda expandir en diferentes dimensiones, dependiendo de las políticas socioeconómicas que se quieran tratar. En principio no hay más límite a la desagregación de las cuentas que el impuesto por la disponibilidad de datos y por el esfuerzo que conlleva elaborar una SAM. Tampoco existe un único sistema clasificatorio, depende de las características del país estudiado y de los objetivos de política económica planteados. Lo que sí está claro es que si se desea que la SAM sea útil para analizar la economía no se pueden desagregar las cuentas de cualquier manera. Thorbecke (1998) apunta algunos criterios que ha de cumplir un sistema de clasificación en una SAM. La principal recomendación es que el sistema elegido cree grupos homogéneos entre sí, suficientemente distintos entre ellos y entre los que se pueda reconocer fácilmente los grupos de interés objeto del análisis socioeconómico.

La SAM se puede utilizar para tratar problemas en cualquier campo de la economía: análisis regional, análisis sectorial, análisis fiscal, etc. Dependiendo de la motivación de la SAM, se requerirá modelar más detalladamente un área u otra de la economía, lo que llevará a un tipo u otro de SAM. Consideremos a continuación algunos ejemplos de distintos tipos

de SAM. Esta lista no pretende ser exhaustiva, sino simplemente mostrar las diferentes posibilidades que plantean las SAM.

Análisis del desarrollo

Las primeras SAM se construyeron para analizar los vínculos entre crecimiento, distribución de la renta, empleo y desarrollo (Thorbecke 1985). En este caso, es muy importante la desagregación de la instituciones, sobre todo las familias, y de los factores de producción. Así, la SAM para Sri Lanka en 1970 (Pyatt, Roe *et al.* 1977) desagrega las familias y los factores de producción teniendo en cuenta cuales son los grupos socioeconómicos que se pueden ver afectados de forma diferente por políticas de apoyo al desarrollo según las características económicas del país y la disponibilidad de datos. En este caso, las familias se clasifican en urbanas y rurales porque sus características socioeconómicas son muy diferentes. Además, dentro de estos subgrupos se desea realizar una desagregación más fina basándose en conceptos de riqueza. Al no poder llevarla a cabo por problemas de datos, se clasifican las familias por intervalos de renta, discutiéndose los problemas que esto implica.

En este campo, la literatura es muy abundante. Algunos de los trabajos más recientes son, entre otros, los de Vos, León, Carvajal, de Jong, van Heemst *et al.* (2002), que analizan la economía de Ecuador, Tarp, Roland-Host y Rand (2002) que estudian el crecimiento de la renta en Vietnam y los de Alarcón, van Heemst y de Jong (2000) y Lenzen y Schaeffer (2004) que trabajan con SAM extendidas con indicadores sociales y medioambientales para Bolivia y Brasil respectivamente.

También se ha utilizado la SAM como base para la construcción de modelos que analizan economías de transición, como en el caso de Polonia (Roberts y Zolkiewski 1996).

SAM financiera

Aunque la elaboración de una SAM financiera no está exenta de dificultades, en los últimos años se ha realizado un gran esfuerzo en este área, como muestran, por ejemplo, los trabajos de Naude (1994), Fargeix y Sadoulet (1994) y Emini y Fofack (2004). Estos últimos construyen una SAM para Camerún que integra la parte real y financiera de la economía, proporcionando así una visión detallada de las transacciones entre los componentes reales y financieros de la misma así como de los flujos entre agentes económicos. Esta SAM se diferencia de la mayoría, las cuales solo recogen la parte real de la economía, al incluir 36 variables reales y 23 variables financieras. Está desagregada en 9 grandes cuentas: producción (actividades y productos), factores de producción, resto del mundo, cuentas corrientes de los agentes económicos, cuentas de capital de los agentes económicos y cambios en los activos y riesgos financieros. El objetivo de los autores al construir esta SAM es analizar los efectos de un incremento en la inversión pública y en los gastos de capital sobre la distribución de la renta y el proceso de crecimiento y acumulación.

SAM sectorial

Cuando el interés del estudio se centra fundamentalmente en analizar la importancia de una determinada actividad productiva en una economía se desagrega

garán más las cuentas de producción correspondientes a esta actividad. Así, Francois y Reiner (1996) estudian la importancia del sector servicios en un conjunto de economías; Marcouiller, Schreiner y Lewis (1996) se centran en el impacto del sector de producción de madera en el crecimiento en una región del sur de Estados Unidos; y Fernández-Macho, Gallastegui y González (2004) presentan una SAM para el sector pesquero gallego en la que este sector se desagrega en 8 actividades distintas de producción y 29 productos, lo que permite un análisis pormenorizado de la estructura del mismo y su imbricación en la economía regional.

Dentro de este apartado se pueden incluir también los estudios que, sin referirse a un sector determinado de la economía, sí distinguen los efectos de los distintos sectores económicos según sus características, tratando, por ejemplo, la división entre economía «formal» o «informal» (Thiele y Piazzolo 2003), o diferenciando algunas actividades o factores de producción por género (Taylor 1995, Fontana y Wood 2000).

SAM regionales

Si bien las SAM se comenzaron a elaborar a nivel estatal, muy pronto se vio el interés de construirlas a nivel regional tanto para estudiar países en los que las estructuras socioeconómicas de las regiones son muy diferentes entre sí como para poder llevar a cabo análisis de política económica más local. Cuando se elabora una SAM para el análisis de políticas de ámbito regional suele ser de interés desagregar la cuenta del resto del mundo para distinguir los intercambios realiza-

dos con otras regiones del mismo estado de los intercambios con el extranjero.

Ya a mediados de los años 60, Roe y Round trabajaron en una versión regional de la SAM para el Reino Unido en la Universidad de Gales (Round 2003). Posteriormente, se han elaborado SAM regionales, tanto en países desarrollados (Waters, Weber y Holland 1999, Darden y Harris 2000, Fannin 2000), como en vías de desarrollo (Lewis y Thorbecke 1992), para áreas metropolitanas como Quebec (Frechette *et al.* 1992), o incluso para pequeñas poblaciones (Adelman, Taylor y Vogel 1988). A nivel del Estado español, se han elaborado SAM regionales con distintos niveles de complejidad para Andalucía (Curbelo 1988, Cardenete 1998, Moniche 2003), Cataluña (Llop y Manresa 1999), Extremadura (de Miguel 2003), Asturias (Ramos, Fernández y Presno 2001), entre otras.

Por otro lado, también es interesante la elaboración de SAM interregionales útiles para analizar la relación de una región con el resto del país (de Miguel, Manresa y Ramajo 1998), o entre regiones (D'Antonio, Colaizzo y Leonello 1988, Hidayat 1991), o incluso entre pequeñas poblaciones (Parikh y Thorbecke 1996). En este caso, el procedimiento se basa en diseñar una SAM que contenga información de todas las regiones de interés así como de sus interrelaciones.

4. OBJETIVOS DE LA CONSTRUCCIÓN DE UNA SAM

Una matriz de contabilidad social tiene dos objetivos fundamentales (King 1985). En primer lugar, es una base de datos que organiza la información sobre la es-

estructura económica y social de una sociedad en un año particular. En segundo lugar, proporciona la base estadística necesaria para construir un modelo útil para analizar los efectos de determinadas políticas económicas sobre las variables macroeconómicas relevantes.

Como se ha explicado en la sección anterior, la SAM es un sistema de datos completo (tanto el receptor como el dador de cada transacción está identificado), consistente (cada renta cuenta con su correspondiente gasto), general y desagregado (incluye estimaciones de las transacciones entre sectores, instituciones y agentes económicos) que refleja la interdependencia que existe en un sistema socioeconómico. Así, dependiendo del sistema de clasificación que se utilice la SAM puede dar información útil sobre vínculos intersectoriales, flujos interregionales en una economía, la determinación de la distribución de la renta por grupos socioeconómicos dada la estructura de producción, relación entre una economía regional dada y otras economías regionales dentro de una nación y con el resto del mundo. Esta riqueza informativa justifica la relevancia de estas matrices bien como herramientas descriptivas de una economía bien como instrumentos el análisis de política económica.

Consideremos, en primer lugar, la SAM como un marco estadístico. En este sentido cada casilla de la matriz proporciona una estimación numérica del valor de la transacción realizada entre dos agentes económicos. Una vez que se cuenta con los datos, la SAM proporciona una imagen estática que da mucha información sobre la estructura económica de un país. Esta imagen incorpora explícitamente varias transformaciones cruciales entre las

variables económicas, como una proyección de la estructura de producción sobre la distribución de la renta de los factores y, desde ésta, sobre la distribución de la renta de las familias.

Esta imagen proporcionada por la SAM no es más que una fotografía. Pero, aunque sea exclusivamente desde este punto de vista, la construcción de la SAM es muy útil y es un instrumento esencial para diagnosticar la situación inicial de una economía y organizar los datos de forma sistemática con respecto a las cuentas y a la clasificación e interrelación de las variables que aparecen en las mismas.

Además, como ya se ha mencionado anteriormente, la elaboración de la SAM requiere un proceso de recogida y sistematización de gran cantidad de datos que puede ser de gran utilidad para detectar con certeza en qué áreas específicas hay mayor carencia de información. Así, en algunos países, puede ocurrir que la información estadística disponible no sea muy abundante, pero puede aprovecharse la existente de manera más eficiente si se cuenta con un marco apropiado, como es la SAM, para organizarla y hacer uso de ella. Por otro lado, como para construir una SAM es preciso acudir a fuentes estadísticas diversas que suelen utilizar diferentes metodologías, ésta se convierte en un instrumento para contrastar la consistencia de las mismas y para identificar posibles errores.

Si se quiere utilizar la SAM para cumplir objetivos de política económica, más que como un mero instrumento para el diagnóstico de la economía, el marco estadístico se ha de complementar con un marco conceptual que proporcione las relaciones técnicas y de comportamiento,

al menos estáticas y si es posible dinámicas, que han generado las relaciones dentro de las cuentas y entre las cuentas. Es decir, es necesario que cada casilla no sea interpretada como un número sino como una expresión algebraica que describa en términos conceptuales cómo se ha determinado ese número. Por lo tanto, es preciso vincular al puro marco estadístico de la SAM un modelo de relaciones causales entre las variables. En este sentido, la SAM se puede concebir como un marco analítico modular que especifica, para un conjunto de subsistemas interconectados, las principales relaciones entre las variables tanto dentro como entre subsistemas. Además, para que un marco conceptual sea útil para la política económica, éste ha de incluir instrumentos políticos potenciales que puedan ser controlados para mover el sistema en la dirección de crecimiento y equidad que se desee.

Como señala Pyatt (1988), una SAM no constituye en sí misma un modelo propiamente dicho, pero SAM y modelos están íntimamente relacionados. El hacer explícita esta relación es muy útil para la elaboración de los modelos y su posterior análisis. Cada modelo tiene su correspondiente marco contable y tal marco se puede expresar como una SAM, por lo que se puede concluir que todo modelo tiene su correspondiente SAM. Sin embargo, lo contrario no se cumple ya que para una SAM dada pueden existir varios modelos. Por tanto, la elección de la SAM restringe la selección del modelo pero no lo determina de manera única.

A la hora de diseñar un modelo basado en la SAM hay que tener en cuenta que el vínculo entre política, modelo y datos es muy importante. El punto de partida de la

construcción de un modelo es la elección del problema que se va a estudiar. En general, serán las circunstancias económicas de un país las que impondrán de alguna manera los temas o políticas que interesa analizar. Dependiendo del carácter de estas políticas se requerirá modelar más detalladamente un área u otra de la economía, lo que llevará a un tipo u otro de SAM. Por lo tanto, esta parte del diseño del modelo va a determinar la SAM de forma única: el sistema de clasificación de cuentas apropiado para recoger las principales características de la economía y los problemas a los que se enfrenta y se quieren tratar. Ahora bien, hay que tener en cuenta que los sistemas de clasificación no son independientes. La selección de desagregación de bienes no puede ser independiente de las actividades. La clasificación de las actividades no es independiente de los factores y las instituciones. Dado que la SAM trata de representar la interdependencia del flujo circular de la renta, tiene que haber un cierto equilibrio en los niveles de desagregación de las distintas partes del sistema.

El siguiente paso es cuantificar la SAM. Para ello es preciso utilizar datos de diferentes fuentes, lo que puede crear problemas de inconsistencia y de cuadre de las cuentas. En este campo se ha investigado mucho en los últimos treinta años y se ha pasado de cuadrar las cuentas utilizando información subjetiva a emplear algoritmos. Round (2003) presenta un estudio detallado de los distintos métodos recogidos en la literatura para cuadrar la SAM.

Como el modelo se construye para analizar los efectos de una política económica determinada sobre las variables

de interés, el tercer paso es dividir las cuentas en endógenas y exógenas. Esta clasificación dependerá también del tipo de análisis que se quiera realizar.

El primer modelo que se construyó tomando como base una SAM fue el desarrollado por Stone y Brown para el Reino Unido en 1960 (Stone y Brown 1962) en el que el funcionamiento del sistema económico estaba representado por un conjunto de relaciones econométricas algunas basadas en las funciones de producción y otras en la teoría del consumidor.

Los modelos que se basan en la SAM se dividen en dos grandes grupos. En primer lugar, los modelos SAM lineales, cuya estructura formal es similar al modelo abierto de Leontief y que genera también unos multiplicadores, denominados multiplicadores contables, que permiten medir los impactos de distintos estímulos exógenos sobre el sistema. En segundo lugar, están los Modelos de Equilibrio General Aplicado (MEGA), que son más flexibles que los modelos lineales ya que imponen menos restricciones sobre el comportamiento de los agentes económicos y que son básicamente un modelo de ecuaciones simultáneas que refleja las condiciones de equilibrio de una economía.

5. ANÁLISIS DE MULTIPLICADORES

La utilización de multiplicadores de impacto basados en la SAM ha demostrado ser un instrumento sólido para analizar el efecto de distintas políticas económicas generando abundante literatura en temas de crecimiento, distribución de la renta o medio ambiente entre otros (por citar algunas de las más recientes contribucio-

nes mencionaremos por ejemplo los trabajos de Cohen y Tuyl (1991), Isla (1999), Llop y Manresa (2004), etc.). Asimismo, se ha comprobado que mediante este análisis se pueden llevar a cabo estudios comparativos de la estructura económica de diferentes países (Cohen 2002) o regiones (Llop, Manresa y de Miguel 2002), así como de la evolución de una economía a lo largo del tiempo (Cohen 1989, Lima, Cardenete y Vallés 2003) o de las relaciones existentes entre distintas economías (Reiner y Roland-Host 2001). No obstante, es preciso reconocer que la diversidad de las áreas de aplicación es muy amplia.

5.1. Multiplicadores *Input-Output*

Dada una economía con n sectores, una Tabla *Input-Output* (Leontief 1951, Miernyck 1965, Miller y Blair 1985) describe las relaciones intersectoriales de tal forma que, para cada sector i , el conjunto de usos o empleos, es decir, la suma de todas las ventas intermedias a otros sectores más su demanda final:

$$x_{i1} + \dots + x_{in} + d_i$$

debe ser igual a su producción total q_i .

Esto es, sumando las columnas de la tabla podemos escribir en forma matricial

$$q = X e + d, \quad (1)$$

donde q es el vector ($n \times 1$) de producciones sectoriales, X es la matriz ($n \times n$) de transacciones intersectoriales, d es el vector ($n \times 1$) de demandas finales y e es un vector de unos: $e' = [1 \ 1 \ \dots \ 1]$. La ecuación (1) suele denominarse en la lite-

ratura *input-output* como el modelo abierto de Leontief (Leontief 1936, Leontief 1941, Leontief 1951).

Puesto que la economía se supone en equilibrio, también es cierto que la suma $x_{1i} + \dots + x_{ni}$ de todos los inputs intermedios más los factores primarios p_i (valor añadido), esto es, todos los recursos del sector i , deben ser iguales a la producción total del sector. En forma matricial, sumamos las filas de esta forma:

$$q = X' e + p. \quad (2)$$

Una TIO constituye así un modelo útil para evaluar, a través del cálculo de los correspondientes «multiplicadores de impacto», los cambios en la producción debidos a cambios en las políticas que afectan la demanda final.

5.1.1. *Multiplicadores de demanda*

La forma tradicional de resolver las ecuaciones IO a partir de (1) requiere definir una matriz A de coeficientes técnicos tal que

$$A = X' \text{diag}(q)^{-1} \quad (3)$$

donde $\text{diag}(q)$ denota a la matriz diagonal cuyos elementos diagonales son los del vector q . De esta forma, los elementos de la matriz $A = [a_{ij} = x_{ij}/q_j]$ pueden interpretarse como la cantidad de *input* i necesaria para producir una unidad de *output* j ⁶. En otras palabras, para producir q_j unidades, el sector j necesita $a_{ij} q_j$ unidades de input i . En forma matricial,

dado que $\text{diag}(q)^{-1} q = e$ podemos multiplicar (3) por q para obtener

$$Aq = X e,$$

de forma que el modelo (1) puede así describirse como

$$q = Aq + d, \quad (4)$$

de donde, finalmente,

$$q = (I - A)^{-1} d, \quad (4)$$

siendo I la matriz identidad.

La ecuación (5) muestra explícitamente que el vector de variables endógenas q (*outputs* de actividades y familias) queda determinado por el sistema a partir de la parte exógena del vector de demandas finales d . Tomando derivadas respecto de d' obtenemos

$$B = \frac{\partial q}{\partial d'} = (I - A)^{-1} = I + A + A^2 + A^3 + \dots,$$

es decir, la matriz $B = [b_{ij}]$ contiene los típicos multiplicadores dirigidos desde la demanda final, cuyo valor puede interpretarse como el cambio en el *output* del sector i que será necesario para satisfacer un incremento exógeno de una unidad en la demanda final del sector j . En particular, $b_{jj} > 1$, reflejando así que el multiplicador del sector j sobre sí mismo contiene el incremento unitario original en la demanda de j más todos los efectos inducidos por las necesidades de los demás sectores. Esta forma de resolver las ecuaciones suele denominarse como la versión de enlace hacia atrás (*backward linkage*) del modelo IO.

⁶ De aquí el término nemotécnico *Input-Output*.

5.1.2. Multiplicadores del valor añadido

De manera similar, siguiendo la sugerencia de Ghosh (1958), las ecuaciones de la TIO pueden también resolverse a partir de (2), definiendo una matriz C de coeficientes de renta tales que

$$C = X' \text{diag}(q)^{-1}$$

Así, los elementos de la matriz $C = [c_{ij} = x_{ji}/q_j]$ denotan la parte de una unidad de *output* j que se destina a producir bienes en el sector i . En otras palabras, la renta del sector j recibe $c_{ij} q_j$ unidades monetarias del sector i . En forma matricial, recordando que $\text{diag}(q)^{-1} q = e$, podemos escribir

$$Cq = X' e,$$

de forma que de (2)

$$q = Cq + p \quad (6)$$

y finalmente

$$q = (I - C)^{-1} p. \quad (7)$$

La ecuación (7) expresa de forma explícita que el vector endógeno q puede también ser determinado por el sistema económico a partir de la parte exógena del vector de inputs primarios p dado. Tomado derivadas obtenemos

$$D = \frac{\partial q}{\partial p'} = (I - C)^{-1} = I + C + C^2 + C^3 + \dots, \quad (8)$$

lo que significa que la matriz $D = [d_{ij}]$ contiene los multiplicadores dirigidos desde el valor añadido que cuantifican el cambio en el *output* del sector i que ocurriría como consecuencia de un incremento unitario exógeno en los *inputs* pri-

marios del sector j . En particular, $d_{jj} > 1$, ya que contiene el incremento unitario original en el valor añadido del sector j más todos los efectos inducidos por el resto de sectores. Esta segunda forma de resolver las ecuaciones suele denominarse como la versión de enlace hacia adelante (*forward linkage*) del modelo IO.

Es preciso añadir que la interpretación teórica del modelo de Ghosh ha sido profusamente criticada en la literatura, especialmente cuando se usa para explicar cambios «físicos» en la producción debidos a cambios «físicos» en los inputs primarios tales como trabajo y capital (Oosterhaven 1988, Oosterhaven 1989). Sin embargo el modelo de Ghosh puede ser correctamente interpretado como un modelo de precios en el que «los valores de la producción sectorial cambian debido a cambios en los precios, los cuales, a su vez, son causados por cambios en los precios de los factores primarios» (Dietzenbacher 1997). En cualquier caso, la interpretación de los impactos «hacia adelante» obtenidos a través del esquema de Ghosh puede resultar más problemática que la de los impactos «hacia atrás» obtenidos a través del modelo de Leontief (Leung y Pooley 2002, Cai y Leung 2004).

5.2. Multiplicadores SAM

Como ya ha sido mencionado anteriormente, una SAM no es conceptualmente distinta de una Tabla *Input-Output*. En este sentido, una SAM es meramente más compleja ya que usualmente distingue entre sectores o actividades y sus diferentes productos, y considera no sólo sectores industriales sino también instituciones o «sectores sociales», tales como

el gobierno o diferentes tipos de familias junto con sus correspondientes «productos», es decir, los factores de producción, entre otros refinamientos. No obstante, la estructura básica de una SAM sigue siendo esencialmente la misma y, por tanto, usaremos una expresión compacta similar a (4) para significar nuestra SAM en lo que sigue. Así, una vez especificadas qué cuentas de la SAM van a ser endógenas y cuales exógenas, el modelo general puede escribirse como

$$y = Py + z, \quad (9)$$

donde y es el vector de rentas de las cuentas endógenas, z es un vector exógeno de inyecciones y la matriz P es una matriz de propensiones medias al gasto. Obviamente, el modelo SAM también podría resolverse a la Ghosh como en (6), en cuyo caso escribiríamos

$$y = Ry + \ell, \quad (10)$$

Donde ℓ y R representarían respectivamente un vector exógeno de fugas y una matriz de propensiones medias al ingreso.

La matriz P (y, en su caso, la R) tendrían diferentes estructuras dependiendo de la clasificación de las cuentas en endógenas y exógenas. Por ejemplo, Defourny y Thorbecke (1984) consideran el esquema típico de una SAM manteniendo como cuentas endógenas a los sectores productivos (Acts-Prods), las familias (Fams) y los factores primarios (Facts) y como cuentas exógenas al resto, esto es:

$$\begin{array}{l} \text{Prods} \quad \text{Fams} \quad \text{Facts} \\ \text{Acts} \\ \text{Fams} \\ \text{Facts} \end{array} \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & 0 \\ 0 & P_{22} & P_{23} \\ P_{31} & 0 & 0 \end{bmatrix},$$

mientras que en Fernández-Macho *et al.* (2004) se consideran endógenas todas las actividades productivas (Acts y Fams) y todos los productos excepto los desembarcos de cierta especie pesquera (Prods* y Facts), de modo que la forma de la matriz P es similar al primer cuadrante del cuadro n.º 1:

$$\begin{array}{l} \text{Prods} \quad \text{Fams} \quad \text{Facts} \\ \text{Acts} \\ \text{Fams} \\ \text{Facts} \end{array} \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & 0 \\ 0 & P_{22} & P_{23} \\ P_{31} & 0 & 0 \end{bmatrix}, \quad (11)$$

A partir de (9) y (10) podemos escribir

$$y = (I + P)^{-1}z = Mz, \quad (12)$$

$$= (I + R)^{-1}\ell = H\ell, \quad (13)$$

donde las matrices M y H contienen multiplicadores contables; esto es, cada uno de sus elementos (m_{ij} o h_{ij}) recoge el incremento que habrá de obtenerse en la renta de una cuenta endógena i si la cuenta exógena j experimenta una unidad monetaria adicional bien en sus inyecciones (z_j) o bien en sus fugas (ℓ_j).

Una SAM constituye así un modelo útil para evaluar, a través del cálculo de los correspondientes multiplicadores de impacto, los cambios en la distribución de la producción, la renta y el empleo debidos a cambios en las políticas que afectan a cualquiera de las cuentas exógenas. Además, la suma de columnas de la matriz M de multiplicadores contables, $ED_j = \sum_i m_{ij}$, proporciona el denominado efecto difusión que indica cual es el incremento de renta que se genera sobre el conjunto de las cuentas endógenas cuando la cuenta de fila j recibe una inyección exógena unitaria de renta. Cuan-

to mayor es el efecto difusión de una cuenta, mayor es su capacidad para expandir la renta de la economía. Por otro lado, la suma de filas de la matriz de multiplicadores, $EA_i = \sum_j m_{ij}$, recibe el nombre de «efecto absorción», el cual mide la renta recibida o «absorbida» por la cuenta de la fila i -ésima cuando todas las demás cuentas reciben una inyección renta exógena unitaria.

Por último, nótese como el modelo IO tradicional (4) es un caso particular del modelo SAM genérico (9) en el que los vectores endógeno y y exógeno z están compuestos únicamente por las producciones sectoriales ($y = q$) y las demandas finales ($z = d$) respectivamente, de modo que la matriz P es simplemente la matriz de coeficientes técnicos ($P = A$). De igual forma, el modelo de Ghosh (6) puede también verse como un caso particular de (10) donde las fugas exógenas son los inputs primarios ($\ell = p$) y la matriz R es la matriz de coeficientes de renta ($R = C$). Por tanto las ecuaciones (5) y (7) no son ahora más que casos particulares de (12) y (13) respectivamente, esto es, los multiplicadores de demanda B o de valor añadido D son meros casos particulares de los multiplicadores contables M y H .

5.3. Multiplicadores de oferta

Si bien, como ya se ha mencionado, una SAM constituye un modelo útil para evaluar cambios en la distribución de la producción, la renta y el empleo debidos a cambios en las políticas que afectan la demanda final, no todas las políticas o cambios externos pueden verse como un cambio en la demanda. Después de todo, el modelo SAM en (9) no expresa

sino una relación matemática que puede usarse para acomodar diferentes puntos de vista y supuestos sobre el modelo económico. Por ejemplo, Fernández-Macho *et al.* (2004), en un estudio sobre los impactos ocasionados sobre la economía gallega de una alteración en las cuotas de captura de pesca, consideran exógena la oferta total de uno de los bienes en lugar de su demanda final, la cual, a su vez, pasa ahora a ser determinada endógenamente, mientras todo permanece igual que antes para el resto de actividades y bienes. En tales casos, el impacto viene desde el lado de la oferta y el método IO normalmente utilizado no permite cuantificar los efectos causados por tales medidas. De hecho, está claro que el uso de multiplicadores de demanda exagerará los resultados cuando el verdadero «motor» sea la oferta total en lugar de simplemente la demanda final. Para calcular correctamente los impactos inducidos por un cambio en una variable de oferta, es preciso cambiar el método de resolver el modelo, haciendo exógena la producción de alguno de los bienes. Cuando se llevan a cabo estos cambios, los multiplicadores correspondientes suelen denominarse multiplicadores SAM dirigidos desde la oferta (*supply-driven*) o SDSAM⁷.

5.3.1. Multiplicadores SDSAM «hacia atrás»

Para facilitar las cosas supongamos que las filas y columnas de la SAM han sido ordenadas de forma que en primer

⁷ El uso de esta terminología en el contexto presente es bastante obvio (Papadas y Dahl 1999, Leung y Pooley 2002). Sin embargo, no debe confundirse con los ya mencionados multiplicadores del valor añadido de Ghosh (1958) obtenidos en (8), a veces también referidos como «supply-driven» en la literatura.

lugar van las rentas y_1 de cuentas endógenas seguidas de la producción q_2 de los bienes exógenos. El sistema SAM en (9) queda particionado de esta manera

$$y = Py + z$$

$$\begin{pmatrix} y_1 \\ q_2 \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} \\ P_{21} & P_{22} \end{bmatrix} \begin{pmatrix} y_1 \\ q_2 \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} z_1 \\ d_2 \end{pmatrix}$$

donde z_1 es el vector de inyecciones de las cuentas endógenas, d_2 es el vector de demandas finales correspondientes a los bienes cuya producción se considera exógena y $P_{22} = 0$ puesto que en una SAM no hay flujos directos entre bienes. De este modo, podemos escribir que

$$\begin{bmatrix} I_{n_1} - P_{11} & -P_{12} \\ -P_{21} & I_{n_2} \end{bmatrix} \begin{pmatrix} y_1 \\ q_2 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} z_1 \\ d_2 \end{pmatrix}.$$

Reordenando estas matrices de modo que sólo las cantidades endógenas aparezcan en el lado izquierdo de las ecuaciones, obtenemos

$$\left. \begin{aligned} y_1 &= (I_{n_1} - P_{11})^{-1} (z_1 + P_{12} q_2) \\ d_2 &= q_2 - P_{21} y_1 \end{aligned} \right\},$$

o bien, en forma matricial,

$$\begin{pmatrix} y_1 \\ d_2 \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} (I_{n_1} - P_{11})^{-1} & (I_{n_1} - P_{11})^{-1} P_{12} \\ -P_{21} (I_{n_1} - P_{11})^{-1} & I_{n_2} - P_{21} (I_{n_1} - P_{11})^{-1} P_{12} \end{bmatrix} \begin{pmatrix} z_1 \\ q_2 \end{pmatrix}. \quad (14)$$

Nótese como esta última ecuación (14) es un caso análogo a la ecuación (12) en la que se definía la matriz M de multiplicadores contables. En ella se hace explícito el hecho de que el vector híbrido

$(y'_1, d'_2)'$ queda endógenamente determinado por el sistema a partir de un vector exógeno de inyecciones z_1 y outputs q_2 . Tomando derivadas respecto a q_2 (suponemos que z_1 se mantiene constante) tenemos que

$$M_y = \frac{\partial y_1}{\partial q'_2} = (I_{n_1} - P_{11})^{-1} P_{12},$$

$$M_d = \frac{\partial d_2}{\partial q'_2} = I_{n_2} - P_{21} (I_{n_1} - P_{11})^{-1} P_{12},$$

es decir, las matrices M_y y M_d proporcionan multiplicadores dirigidos desde la oferta (*supply-driven*) que pueden interpretarse de forma similar a los multiplicadores de demanda mencionados anteriormente. Así, el elemento (i, j) de M_y es el cambio en la renta de la cuenta i que será necesario para sustentar un aumento exógeno de una unidad en el output del bien j . Estos multiplicadores suelen denominarse multiplicadores SDSAM de enlace hacia atrás (*backward linkage*) de los bienes exógenos, mientras que los elementos de M_d proporcionarán los cambios correspondientes en sus propias demandas finales.

5.3.2. Multiplicadores SDSAM «hacia adelante»

Por supuesto, si comenzamos por particionar el sistema «*Ghoshiano*» en (10) (con $R_{22} = 0$) obtendremos resultados análogos desde el punto de vista del input. En tal caso,

$$\begin{pmatrix} y_1 \\ \rho_2 \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} (I_{n_1} - R_{11})^{-1} & (I_{n_1} - R_{11})^{-1} R_{12} \\ -R_{21} (I_{n_1} - R_{11})^{-1} & I_{n_2} - R_{21} (I_{n_1} - R_{11})^{-1} R_{12} \end{bmatrix} \begin{pmatrix} \ell_1 \\ q_2 \end{pmatrix}$$

donde se hace explícito el hecho de que el vector híbrido $(y'_1, p'_2)'$ queda endógenamente determinado por el sistema a partir de un vector exógeno de fugas ℓ_1 y outputs q_2 .

Tomando derivadas con respecto q_2 (supondremos ahora que ℓ_1 no cambia), obtenemos que

$$H_y = \frac{\partial y_1}{\partial q_2} = (I_{n_1} - R_{11})^{-1} R_{12},$$

$$H_p = \frac{\partial p_2}{\partial q_2} = I_{n_2} - R_{21} (I_{n_1} - R_{11})^{-1} R_{12},$$

lo que significa que las matrices H_y y H_p proporcionan multiplicadores dirigidos desde la oferta (*supply-driven*) que pueden interpretarse de forma similar a los obtenidos anteriormente. Así, el elemento (i,j) de H_y es el cambio en la renta de la cuenta i que ocurriría como consecuencia de un aumento exógeno de una unidad en el output del bien j . Estos multiplicadores se denominan multiplicadores SDSAM de enlace hacia adelante (*forward linkage*) de los bienes exógenos, mientras que los elementos de H_p proporcionarán los cambios correspondientes en sus propios valores añadidos.

Téngase en cuenta que los enlaces hacia atrás y hacia adelante no deben sumarse porque esto podría ocasionar una duplicación contable de los efectos del mismo cambio exógeno: una transacción de la cuenta i a la cuenta j representa un enlace directo hacia atrás para la cuenta j , pero es un enlace hacia adelante para la cuenta i (Roberts 1994). En este sentido, los dos tipos de impactos pueden interpretarse como dos casos extremos: uno donde sólo los enlaces hacia atrás generan impactos y el otro donde sólo se

producen efectos debidos a los enlaces hacia adelante.

5.4. Multiplicadores a precios fijos

Una limitación de las matrices de multiplicadores contables anteriores es que implican elasticidades de gasto unitarias (para cualquier incremento exógeno se da la misma propensión media al gasto en la matriz A). En particular, este supuesto resulta poco realista en el caso de la submatriz que refleja el patrón de gasto de los grupos de familias (p.ej., la submatriz P_{12} en los ejemplos del modelo SAM (9) antes mencionados). Una solución consiste en sustituir dicha submatriz de propensiones medias por la matriz E_{12} de propensiones marginales al gasto (Pyatt y Round 1979). Así, por ejemplo, en Fernández-Macho *et al.* (2004) la matriz

$$E = \begin{bmatrix} 0 & P_{11} & 0 & 0 \\ P_{11}^* & 0 & E_{12} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & P_{23} \\ P_{31} & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

sustituiría a la matriz P en la expresión (11) anterior y, de esta forma, obtendríamos los nuevos multiplicadores a precios fijos M_E a partir de

$$Y = (I - E)^{-1} Z = M_E Z.$$

A partir de aquí, es posible realizar el mismo ejercicio de obtención de multiplicadores particulares que en los apartados anteriores, obteniendo así los correspondientes multiplicadores de demanda a precios fijos, multiplicadores de valor añadido a precios fijos o multiplicadores SDSAM a precios fijos.

5.5. Multiplicadores de renta y empleo

El hecho de usar estos multiplicadores en el contexto de una SAM es importante ya que, como ya se ha mencionado anteriormente, una SAM suele considerar a las familias como un sector productivo más. Esto significa que un cambio exógeno no sólo genera cambios en la producción sino también genera un cambio en la renta disponible de las familias que, a su vez, producirá variaciones subsiguientes en la demanda y así sucesivamente, esto es, el análisis implícitamente incorpora una especie de mecanismo keynesiano mediante el cual variaciones en la renta inducen nuevos ajustes en la producción a través del efecto marginal en el consumo. En este sentido, los multiplicadores correspondientes a las familias pueden ser interpretados como multiplicadores de renta⁸.

Finalmente, los multiplicadores de empleo pueden también calcularse ponderando los correspondientes multiplicadores de producción mediante un coeficiente de empleo dado por L_i/q_i donde L_i es el empleo ocupado en la producción del bien i .

5.6. Descomposición de los multiplicadores

Los multiplicadores contables proporcionan los resultados obtenidos con la SAM pero sin explicar el proceso de cómo han sido generados. Para ayudar a la interpretación de los multiplicadores, se ha

sugerido descomponer aditivamente la matriz P de forma que

$$P = P_1 + P_2 + \dots$$

donde la descomposición anterior es arbitraria y depende de lo que interese estudiar. Así, por ejemplo, con el fin de separar los autoimpactos de los impactos entre distintas cuentas, en Defourny y Thorbecke (1984) la matriz P se descompone en

$$P = P_1 + P_2 = \begin{bmatrix} P_{11} & 0 & 0 \\ 0 & P_{22} & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0 & P_{12} & 0 \\ 0 & 0 & P_{23} \\ P_{31} & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

mientras que en Fernández-Macho *et al.* (2004) la matriz P podría descomponerse en

$$P = P_1 + P_2 = \begin{bmatrix} 0 & P_{11} & 0 & 0 \\ P_{11}^* & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & P_{12} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & P_{23} \\ P_{31} & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

En este sentido, siguiendo a Pyatt, Roe *et al.* (1977), la matriz M de multiplicadores contables se puede factorizar como sigue:

$$M = M_3 M_2 M_1, \quad Y = MZ = M_3 M_2 M_1 Z,$$

donde las matrices de multiplicadores M_1 , M_2 , M_3 se expresan en función de las submatrices de P . Su interpretación es la siguiente:

M_1 : multiplicadores de efectos propios que recogen los efectos que un determi-

⁸ Pyatt (2001) analiza las relaciones entre los distintos multiplicadores de renta derivados de las TIO y sus extensiones y los obtenidos a partir de la SAM.

nado grupo de cuentas tiene sobre sí mismas a consecuencia de las transferencias internas que se establecen. Dada la descomposición típica anterior, esta matriz es diagonal por bloques, en la cual la submatriz correspondiente a las actividades productivas es la inversa de Leontief.

M_2 : *multiplicadores de efectos cruzados (ciclo abierto)* que recogen los efectos que las cuentas de un grupo tienen sobre las cuentas de los grupos restantes (sin considerar los efectos circulares). La diagonal son matrices identidad.

M_3 : *multiplicadores de efectos circulares (ciclo cerrado)* que permiten recoger los efectos derivados de la interdependencia circular de las cuentas (parte de la renta que se origina en una cuenta vuelve a ella misma cada vez que se completa una vuelta al sistema). Es también una matriz diagonal por bloques.

Reordenando esta descomposición multiplicativa es posible obtener la descomposición aditiva de Stone (1978):

$$M = I + (M_1 - I) + (M_2 - I)M_1 + (M_3 - I)M_2M_1 = I + T + O + C$$

donde:

- I : efecto inicial o «efecto directo».
- T : contribución neta del multiplicador de efectos propios (efectos de transferencia o efectos intragrupos). Por ejemplo, entre familias o entre actividades.
- O : contribución neta del multiplicador de efectos cruzados (ciclo abierto o efectos extragrupos), es decir, los efectos cruzados que las cuentas de un grupo tienen sobre las cuentas de los grupos restantes. En los ejemplos, entre las tres cuentas endógenas.

C : contribución neta del multiplicador efectos circulares (ciclo cerrado o efectos entre grupos), que asegura que el flujo circular de la renta se completa entre las cuentas endógenas, es decir, de las actividades a los factores e instituciones y después vuelta a actividades en forma de demanda de consumo.

Son muchos los ejemplos que se pueden encontrar en la literatura de aplicaciones del método de descomposición de multiplicadores a la Economía. Por mencionar algunos, citaremos los trabajos de Bottiroli y Targetti (1988) en el área de la distribución de la renta, Khan (1999) en el análisis de la pobreza, Xie (2000) para temas relacionados con el medio ambiente y Llop y Manresa (1999) y de Miguel *et al.* (1998) en el ámbito regional.

5.7. Análisis de trayectorias estructurales

La descomposición de multiplicadores anterior sólo permite descomponer el multiplicador conjunto en efectos totales dentro y entre cuentas, por lo que es limitado a la hora de revelar cómo se extiende la influencia de un cambio exógeno a través de toda la estructura económica. Así, no permite identificar la red de sectores individuales específicos a través de los cuales se expande la influencia desde una cuenta de origen hasta otra de destino. Esta identificación es relevante desde un punto de vista de política económica; por ejemplo, permitiría saber que sectores resultan claves por ser polos importantes de transmisión y cuales pueden ser potenciales «cuellos de botella». Un análisis que sí mantiene estas caracterís-

ticas es el denominado análisis de trayectorias estructurales (structural path analysis o SPA en terminología anglosajona; Defourny y Thorbecke (1984)).

Mientras que en el análisis de multiplicadores convencional la forma reducida del sistema soluciona el modelo expresando las variables endógenas en función de las exógenas, el SPA intenta clarificar y explicar esta solución a través del estudio de la transmisión de la influencia dentro de la red de relaciones estructurales comenzando con los cambios en las variables exógenas hasta sus últimos efectos en las endógenas. Los ejercicios de este tipo analizan las sendas de interés y estudian el porcentaje de la influencia global que representan. Es decir, este tipo de análisis trata de estimar la influencia de cada una de las sendas que van del sector o cuenta exógena i al sector o cuenta endógena j .

Por ejemplo, en Thorbecke (1998) se analizan los principales caminos a través de los que la instalación de una factoría textil en una zona rural puede afectar a las rentas de los pequeños agricultores. Por un lado, el aumento de la producción textil, requiere de trabajo no cualificado proveniente de dos grupos familiares: pequeños agricultores y trabajadores agrarios. Como estos dos grupos suelen ser de renta baja, al aumentar su renta se genera un incremento de gasto en alimentos que a su vez requiere aumentar la producción agrícola, lo que significa más mano de obra no cualificada de los pequeños agricultores que ven así aumentar más su renta. Como puede apreciarse en este sencillo ejemplo, existen dos sendas distintas de influencia con origen en la producción textil y destino las rentas de los pequeños agricultores.

El SPA se basa en el concepto de *influencia*, asimilable al tradicional concepto de gasto. En este sentido, denotaremos a_{ij} a la magnitud de la influencia entre el polo i y el polo j , de modo que podemos definir los conceptos siguientes:

Influencia directa de i en j o cambio en la renta de j inducido por un cambio unitario en i , manteniéndose constante la renta del resto de los polos, salvo los incluidos en la senda que va desde i a j . Por ejemplo, si la senda entre i y j es directa, entonces $ID_{ij} = a_{ij}$, mientras que si para ir de i a j hay que pasar por los polos x e y , entonces $ID_{ij} = a_{xi} a_{yx} a_{jy}$.

Influencia total: captura todos los efectos de una senda entre i y j incluyendo los efectos indirectos debidos a posibles interacciones entre polos. Por ejemplo, supongamos que al camino $i \rightarrow x \rightarrow y \rightarrow j$ hay que añadir las interacciones siguientes: $y \rightarrow x$ y $y \rightarrow z \rightarrow x$. Para recoger no solo la influencia directa sino también el resto de efectos secundarios tenemos que

$$IT_{ij} = ID_{ij} M_p = a_{xi} a_{yx} a_{jy} M_p$$

donde M_p es el «multiplicador de transmisión» calculado como

$$M_p = \frac{\Delta_p}{\Delta}$$

donde Δ es el determinante de $(I - A)$ en la estructura de la SAM y Δ_p es el determinante de la matriz resultante al extraer de $(I - A)$ los polos que entran en la senda analizada.

Influencia global: mide los efectos totales sobre la renta del polo j debido a un shock de una unidad de renta en el polo i

sin tener en cuenta la topología, esto es, la suma de todas las influencias totales de todas las posibles sendas que unen i a j . Por lo tanto, M es la «matriz de influencias globales».

Otros ejemplos de aplicaciones de este tipo de análisis, los podemos encontrar en Sonis, Hewings y Sulistyowati (1997) para la economía de Indonesia y Polo y Sancho (1991) y Ferri y Uriel (2000) para el caso español.

6. MODELOS DE EQUILIBRIO GENERAL APLICADO

Al igual que el modelo de multiplicadores de la SAM, un Modelo de Equilibrio General Aplicado o MEGA también se basa en el concepto teórico de equilibrio general de la economía (Dervis, de Melo y Robinson 1982, Shoven y Whalley 1992, Ginsburgh y Keyzer 1997). Con estos modelos se trata de realizar una representación completa de un sistema económico donde todos los mercados se interrelacionan y los precios de bienes, servicios y factores primarios garantizan la situación de equilibrio de dicha economía. Los MEGA utilizan también la SAM como base de datos y representan las mismas transacciones económicas que la SAM.

Como se ha explicado en la sección anterior, los modelos de multiplicadores SAM son modelos lineales con las siguientes características: coeficientes de producción y consumo constantes, utilización plena de los factores (trabajo y capital), ajuste a través de cambios en las cantidades, precios exógenos y ausencia de restricciones en los recursos, es decir, siempre existen recursos ociosos que se pueden emplear para expandir la econo-

mía. Un modelo de equilibrio general, sin embargo, es más flexible en el sentido de que se pueden formular relaciones no lineales entre los agentes económicos, se ajusta a través de cambios en los precios relativos más que en las cantidades y permite la sustitución entre inputs en producción y bienes en consumo. De esta forma, es posible conseguir una representación más realista de la economía pero a cambio de un incremento significativo del coste en cuanto a la cantidad de datos y al esfuerzo de modelización requeridos.

Desde el primer modelo construido por Stone y Brown (1962) para un país desarrollado y los esfuerzos realizados en los setenta para estudiar los países en vías de desarrollo (Corea, Brasil, Malasia), revisados en Thorbecke (1985), se ha producido un gran auge en la utilización de los MEGA como instrumentos de análisis de los fenómenos económicos y de las intervenciones públicas en las economías. Sobre todo, desde que el desarrollo de los algoritmos computacionales y su aplicación en el software informático ha permitido resolver los problemas que planteaba el cuantificar los aspectos teóricos formales del equilibrio general (Löfgren, Harris y Robinson 2001)⁹.

En el proceso de elaboración de un MEGA se pueden distinguir varias fases. En primer lugar, hay que señalar que no existe una única manera de representar una economía por lo que el diseño final de un MEGA depende, fundamentalmente,

⁹ Uno de los paquetes informáticos más utilizados es el GAMS (General Algebraic Modeling System). Un manual de introducción a este programa informático se puede encontrar en Brooke, Kendrick, Meeraus y Raman (1998).

de los distintos aspectos del fenómeno que se quiera estudiar y de la disponibilidad estadística. El tipo de problema que se desee analizar, bien sea, por ejemplo, evaluar el efecto de distintas políticas fiscales o analizar las consecuencias asociadas a una política de liberalización comercial, determina la selección de las clasificaciones y de los aspectos macroeconómicos que se consideran relevantes y que formarán parte del modelo. Esta parte de la modelización determina a su vez la SAM: qué instituciones van a estar presentes, con qué nivel de desagregación de sectores productivos, consumidores, empresas, sector exterior, etc. En este aspecto hay que tener en cuenta que al diseñar el MEGA también hay que tener en cuenta la gran cantidad de información estadística que es necesaria y que no siempre está disponible. Por lo que, en la práctica, al diseñar el modelo hay que llegar a un compromiso entre los objetivos que se persiguen y la información de que se dispone.

En segundo lugar, se procede a la cuantificación de la SAM y a la formulación de las relaciones de comportamiento del modelo. Al construir un MEGA basado en la SAM, las ecuaciones de las sumas de filas y columnas de la SAM corresponden, respectivamente, al lado de la demanda y de la oferta de la economía. Pero estas ecuaciones son insuficientes para cerrar completamente el sistema: se requiere un tercer conjunto de ecuaciones que se les denomina reglas de cierre¹⁰.

En último lugar, es preciso estimar los parámetros del modelo. Dado que un

MEGA permite especificar relaciones no lineales entre los agentes, hay elegir la forma funcional de las mismas. Las funciones más utilizadas en los MEGA son las Cobb-Douglas o las CES (Elasticidad de Sustitución Constante) cuyos parámetros se pueden estimar con relativa facilidad. Una vez definidas las expresiones funcionales, hay que obtener los parámetros bien mediante estimaciones econométricas fuera del modelo, o por calibración. La estimación econométrica resulta muy compleja dado que requeriría unas series de datos de gran escala mientras que la técnica de calibración presenta menores exigencias, por lo que es la que se utiliza normalmente.

La SAM es la base de datos que se utiliza para calibrar todas las propensiones medias del modelo (distribución de los gastos totales, etc.) Pero la información contenida en la SAM no permite estimar todos los parámetros del modelo, por lo que algunos de ellos (normalmente referidos a elasticidades) se han de calibrar utilizando información adicional. Una de las críticas que se dirigen habitualmente a los MEGA va en esta dirección y es de esperar que este problema se vaya resolviendo en el tiempo con una mayor flexibilidad en la estimación de los parámetros que describen la economía.

Calibrar un MEGA significa que las ecuaciones se ajustan perfectamente a los datos, por lo que el MEGA va a reproducir exactamente la información contenida en la SAM del año base. Dado que el modelo se considera una descripción de una situación de equilibrio de la economía, la calibración supone que la realidad económica reflejada en la SAM se corresponde a un equilibrio económico. Esta idea lleva a un cálculo determinista de los

¹⁰ Para una descripción más detallada del procedimiento de formulación de estos modelos, véase por ejemplo Whalley (1991).

parámetros, no existiendo estadísticos de contratos. Algunas ventajas de la calibración son que, por un lado, no se ha de realizar ningún ajuste para que el modelo pase por el punto del año base y que, por otro lado, garantiza que, al menos para ese año, el modelo tiene solución.

La calibración del modelo proporciona, por lo tanto, una primera solución que se supone de partida o de equilibrio inicial y que reproduce exactamente la SAM, permitiendo así la comparación con los resultados de las simulaciones que se deseen realizar. Al cambiar el valor de alguna variable exógena utilizada como instrumento de la política económica que se quiere analizar, se resuelve de nuevo el modelo. El nuevo equilibrio obtenido proporciona las modificaciones en los precios relativos, la asignación de recursos, los agregados macroeconómicos o el bienestar de los agentes. Este tipo de análisis se denomina «estática comparada».

La facilidad de aplicación de los métodos de computación de los MEGA ha propiciado la aparición de una extensa literatura analizando problemas económicos muy diversos. La aplicación de los MEGA tiene gran tradición en el campo de la política fiscal y el comercio internacional (véanse las panorámicas de Shoven y Whalley (1984), de Melo (1988), Pereira y Shoven (1988)) pero se ha aplicado a muchos más campos de la economía. Sin pretender ser exhaustivos, mencionaremos a continuación algunas de las aplicaciones más relevantes con referencias que pueden ser de interés para el lector.

Así, se han estudiado los efectos de diversas políticas económicas en la agricul-

tura (Bandara y Coxhead 1999, Taylor y Adelman 2003), en el sector de la energía (Bergman 1988), en el análisis de la pobreza y los países en vías de desarrollo (Stifel y Thorbecke 2003, Vos y de Jong 2003, Decaluwé y Martens 1988), en el empleo (Berck y Hoffmann 2002, Galrao y Saba 2003), en el medio ambiente (Bovenberg y Van der Ploeg 1998, Xie y Saltzman 2000) y en la gestión de los recursos naturales (Devarajan 1988, Seung, Harris y MacDiarmid 1994), entre otros.

Son también de interés las aplicaciones del MEGA para analizar los efectos económicos de las integraciones económicas y comerciales que se están llevando a cabo en las últimas décadas. Los efectos del tratado de libre comercio en Norte América han sido estudiados por Roland-Host (1991) y Kehoe y Kehoe (1995), mientras que Mercenier (1995), entre otros, analiza la integración económica europea. El impacto que la incorporación a la UE ha tenido sobre algunos de sus países miembros ha sido estudiado por Polo y Sancho (1993), para el caso español, y Willenbockel (1994) para el británico, entre otros.

La primera aportación en la literatura española en este campo es la de Kehoe, Manresa, Noyola, Polo y Sancho (1988) que construyen un MEGA para analizar los efectos de la reforma de la imposición indirecta que tuvo lugar al incorporarse España a la CEE y que consistió en la sustitución de los antiguos impuestos indirectos en cascada por el impuesto del valor añadido. Este MEGA se basó en la SAM que desarrollaron estos mismos autores (Kehoe, Manresa, Polo y Sancho 1988). Posteriormente, se han publicado trabajos sobre distintos tipos de políticas fiscales (Polo y Sancho 1990, Polo y San-

cho 1991, Gómez 1999), los problemas de la inmigración (Ferri, Gómez-Plana y Martín 2001), etc.

La aplicación de los MEGA en el campo del análisis de política económica regional es más reciente y presenta problemas importantes debido a la falta de la información estadística necesaria (Isard y Azis 1998). Aún así, se pueden encontrar algunas aportaciones interesantes dentro del Estado español, como las de Cardenete y Sancho (2003) que analizan los efectos de la última reforma fiscal sobre el IRPF en una región en vías de desarrollo (Andalucía) utilizando la SAM andaluza para 1995; Llop (2001) que estudia las reducciones en las cotizaciones empresariales a la seguridad social en Cataluña; de Miguel (2003) que trata de medir el impacto económico en Extremadura de una reducción de las subvenciones agrarias, esperada dentro del marco de la ampliación de la UE; o André, Cardenete y Velázquez (2004) que analizan el tema del doble impuesto medioambiental.

Por último, es interesante señalar que Robinson y Roland-Host (1988) muestran cómo a través de un MEGA también se puede llevar a cabo análisis de multiplicadores marginales de la SAM.

7. CONCLUSIÓN

La matriz de contabilidad social ha demostrado ser un instrumento de gran interés en la práctica económica en una doble vertiente. Por un lado, como base de datos que proporciona información económica y social relativa a todos los agentes económicos. De hecho, elaborar una SAM permite hacer el mejor uso posible de los datos disponibles. En numerosas ocasiones el analista económico se encuentra con datos incompletos y, en este sentido, la SAM es un instrumento ideal para organizar toda la información disponible, dotarla de consistencia y así hacer posible un análisis descriptivo de la estructura de una economía. Por otro lado, la SAM proporciona la base estadística necesaria para construir un modelo útil para analizar los efectos de determinadas políticas sobre las variables macroeconómicas de interés. Los modelos basados en la SAM se dividen en dos grandes grupos: modelos SAM lineales de los que se derivan los multiplicadores de impactos y los modelos de equilibrio general. Esta doble faceta de la SAM, como herramienta estadística y como marco para la modelización económica, permite decir que es un instrumento esencial para vincular la economía y la estadística.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADELMAN, I., TAYLOR, J. E. y VOGEL, S. (1988), «Life in a Mexican village: a SAM perspective», *Journal of Development Studies* 25, 5-24.
- ALARCÓN, J., VAN HEEMST, J. y DE JONG, N. (2000), «Extending the SAM with social and environmental indicators: an application to Bolivia», *Economic Systems Research* 12(4), 473-496.
- ANDRÉ, F., CARDENETE, M. y VELÁZQUEZ, E. (2004), *Performing an environmental tax reform in a regional economy. A computable general equilibrium approach*, Centra, Documento de Trabajo 4, Fundación Centro de Estudios Andaluces.
- BANDARA, J. y COXHEAD, I. (1999), «Can trade liberalization have environmental benefits in developing country agriculture? A Sri Lankan case study», *Journal of Policy Modeling* 21(3), 349-374.
- BERCK, P. y HOFFMANN, S. (2002), «Assessing the employment impacts of environmental and natural resource policy», *Environmental and Resource Economics* 22, 133-156.
- BERGMAN, L. (1988), «Energy policy modeling: a survey of general equilibrium approaches», *Journal of Policy Modeling* 10(3), 377-399.
- BOTTIROLI, M. y TARGETTI, R. (1988), «The distribution of personal income at the sectoral level in Italy: a SAM model», *Journal of Policy Modeling* 10(3), 453-468.
- BOVENBERG, L. y VAN DER PLOEG, F. (1998), «Tax reform, structural employment and the environment», *Scandinavian Journal of Economics* 100(3), 593-610.
- BROOKE, A., KENDRICK, D., MEERAUS, A. y RAMAN, R. (1998), *GAMS: A User's Guide*, GAMS Development Corporation, Washington.
- CAI, J. y LEUNG, P. (2004), «Linkage measures: A revisit and a suggested alternative», *Economic Systems Research* 16, 65-85.
- CARDENETE, M. (1998), «Una matriz de contabilidad social para la economía andaluza: 1990», *Estudios Regionales* 1(52), 137-153.
- CARDENETE, M. y SANCHO, F. (2003), «An applied general equilibrium model to assess the impact of national tax changes on a regional economy», *Review of Urban and Regional Development Studies* 15(1), 55-65.
- CARDENETE, M. y SANCHO, F. (2004), *El marco del SEC95 y las matrices de contabilidad social: España 1995*, Centra, Documento de Trabajo 3, Fundación Centro de Estudios Andaluces.
- COHEN, S. (1989), «Analysis of social accounting multipliers over time: the case of Netherlands», *Socio-Economic Planning Science* 23(5), 291-302.
- COHEN, S. (2002), «Growth and distribution in Russia and China: a social accounting matrix analysis», *International Advances in Economic Research* 8(4), 296-304.
- COHEN, S. y TUYL, J. (1991), «Growth and equity effects of changing demographic structures in the Netherlands: simulations within a social accounting matrix», *Economic Modeling* 8(1), 3-15.
- CURBELO, J. (1988), «Crecimiento y equidad en una economía regional estancada: el caso de Andalucía (un análisis en el marco de las matrices de contabilidad social)», *Investigaciones Económicas (Segunda época)* 12(3), 501-518.
- D'ANTONIO, M., COLAIZZO, R. y LEONELLO, G. (1988), «Mezzogiorno/centre-north: A two region model for the Italian economy», *Journal of Policy Modeling* 10(3), 437-451.
- DARDEN, T. y HARRIS, T. (2000), *Updated economic impact model for White Pine county*, Technical Report 8, University of Nevada, Reno.
- DE MELO, J. (1988), «Computable general equilibrium models for trade policy analysis in developing countries: a survey», *Journal of Policy Modeling* 10(4), 469-503.
- DE MIGUEL, F. (2003), *Matrices de contabilidad social y modelización de equilibrio general: una aplicación para la economía extremeña*, PhD thesis, Universidad de Extremadura.
- DE MIGUEL, F., MANRESA, A. y RAMAJO, J. (1998), «Matriz de Contabilidad Social y multiplicadores contables: una aplicación para Extremadura», *Estadística Española* 40(143), 195-232.
- DECALUWÉ, B. y MARTENS, A. (1988), «CGE modeling and developing economies: a concise empirical survey of 73 applications to 26 countries», *Journal of Policy Modeling* 10(4), 529-568.
- DEFOURNY, J. y THORBECKE, E. (1984), «Structural path analysis and multiplier decomposition within a social accounting matrix framework», *Economic Journal* 94(373), 111-136.
- DERVIS, K., DE MELO, J. y ROBINSON, S. (1982), *General Equilibrium Models for Development Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- DEVARAJAN, S. (1988), «Natural resources and taxation in computable general equilibrium models of developing countries», *Journal of Policy Modeling* 10(4), 505-528.

- DIETZENBACHER, E. (1997), «In vindication of the Ghosh model: A reinterpretation as a price model», *Journal of Regional Science* 37(4), 629-651.
- EMINI, C. A. y FOFACK, H. (2004), «A financial accounting matrix for the integrated macroeconomic model for poverty analysis», *World Bank Policy Research Working Paper* 3219, 1-49.
- FANNIN, J. (2000), *Construction of a social accounting matrix for County Fermanagh, Northern Ireland*, paper, Meeting of the Southern Regional Science Association.
- FARGEIX, A. y SADOULET, E. (1994), «A financial computable general equilibrium model for the analysis of stabilization programs», in J. MERCERNIER y T. SRINIVASAN, eds, *Applied General Equilibrium and Economic Development*, Ann Arbor. University of Michigan Press, chapter 4.
- FERNÁNDEZ-MACHO, J., GALLASTEGUI, C. y GONZÁLEZ, P. (2004), «The Social Accounting Matrix for the Galician fishing sector: What do we learn from it?», in *Proceedings of the 2004 EAFE Conference*, European Association of Fisheries Economists, pp. 1-39.
- FERRI, J., GÓMEZ-PLANA, A. y MARTÍN, J. (2001), *General equilibrium effects of increasing immigration: the case of Spain*, Documentos de Trabajo 2, Departamento de Análisis Económico, Universidad de Valencia.
- FERRI, J. y URIEL, E. (2000), «Multiplicadores contables y análisis estructural en la matriz de contabilidad social. una aplicación al caso español», *Investigaciones Económicas* 24(2), 419-453.
- FONTANA, M. y WOOD, A. (2000), «Modeling the effects of trade on women, at work, at home», *World Development* 28(7), 1173-1190.
- FRANCOIS, J. y REINER, K. (1996), «The role of services in the structure of production and trade: stylized facts form a cross-country analysis», *Asia-Pacific Economic Review* 2(1), 1-9.
- FRECHETTE, P. et al. (1992), «Estimating the regional economic impact of Laval University using a computable general equilibrium model», *Canadian Journal of Regional Science* 15(1), 81-100.
- GALRAO, F. y SABA, J. (2003), «The impacts of trade on the Brazilian labor market: A CGE model approach», *World Development* 9, 1581-1595.
- GHOSH, A. (1958), «Input-Output approach in an allocation system», *Economica* 25, 58-64.
- GINSBURGH, V. y KEYZER, M. (1997), *The structure of applied general equilibrium models*, MIT Press.
- GÓMEZ, A. (1999), *Efecto de los impuestos a través de un modelo de equilibrio general aplicado a la economía española*, Papeles de Trabajo 4, Instituto de Estudios Fiscales.
- HIDAYAT, T. (1991), *The Construction of a two-region social accounting matrix for Indonesia and its application to some equity issues*, Tesis doctoral, Universidad de Cornell.
- ISARD, W. y AZIS, I. (1998), «Applied general interregional equilibrium», in W. ISARD, ed., *Methods of Interregional and Regional Analysis*, Regional Science Studies Series, Ashgate, chapter 8, pp. 333-398.
- ISLA, F. (1999), «Multiplicadores y distribución de la renta en un modelo SAM de Andalucía», *Estudios de Economía Aplicada* 12(1), 91-116.
- KEHOE, P. y KEHOE, T. (1995), *Modeling North American Economic Integration*, Kluwer Academic Publishers.
- KEHOE, T., MANRESA, A., NOYOLA, P., POLO, C. y SANCHO, F. (1988), «A general equilibrium of the 1986 tax reform in Spain», *European Economic Review* 32, 334-342.
- KEHOE, T., MANRESA, A., POLO, C. y SANCHO, F. (1988), «Una matriz de contabilidad social de la economía española», *Estadística Española* 30(117), 5-33.
- KEUNING, S. (1997), «SESAME: an integrated economic and social accounting system», *International Statistical Review* 65, 111-121.
- KEUNING, S. y VERBRUGGEN, M. (2003), «European structural indicators, a way forward», *Economic Systems Research* 1, 5-28.
- KHAN, H. (1999), «Sectoral growth and poverty alleviation: a multiplier decomposition technique applied to South Africa», *World Development* 27(3), 521-530.
- KING, B. (1985), «What is a SAM», in G. PYATT y J. ROUND, eds, «Social Accounting Matrix: a basis for planning», The World Bank, chapter 15, pp. 17-51.
- LENZEN, M. y SCHAEFFER, R. (2004), «Environmental and social accounting for Brazil», *Environmental and Resource Economics* 27, 201-226.
- LEONTIEF, W. (1936), «Quantitative Input-Output relations in the economic system of the United States», *Review of Economics and Statistics* 18, 105-25.
- LEONTIEF, W. (1941), *The Structure of American Economy, 1919-1929*, Harvard University Press, Cambridge, MA.
- LEONTIEF, W. (1951), *The Structure of American Economy, 1919-1939*, Oxford University Press, New York.
- LEUNG, P. y POOLEY, S. (2002), «Regional economic impacts of reductions in fisheries production

- tion: A supply-driven approach», *Marine Resource Economics* 16, 251-262.
- LEWIS, B. y THORBECKE, E. (1992), «District-level economic linkages in Kenya: evidence based on a small regional social accounting matrix», *World Development* 20(6), 881-897.
- LIMA, M., CARDENETE, M. y VALLÉS, J. (2003), *Un análisis estructural de la economía andaluza a través de matrices de contabilidad social: 1990-99*, Centra, Documento de Trabajo 20, Fundación Centro de Estudios Andaluces.
- LLOP, M. (2001), *Un Análisis de Equilibrio General de la Economía Catalana*, PhD thesis, Universitat de Barcelona.
- LLOP, M. y MANRESA, A. (1999), «Análisis de la economía de Cataluña (1994) a través de una matriz de contabilidad social», *Estadística Española* 41(144), 241-268.
- LLOP, M. y MANRESA, A. (2004), «Income distribution in a regional economy: a SAM model», *Journal of Policy Modelling* 26(6), 689-702.
- LLOP, M., MANRESA, A. y DE MIGUEL, F. (2002), «Comparación de Cataluña y Extremadura a través de matrices de contabilidad social», *Investigaciones Económicas* 26(3), 573-587.
- LÖFGREN, H., HARRIS, L. y ROBINSON, S. (2001), *A standard computable general equilibrium (CGE) model in GAMS*, TMD Discussion Paper 75, Trade and Macroeconomic Divisions. International Food Policy Research Institute.
- MARCOUILLER, D., SCHREINER, D. y LEWIS, D. (1996), «The impact of forest land use on regional value added», *Review of Regional Studies* 26(2), 211-233.
- MERCENIER, J. (1995), «Can 1992 reduce unemployment in Europe? On welfare and employment effects of Europe's move to a single market», *Journal of Policy Modeling* 17(1), 1-37.
- MIERNYCK, W. (1965), *The Elements of Input-Output Analysis*, Random House, New York.
- MILLER, R. y BLAIR, P. (1985), *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*, Prentice Hall, London.
- MIYAZAWA, K. (1976), *Input-Output analysis and the structure of income distribution*, Springer-Verlag, Berlin.
- MONICHE, L. (2003), *Nuevos desarrollos de las matrices de contabilidad social*, Instituto de Estadística de Andalucía, Andalucía, España.
- NAUDE, W. (1994), «The national financial accounts, economic growth and development», *South African Journal of Economics* 62(1), 46-54.
- OOSTERHAVEN, J. (1988), «On the plausibility of the supply-driven input-output model», *Journal of Regional Science* 28(2), 203-217.
- OOSTERHAVEN, J. (1989), «The supply-driven input-output model: A new interpretation but still implausible», *Journal of Regional Science* 29(3), 459-465.
- PAPADAS, C. y DAHL, D. (1999), «Supply-driven Input-Output multipliers», *Journal of Agricultural Economics* 50, 269-285.
- PARIKH, A. y THORBECKE, E. (1996), «Impact of rural industrialization on village life and economy: a social accounting matrix approach», *Economic Development and Cultural Change* 44(2), 351-377.
- PEDERSEN, O. (1999), *Physical input-output tables for Denmark; products and materials 1990; air emissions 1990-92*, Statistical Report 112, Copenhagen, Statistics Denmark.
- PEREIRA, A. y SHOVEN, J. (1988), «Survey of dynamic computational general equilibrium models for tax policy evaluation», *Journal of Policy Modeling* 10(3), 401-436.
- POLO, C. y SANCHO, F. (1990), «Efectos económicos de una reducción de las cuotas empresariales a la seguridad social», *Investigaciones Económicas* 14(3), 407-424.
- POLO, C. y SANCHO, F. (1991), «Equivalencia recaudatoria y asignación de recursos: un análisis de simulación», *Cuadernos Económicos del ICE* 48, 239-252.
- POLO, C. y SANCHO, F. (1993), «An analysis of Spain's integration in the EEC», *Journal of Policy Modeling* 15(2), 157-178.
- PYATT, G. (1988), «A SAM approach to modelling», *Journal of Policy Modeling* 10(3), 327-352.
- PYATT, G. (2001), «Some early multiplier models of the relationship between income distribution and production structure», *Economic Systems Research* 13(2), 139-163.
- PYATT, G., ROE, A. y asociados (1977), *Social Accounting for development planning with special reference to Sri Lanka*, Cambridge University Press, London.
- PYATT, G., ROE, A. et al. (1977), *Social Accounting for development planning with special reference to Sri Lanka*, Cambridge University Press, London.
- PYATT, G. y ROUND, J. (1979), «Accounting and fixed price multipliers in a social accounting matrix», *Economic Journal* 89(356), 850-873.
- PYATT, G. y ROUND, J. (1985), *Social Accounting Matrix: a basis for planning*, The World Bank, Washington, D.C.

- QUESNAY, F. (1758), *Tableau économique*, primera edición; reproducido en 1894 en facsímil por la British Economic Association, Londres.
- RAMOS, C., FERNÁNDEZ, E. y PRESNO, M. (2001), «Análisis de la economía asturiana a través de la matriz de contabilidad social: Una aplicación de la teoría de los multiplicadores», in *IV Encuentros de Economía Aplicada*.
- REINER, K. y ROLAND-HOST, D. (2001), «Industrial pollution linkages in North America: a linear analysis», *Economic Systems Research* 13(2), 197-2085.
- ROBERTS, B. y ZOLKIEWSKI, Z. (1996), «Modelling income distribution in countries in transition: a computable general equilibrium analysis for Poland», *Economic Modelling* 13, 67-90.
- ROBERTS, D. (1994), «A modified Leontief model for analysing the impact of milk quotas on the wider economy», *Journal of Agriculture Economics* 45, 90-101.
- ROBINSON, S. y ROLAND-HOST, D. (1988), «Macroeconomic structure and computable general equilibrium models», *Journal of Policy Modeling* 10, 353-375.
- ROLAND-HOST, D. (1991), «Estimaciones de equilibrio general de los efectos de la eliminación bilateral de tarifas entre México y Estados Unidos», *Cuadernos Económicos del ICE* 48, 197-214.
- ROUND, J. (2003), «Constructing SAMs for development policy analysis: lessons learned and challenges ahead», *Economic Systems Research* 15(2), 161-183.
- SEUNG, C., HARRIS, T. y MACDIARMID, T. (1994), «Economic impacts of surface water reallocation policies: A comparison of supply-determined SAM and CGE models», *Journal of Regional Analysis & Policy* 7, 55-76.
- SHOVEN, J. y WHALLEY, J. (1984), «Applying general-equilibrium models of taxation and international trade: an introduction and survey», *Journal of Economic Literature* 22, 1007-1051.
- SHOVEN, J. y WHALLEY, J. (1992), *Applying General Equilibrium*, Cambridge University Press, Cambridge.
- SONIS, M., HEWINGS, G. y SULISTYOWATI, S. (1997), «Block structural path analysis: applications to structural changes in the Indonesian economy», *Economic Systems Research* 9(3), 265-280.
- STAHRMER, C. y BRAUN, N. (1997), *Physische Input-Output Tabellen, Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen*, Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart.
- STIFEL, D. y THORBECKE, E. (2003), «A dual-dual CGE model of an archetypic African economy: trade reform, migration and poverty», *Journal of Policy Modeling* 25, 207-235.
- STONE, R. (1961), *Input-Output Analysis and National Accounts*, OEEC, Paris.
- STONE, R. (1962), «Multiple classifications in social accounting», *Bulletin de l'Institut International de Statistique* XXXIX, 215-233. [reprinted in *Input-Output Analysis*, vol. III, (D. Heinz, E. Dietzenbacher and C. Lager, eds), Elgar Publishing Ltd, 1998, pp.465-498].
- STONE, R. (1978), *The disaggregation of the household sector in the national accounts*, Technical report, World Bank SAM Conference in Cambridge.
- STONE, R. (1986), «The accounts of society», *Journal of Applied Econometrics* 1, 5-28.
- STONE, R. y BROWN, A. (1962), *A computable model of economic growth. (A programme for growth 1)*, Chapman and Hall, London.
- STONE, R., BROWN, A. et al. (1962), *A social accounting matrix for 1960. (A programme for growth 2)*, Chapman and Hall, London.
- TARP, F., ROLAND-HOST, D. y RAND, J. (2002), «Trade and income growth in Vietnam: estimates from a new social accounting matrix», *Economic Systems Research* 14(2), 157-184.
- TAYLOR, E. y ADELMAN, I. (2003), «Agricultural households models: genesis, evaluation and extensions», *Review of Economics of the Household* 1(1), 1-44.
- TAYLOR, L. (1995), «Environmental and gender feedbacks in macroeconomics», *World Development* 23(11), 67-90.
- THIELE, R. y PIAZOLO, D. (2003), «A social accounting matrix for Bolivia featuring formal and informal activities», *Cuadernos de Economía* 40(120), 285-318.
- THORBECKE, E. (1985), «The social accounting matrix and consistency-type planning models», in G. PYATT y J. ROUND, eds, *Social Accounting Matrix: a basis for planning*, The World Bank, chapter 10, pp. 207-256.
- THORBECKE, E. (1998), «SAM», in W. ISARD, ed., *Methods of Interregional and Regional Analysis*, Regional Science Studies Series, Ashgate, chapter 7, pp. xx-331.
- THORBECKE, E. (2003), «Towards a stochastic social accounting matrix for modelling», *Economic Systems Research* 15(2), 185-196.
- UK OFFICE FOR NATIONAL STATISTICS (1993), *Environmental Accounts: Input-Output tables*, Office for National Statistics.
- URIEL, E., BENEITO, P., FERRI, J. y MOLTÓ, L. (1997), *Matriz de Contabilidad de Social de España 1990*, INE, Madrid, España.

- VOS, R. y DE JONG, N. (2003), «Trade liberalization and poverty in Ecuador: a CGE macro-microsimulation analysis», *Economic Systems Research* 15(2), 211-232.
- VOS, R., LEÓN, M., CARVAJAL, M. J. ALARCON, J., DE JONG, N., VAN HEEMST, J. *et al.* (2002), *Matriz de contabilidad social para el Ecuador, 1993*, ISS-INEC-SIISE, Quito.
- WALRAS, L. (1874), *Elements of pure economics: On the theory of social wealth*, Richard Irwin, Homewood, Ill. translation of 1926 edition.
- WATERS, E., WEBER, B. y HOLLAND, D. (1999), «The role of agriculture in Oergon's economic base: findings from a social accounting matrix», *Journal of Agricultural and Resource Economics* 24(1), 266-280.
- WEBSTER, S. (1985), «A social accounting matrix for Swaziland, 1971-72», in G. PYATT y J. ROUND, eds, *Social Accounting Matrix: a basis for planning*, The World Bank, chapter 6, pp. 108-125.
- WEISSKOF, R. (1970), «Income distribution and economic growth in Puerto Rico, Argentina and Mexico», *Review of Income and Wealth* 16, 303-332.
- WHALLEY, J. (1991), «La modelización del equilibrio general aplicado», *Cuadernos Económicos del ICE* 48, 179-195.
- WILLENBOCKEL, D. (1994), *Applied General Equilibrium Modelling. Imperfect competition and European Integration*, Wiley Publishers, London.
- XIE, J. (2000), «An environmentally extended social accounting matrix: conceptual framework and application to environmental policy analysis in China», *Environmental and Resource Economics* 16(4), 391-406.
- XIE, J. y SALTZMAN, S. (2000), «Environmental policy analysis: an environmental computable general equilibrium approach for developing countries», *Journal of Policy Modeling* 22(4), 453-489.

Metodología para valorar los costes de los impactos del cambio climático¹

Teniendo en cuenta la importancia de adaptarse al cambio climático, sorprende que se haya prestado tan poca atención al desarrollo de herramientas para evaluar las diferentes opciones de adaptación. Sean cuales fuere las medidas que tomemos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, es inevitable que algunos impactos del cambio climático se produzcan. Este artículo es un primer esfuerzo por elaborar una metodología capaz de valorar los costes de los impactos del cambio climático. Está basado en el trabajo desarrollado para el Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido. Además, se está promoviendo entre los agentes para que lo utilicen en la toma de decisiones estratégicas sobre adaptación al cambio climático. La metodología gira en torno a las técnicas fundamentales de valoración de costes desarrolladas en el marco de la economía ambiental.

Klima-aldaketari egokitzeko beharra kontuan izanda, harritzekoa da halako arreta txikia jarri izatea egokitzapen-aukerak ebaluatzeko tresnak garatzeari. Berotegi-efektuko gasen isuria murrizteko edozein neurri hartzen dugula ere, klima-aldaketaren ondorio batzuk saihestezinak dira. Artikulu honetan, lehen ahalegin bat egiten da klima-aldaketaren ondoriozko kostuak balioesteko gai izango den metodologia ekartzearen. Erresuma Batuko Eragin Klimatikoaren Programarako garatutako lanean dago oinarrituta. Gainera, lan hori agenteen artean ari dira sustatzen, klima-aldaketari egokitzeko erabaki estrategikoak hartzeko garaian erabil dezaten. Kostuak balioesteko funtsezko tekniken ingurukoa da metodologia, eta teknika horiek ingurumen-ekonomiaren arloan garatu dira.

Considering the importance to adapt with the climate change, it results surprising the fact that little reflection was dedicated to the development of the measures of valuation of the different options of adaptation. No matter the measures that we take to reduce the greenhouse gas emissions effect, it is inevitable that some impacts of the climatic change can occur. This paper is a first attempt to present a methodology able to value the costs of the impacts of the climatic changes. It is based on the elaborated study set for the United Kingdom Climatic Impacts Program. In addition to that, the study is being promoted among the agents so that they can use it when taking strategic decisions about the adaptation of the climatic change. The methodology centers on the fundamental techniques of costs valuation, which were developed at the environmental economy level.

¹ Esta investigación ha sido financiada por el Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido (UKCIP) y por el Departamento Británico de Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales (Defra). La metodología de valoración de costes forma parte de una serie de herramientas desarrolladas para evaluar los riesgos del cambio climático. En la página web del UKCIP, www.ukcip.org.uk, se puede encontrar información más detallada sobre la metodología y otras herramientas desarrolladas. Los autores agradecen las contribuciones del personal del UKCIP y las aportaciones de los grupos de trabajo del UKCIP en el desarrollo de este artículo. También agradecemos las aportaciones de Sebastian Catovsky, del ABI, al análisis del caso de estudio.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Marco de las guías de valoración de costes
 3. Identificación de los riesgos/ impactos del cambio climático
 4. Valoración de los costes de los impactos del cambio climático en el Reino Unido: el caso de los seguros y la propiedad
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: cambio climático, análisis coste-beneficio, análisis coste-eficiencia, matrices de impacto, adaptación, valoración económica, seguros

N.º de clasificación JEL: D9, D61, Q28

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Hoy en día, es comúnmente aceptado que el clima está cambiando como consecuencia de la acción del hombre. En 2001, el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) concluyó que «existen evidencias de que el calentamiento del planeta de los últimos 50 años está cambiando como consecuencia de las actividades humanas». Este calentamiento ha sido denominado cambio climático, un término que se emplea para referirse al cambio en la temperatura terrestre provocado por la emisión y acu-

mulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera. Su emisión está ligada a las actividades humanas.

Aunque se ha alcanzado un amplio acuerdo sobre el cambio climático global y a pesar de los grandes avances en la comprensión del clima terrestre, existen aún muchas incertidumbres sobre los impactos que tal cambio podría ocasionar. Las decisiones sobre cuáles son las medidas más apropiadas son, por lo tanto, complicadas. Hasta el momento, la mayoría de las medidas tomadas para tratar de paliar los efectos del cambio climático se han centrado en el control y reducción de las emisiones de gases de efecto inver-

nadero (y en particular, CO₂). Aunque estas acciones afectarán posiblemente a la situación futura, es poco probable que prevengan los impactos que están teniendo lugar en la actualidad.

Estos cambios tendrán una amplia variedad de implicaciones para las poblaciones, las economías, el medio ambiente y el patrimonio. Esto traerá consigo nuevas amenazas y oportunidades para nuestra sociedad. Puesto que estos cambios son irreversibles, es claramente necesario adaptarse a ellos y prever sus futuros impactos para esta generación y las futuras. Hay infinidad de estrategias de adaptación que diferentes sectores podrían llevar a cabo a distintos niveles; por ejemplo local, regional, nacional e internacional, y políticas, programas y proyectos. Por ejemplo, la reducción de las precipitaciones en verano se podría contrarrestar instalando sistemas de riego o cambiando el tipo de cultivo. Las más elevadas precipitaciones de invierno se pueden contrarrestar mejorando las defensas ante posibles inundaciones. Las mejoras en los sistemas de aislamiento y de calefacción se pueden utilizar para adaptarse a inviernos más fríos —la lista es interminable—. Sin embargo, la sociedad no puede financiar todos los proyectos de adaptación que sería deseable llevar a cabo. Los responsables de la toma de decisiones deben decidir si se deben tomar medidas o no para adaptarse a un determinado riesgo del cambio climático. Si deciden tomar medidas, deberán elegir la opción (u opciones) que se debe aplicar. Una alternativa sería escoger aquella que proporcionase el beneficio más elevado (en términos de riesgos evitados). Identificar tales estrategias es difícil, máxime si se tiene en cuenta que, en ocasiones, los

beneficios no se expresan en términos monetarios.

El presente artículo trata de abordar este problema. Para ello proporciona una metodología estándar con la que se pueda estimar el coste de los riesgos del cambio climático ante dos situaciones con y sin adaptación. Esto permite a los expertos del Gobierno y del sector privado, comparar cuán eficaces son las diferentes medidas de adaptación en la reducción de los efectos del cambio climático sobre el bienestar social. Esto significa que se pueden valorar las amenazas y oportunidades del cambio climático. Implica, además, que es posible adoptar las decisiones adecuadas sobre el modo en que se deben asignar los recursos sociales para reducir (o aumentar) estas amenazas (u oportunidades).

1.2. **Objetivos del artículo**

De la exposición previa, resulta evidente que las decisiones sobre la adaptación al cambio climático implican, inevitablemente, seleccionar y establecer prioridades entre los riesgos del cambio climático y las diferentes opciones disponibles para adaptarse a los riesgos que se consideren significativos. Más formalmente, el responsable de la toma de decisiones se puede enfrentar a dos formas de decisión; estas son:

- **Priorizar y clasificar riesgos:** obtener estimaciones válidas del «orden de magnitud» de los riesgos del cambio climático relevantes, de modo que se pueda establecer su importancia relativa.
- **Evaluación de la opción de adaptación:** obtener estimaciones válidas

del «orden de magnitud» de los beneficios netos de las opciones para adaptarse a los riesgos significativos del cambio climático. Esto hará posible la puesta en marcha de la mejor (o preferida) opción u opciones.

El beneficio neto de la acción, en relación con el coste de no hacer nada, es uno de los elementos clave que las organizaciones deberían tener en cuenta en cualquier contexto de toma de decisiones. Suponiendo que estas consideraciones «económicas» son importantes para el responsable de la toma de decisiones, sería útil cuantificarlas en el contexto de las dos decisiones de adaptación citadas previamente².

Claramente, la toma de decisiones en cualquiera de estos dos contextos implica elegir entre los impactos a que están expuestos los diferentes receptores vulnerables (por ejemplo, la flora y la fauna, patrimonio y subgrupos de la población general) y el coste financiero de invertir en adaptación. Para que al responsable de la toma de decisiones le resulten más sencillas dichas elecciones, conviene, siempre que sea posible, expresar las consecuencias de la adaptación en una sola dimensión, en términos monetarios concretamente. Actualmente hay, sin embargo, una carencia obvia de estimaciones fiables de los costes relacionados con los diferentes riesgos regionales o sectoriales del cambio climático. Esto

hace que sea complicado priorizar entre los diferentes riesgos del cambio climático, y comparar las medidas de adaptación con los beneficios netos de esas medidas, de forma eficaz. Este artículo pretende comenzar a cubrir este vacío, proporcionando para ello una metodología para valorar los riesgos del cambio climático en términos monetarios. La metodología aquí descrita ofrece una guía para generar estimaciones genéricas («orden de magnitud») del coste de los impactos del cambio climático y, según estas estimaciones, de los beneficios de las medidas para adaptarse a aquellos impactos que, se piensa, exigen una acción urgente. El uso generalizado de la metodología³ de valoración de costes propuesta en este artículo debería lograr que las estimaciones de costes y beneficios fuesen consistentes. De este modo, sería más sencillo integrar los resultados de diferentes estudios.

1.3. Estructura del artículo

El artículo se divide en cuatro secciones principales. Después de esta introducción, la Sección 2 define el marco metodológico. Esto sitúa a las Guías de Valoración de Costes en el contexto de una decisión de adaptación al cambio climático, definiendo así el alcance. La Sección 3 explica que el riesgo (el impacto) se puede evaluar combinando los impactos relevantes del cambio climático con la valoración económica. La Sección 4 presenta un ejemplo sobre el empleo de las citadas Guías y la Sección 5 expone las conclusiones.

² Como ya se ha mencionado, las consideraciones económicas no son el único criterio en el que suelen estar basadas las decisiones, particularmente en el sector público. Por ejemplo, la sensibilidad política, evitar daños irreversibles, la equidad, etc. son «factores de decisión» importantes. La consideración de estos factores en los métodos de decisión se discuten más adelante en este artículo.

³ Metroeconomica (2004) proporciona una revisión detallada de la metodología descrita en este artículo.

2. MARCO DE LAS GUÍAS DE VALORACIÓN DE COSTES

2.1. Introducción

Esta sección resume el contexto o marco de toma de decisiones en el que se deben utilizar las metodologías desarrolladas en este artículo. Este marco, que se puede ver en la Figura 2.1 que mostramos a continuación, identifica las principales fases que comprenden una aceptable toma de decisiones ante los riesgos del cambio climático. El marco de buenas prácticas abarca todas las fases del proceso de toma de decisiones, es decir, desde la definición del problema hasta su evaluación *ex-post*. Este artículo se centra en el «análisis del problema» y, en particular, en la valoración económica de los riesgos del cambio climático identificados y en la evaluación de las opciones para enfrentarse a ellos⁴. La parte derecha de la Figura muestra estos elementos del marco de toma de decisiones.

Los dos primeros elementos del «análisis del problema» comprenden lo que denominamos «Metodología de Valoración de Costes». El uso de la Metodología de Valoración de Costes en un contexto de toma de decisiones de cambio/adaptación climático (por ejemplo, qué opción de adaptación se debería adoptar para reducir los riesgos de estar expuesto al aumento del nivel del mar en una región), proporciona al político una medida monetaria del resultado de cualquier acción llevada a cabo. A menudo, el responsable

de la toma de decisiones podrá tener como objetivo varias opciones alternativas. De esta forma, podrá haber diferentes resultados posibles. Además, de cada opción se podrán derivar varios resultados, para poner de manifiesto la existencia de incertidumbre en el análisis. Una vez que se haya descrito la gama de resultados posibles al responsable de la toma de decisiones, éstas, generalmente, se evalúan. El objetivo de la evaluación no es otro que identificar la opción que proporciona el «mejor» resultado, sujeto al objetivo (objetivos) y criterio de decisión generales establecidos por el responsable de la toma de decisiones.

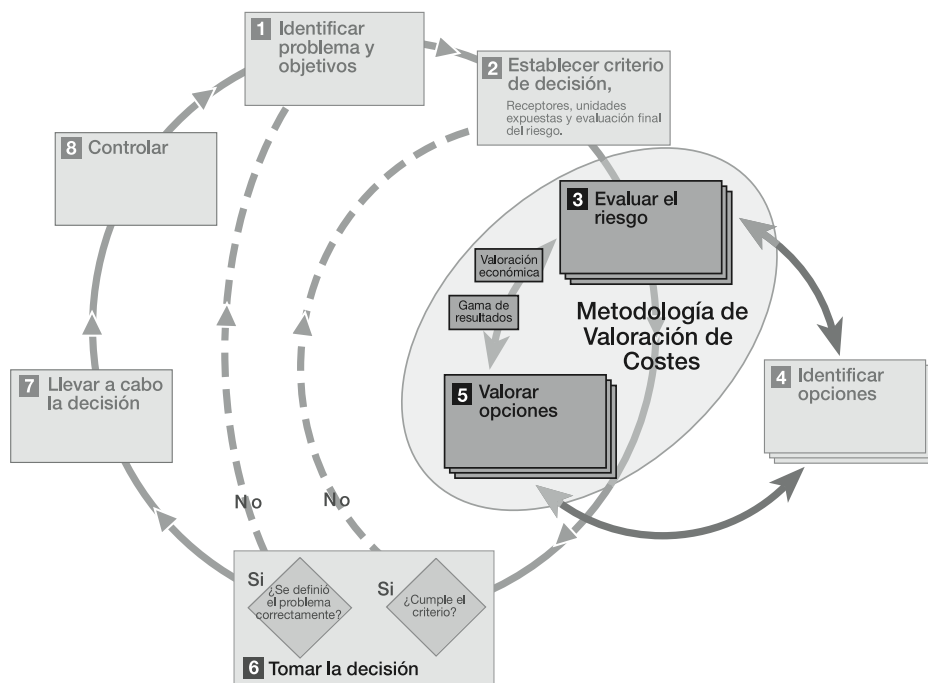
Antes de describir el contexto en el que se analiza este artículo de forma detallada, es muy importante entender que la evaluación de los riesgos del cambio climático no está exenta de incertidumbre. La valoración económica es, igualmente, una ciencia incierta. Por lo tanto, la combinación de ambos en una metodología de valoración de costes añade incertidumbre al proceso. (la figura n.º 2.1 permite apreciar que todo el proceso de toma de decisiones funciona bajo incertidumbre). Por consiguiente, es importante tener en cuenta la incertidumbre cuando se utilicen las técnicas que se describen más adelante. También es importante que el usuario reconozca, en todo momento, las incertidumbres inherentes a la gama de resultados posibles. Con este fin, se proporcionan algunas indicaciones sobre la valoración de resultados en presencia de incertidumbre⁵.

⁴ Las opciones van desde «no hacer nada» hasta «hacer mucho», pasando por «hacer poco».

⁵ En Willows y Connell (2003) se puede encontrar una descripción más detallada sobre cómo afrontar las decisiones con incertidumbre en un contexto de cambio climático.

Figura n.º 2.1

Metodología de valoración de costes en el marco de un contexto para ayudar a tomar decisiones adecuadas ante riesgo de cambio climático



2.2. Problema genérico de decisión

2.2.1. Elementos de un problema de decisión

Cualquier problema de toma de decisiones está formado por varios elementos establecidos. Primero, un individuo (el responsable de la toma de decisiones) se debe enfrentar a un «problema». Un problema puede ser el resultado de, por ejemplo, cambios en la legislación, revi-

siones de actividades en curso, intereses públicos o aparición de nuevas pruebas sobre los riesgos del cambio climático. El responsable de la toma de decisiones es la persona o la institución preocupada con la posibilidad de que tenga lugar un acontecimiento futuro y, con el deseo y la autoridad para iniciar acciones diseñadas para cambiarlo. Por ejemplo, una empresa de agua preocupada por la posibilidad de que se produzca en el futuro un desequilibrio entre oferta y demanda es, en

este sentido, un potencial responsable de la toma de decisiones⁶. La empresa de agua puede estar contrariada con el desequilibrio porque compromete el objetivo general de la compañía o el «estado de la cuestión» deseado; por ejemplo, la provisión de un servicio de agua de confianza a un coste razonable. El deseo del responsable de la toma de decisiones de alcanzar este estado de la cuestión es el motivo por el que surge el problema en primera instancia.

Para perseguir el objetivo general, el responsable de la toma de decisiones debe, primero, convertir el objetivo en criterios de toma de decisiones operacionales (un criterio podría ser, por ejemplo, la provisión de 150 ML de agua al día a un coste unitario que no supere los 3 peniques por litro). Estos criterios facilitarán la identificación de las diferentes opciones existentes para, en este ejemplo, eliminar el desequilibrio entre oferta y demanda. Además, harán posible que se logre el estado de la cuestión deseado⁷. Estas opciones, junto con la duda

razonable sobre cuál es la mejor opción, conforman la cuestión central del problema de decisión. En el caso de la empresa de agua, ¿qué es mejor para hacer frente al desequilibrio entre oferta y demanda? ¿gestionar la demanda o aumentar el suministro? O es mejor no tratar de eliminar el desequilibrio, ya que siempre se deben evaluar las opciones comparándolas con la opción de «no hacer nada».

Definiciones del Escenario Base Relevante para estas Guías

La especificación exacta de un problema de decisión exige, entre otras cosas, establecer el escenario base a partir del cual se miden, la magnitud de los riesgos del cambio climático y la eficacia de las respuestas de adaptación. Como se mencionó en la Sección 1, esta metodología está diseñada para dotar al político con dos formas de toma de decisión de adaptación climática, a saber: Priorización y Clasificación de riesgos —obtener, siempre que sea posible, estimaciones fiables del «orden de magnitud» del coste asociado con los riesgos del cambio climático— y Evaluación de la opción de adaptación —obtener estimaciones fiables del «orden de magnitud» de los beneficios netos de adaptarse a riesgos específicos del cambio climático—. Cada una de estas decisiones de adaptación tiene un escenario de referencia único que debemos definir.

Decisión de adaptación Tipo I: Priorización y Clasificación de Riesgos

En este contexto, procuramos estimar el valor económico (positivo o negativo) del cambio climático en ausencia de res-

⁶ Si el desequilibrio entre oferta y demanda es consecuencia directa del cambio climático, Willows y Connell (2003) se refieren a esa decisión como un problema de adaptación al cambio climático. El cambio climático no conduce necesariamente a tomar una decisión; sin embargo, la decisión para enfrentarse al desequilibrio puede ser sensible a los riesgos del cambio climático. Si estos riesgos no son insignificantes, entonces podría tener sentido la adaptación dentro de la toma de decisiones. Willows y Connell (2003) se refieren a estas decisiones como decisiones influidas por el clima.

⁷ El criterio de decisión también sirve como base para la evaluación del riesgo y para evaluar el comportamiento de las diferentes opciones consideradas. En Willows y Connell (2003) y HMT (2003) se puede encontrar una guía sobre el modo de identificar y crear opciones, aunque sólo el primero trata específicamente el tema de la adaptación al cambio climático.

puestas de adaptación. El escenario de «referencia» (o «base») apropiado se define, en este contexto, por la situación que se supone que existe en un contexto geográfico y temporal en el que no hay cambio de clima. Este escenario de referencia, también se puede denominar caso «sin» cambio climático. Dados los escenarios proyectados para el cambio climático, los riesgos del cambio climático se calculan como la diferencia entre los casos «con» y «sin» cambio climático.

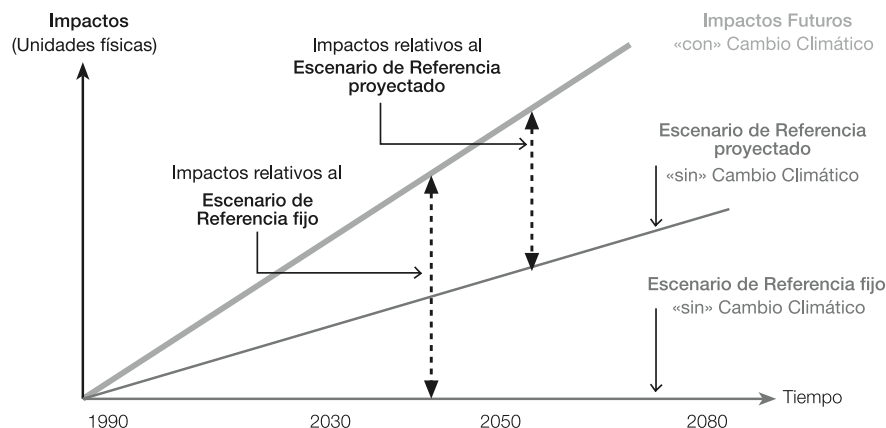
De acuerdo con la exposición de Parry y Carter (1998) existen, fundamentalmente, dos escenarios de referencia diferentes que se pueden utilizar para evaluar los riesgos del cambio climático. Una opción consiste en usar un escenario de referencia fijo, en el que se supone que las

condiciones climatológicas, ambientales y socioeconómicas actuales (naturales) permanecen en el futuro en la región objeto de estudio. Tomando como ejemplo el impacto del cambio climático sobre la productividad agrícola, el escenario de referencia fijo supondría que la productividad actual permanece constante durante todo el período de análisis. En este caso, el impacto del cambio climático en cualquier período de tiempo se mide como la diferencia entre, la productividad de referencia (actual) —es decir, sin cambio climático— y la productividad proyectada —es decir, con cambio climático—.

El escenario de referencia fijo se emplea con frecuencia en los estudios de evaluación de impactos climáticos. Sin

Figura n.º 2.2

Ilustración de los Escenarios de Referencia relevantes para la decisión de adaptación Tipo I: Valoración del impacto del cambio climático



Fuente: Adaptado de Parry y Carter (1998).

embargo, no es una representación realista del futuro. Tomando nuestro ejemplo, es posible que la productividad agrícola cambie durante el período de estudio, independientemente de que se produzca o no cambio climático (se puede deber, por ejemplo, al aumento de la presión sobre las tierras agrícolas, al aumento de la población, a cambios de la biotecnología, etc.). Se puede añadir realismo a este escenario, construyendo las proyecciones de las futuras condiciones (naturales) climatológicas, ambientales y socioeconómicas de la región objeto de estudio en ausencia de cambio climático —es decir, podríamos emplear un escenario de referencia proyectado para describir las condiciones futuras en ausencia de cambio climático—.

En la Figura n.º 2.2⁸ de la página anterior se ilustra la evaluación de los impactos del cambio climático empleando los escenarios de referencia fijo y proyectado. La distancia vertical entre cualquiera de los dos escenarios de referencia y la curva denominada «Impactos futuros» (que en este ejemplo representa las pérdidas acumuladas en la productividad agrícola como consecuencia del cambio climático), simboliza el impacto del cambio climático en un año dado. En este tipo de decisión de adaptación, se puede emplear la valoración de costes para estimar el valor económico (positivo o negativo)

del cambio climático sobre una unidad afectada (expuesta). En general, tenemos:

El valor económico (+ o -) del impacto del cambio climático (£)⁹

es igual

Al impacto estimado del cambio climático (unidades físicas)¹⁰

por

El valor económico unitario del impacto (£ por unidad)

Como ya se ha mencionado anteriormente, el valor político de esta información reside en que permite saber cuáles son los impactos del cambio climático que con mayor probabilidad causarán el daño más elevado sobre bienestar social. Permite conocer, por tanto, los riesgos a los que se debería prestar mayor atención.

Decisión de adaptación Tipo II: Evaluación de la opción de adaptación

En este contexto de toma de decisiones, suponemos que los políticos pueden llevar a cabo alguna estrategia de adaptación en respuesta a los riesgos del cambio climático importantes. La respuesta de adaptación reduce (aumenta) la expo-

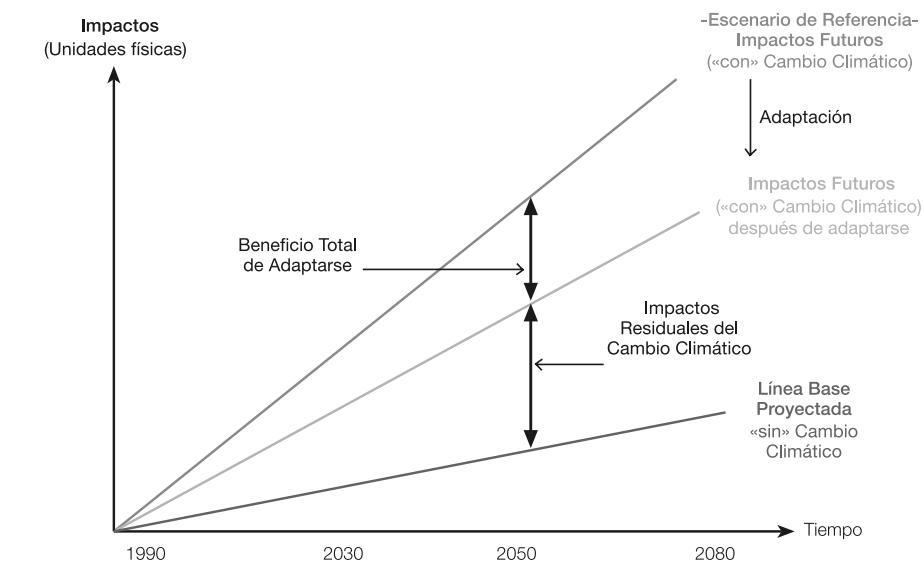
⁸ En el ejemplo de la Figura n.º 2.2, se supone que la productividad es menor en el escenario con cambio climático —por lo tanto, los impactos futuros acumulados (pérdida de productividad) aumentan con el paso del tiempo—. Además, los impactos del cambio climático relativos a los escenarios de referencia proyectados son menores que los relativos al escenario fijo. También podrían ser mayores, en cuyo caso el escenario de referencia proyectado estaría por debajo del eje de ordenadas.

⁹ El lector debería saber que los impactos del cambio climático podrían ser los suficientemente grandes como para hacer variar los precios. Esta posibilidad y sus implicaciones para el análisis económico, se describen en la Sección 5.

¹⁰ Llamamos la atención sobre el hecho de que los impactos del cambio climático sobre las unidades expuestas se calcula como, la diferencia entre los casos «con» y «sin» cambio climático —es decir, la diferencia entre las líneas de trazo grueso y la de trazo normal en la figura de arriba—.

Figura n.º 2.3

**Ilustración del Escenario de Referencia
relevante para la decisión de adaptación Tipo II:
Ventajas de adaptarse en relación a una Línea Base Proyectada**



Fuente: Adaptado de Parry y Carter (1998).

sición futura de un receptor¹¹ a los riesgos del cambio climático. Podemos pensar en la reducción (aumento) del riesgo, como la eficacia de la respuesta de adaptación o, como los beneficios totales de adaptarse. La Figura n.º 2.3 muestra que la reducción (aumento) del riesgo viene dada por el impacto estimado del

cambio climático en ausencia de adaptación, menos el impacto estimado con adaptación. Conviene destacar que en este contexto, el escenario de referencia se define ahora por el caso «con» con cambio climático, ya que los beneficios totales de adaptarse se miden *en relación* con la curva «Impactos Futuros».

¹¹ Llegados a este punto, conviene distinguir entre unidades expuestas y receptores. En Willows y Connel (2003), se define la **unidad expuesta** como el sistema que se considera que tiene el riesgo de verse afectado por el cambio climático. Una unidad expuesta se define, generalmente, en términos del área geográfica, la ubicación y la distribución de la población o poblaciones de los receptores en riesgo.

En este contexto de decisión de adaptación, las técnicas descritas en este artículo se pueden emplear para estimar el beneficio total de una estrategia de adaptación en unidades monetarias; en general, tenemos la situación que muestra la Figura n.º 2.3.

Alternativamente, el beneficio total de la estrategia de adaptación se puede calcular de la siguiente forma:

Fase 1

El valor económico neto (+ o –) del riesgo de cambio climático con adaptación en el escenario base – **riesgo residual** (£)

es igual

Al riesgo estimado del cambio climático con adaptación en el escenario base (unidades físicas)

por

El valor económico unitario del riesgo (£ por unidad)

Fase 2

El beneficio bruto de la estrategia de adaptación (£)

es igual

Al valor económico neto (+ o –) del riesgo de cambio climático - del CASO I (£)

menos

El valor económico neto (+ o –) del riesgo de cambio climático con adaptación en el escenario base – **riesgo residual** (£)

Para los responsables de la toma de decisiones, el valor de esta información reside en que la podemos utilizar —junto con la información sobre los costes de los recursos de la estrategia de adaptación—, para hacernos la siguiente pregunta de carácter político: ¿Es el beneficio total de la estrategia de adaptación mayor que el coste de la estrategia de adaptación?

Esta metodología se podría emplear para que el usuario, ya sea el sector pri-

vado o el responsable de la toma de decisiones del sector público, contestara a esa pregunta. Al mismo tiempo, esto permitirá al responsable de la toma de decisiones:

- Aceptar o rechazar una determinada opción de adaptación;
- Escoger una opción de adaptación de entre una cantidad limitada de opciones alternativas;
- Escoger un número reducido de opciones de entre una cantidad discreta mayor de opciones alternativas;
- Aceptar o rechazar una cierta cantidad de opciones de adaptación;
- Escoger una opción de adaptación de entre opciones mutuamente excluyentes;
- Ayudar a decidir si se debería llevar a cabo una opción de adaptación propuesta o, si por el contrario, se debería continuar o abandonar una opción ya existente;
- Ayudar a escoger la escala y el tiempo adecuados para emprender una opción de adaptación.

Fronteras del sistema

La especificación de un problema de decisión también exige que las fronteras geográficas del análisis se definan. La definición de los límites del sistema dependerá, por supuesto, de la naturaleza del análisis que se quiera llevar a cabo y de los objetivos de quien financie el estudio. Supongamos, por ejemplo, que se espera que el cambio climático tenga un riesgo adverso para la producción agrícola de una determinada región española. Sin embargo, esa pérdida quedará compensada con una ganancia equivalente en otra región. Desde un punto de

vista nacional, el coste neto es cero y una adaptación financiada con cargo a los presupuestos generales del Estado no estaría justificada —al menos, en términos de las pérdidas nacionales en la producción de los bienes afectados—. No obstante, a escala regional, la autoridad competente podría interpretar los impactos esperados como una pérdida o ganancia «real» y considerar, por tanto, que la acción estaría justificada. Se quiere llegar a la siguiente conclusión: las fronteras geográficas se deben definir de acuerdo con las necesidades del usuario; y los costes/beneficios netos sólo son relevantes dada esta frontera.

2.2.2. *Identificación de los posibles resultados o consecuencias*

Una vez definido el problema de decisión en los contextos en que se puede aplicar la metodología descrita en este artículo, podemos volver al marco descrito en la Figura n.º 2.1. Este marco nos permite apreciar cómo se utiliza la metodología para analizar estos problemas de una manera lógica y coherente.

Para cualquier decisión de adaptación a las nuevas condiciones climáticas existen, probablemente, diferentes opciones que se podrían llevar a cabo para cumplir la totalidad de los criterios de decisión. La pregunta que debemos hacernos es cuál de estas opciones es la mejor (mejores), o cuál es el mejor camino a seguir. Para contestar a esta pregunta, el responsable de la toma de decisiones debe evaluar las opciones en relación con los criterios de decisión. Esta es la principal función de la Evaluación de Opciones.

Sin embargo, antes de poder evaluar las opciones, el encargado de la toma de

decisiones debe conocer: los diferentes resultados o consecuencias de cada una de las opciones disponibles y las incertidumbres asociadas con estos resultados. Cada opción podría tener diferentes resultados futuros («estados de la naturaleza»). Estas interacciones determinarán los resultados del problema de decisión; es decir, los criterios de decisión que se cumplen como resultado de las opciones consideradas y los estados de la naturaleza dominantes. Generalmente, cualquier decisión de adaptación específica tendrá una amplia gama de resultados. El encargado de la toma de decisiones deberá, como se ha mencionado con anterioridad, escoger la «mejor» opción. Para ayudar al responsable de la toma de decisiones durante el proceso de selección, los posibles resultados se pueden representar en una serie de resultados (o consecuencias)¹² como la que muestra el ejemplo del cuadro n.º 2.1. Esta serie de resultados resume la «Gama de Resultados Posibles». Cuando nos enfrentamos con una serie de resultados posibles, es importante tener en cuenta que *sólo* tendrá lugar *un* estado de la naturaleza determinado. Puesto que se desconoce, generalmente, qué estado de la naturaleza tendrá lugar finalmente (es decir, el futuro es incierto), se deben considerar todos los estados posibles¹³. El analista debe considerar, por tanto, toda una gama de escenarios (estados de la naturaleza) posibles. Una consecuencia más de la incertidumbre es que

¹² Estas series también se conocen como matrices de pago o comportamiento.

¹³ En este ejemplo solo consideramos tres posibles estados de la naturaleza, pero en un problema de decisión de cambio climático real podría haber muchos más.

Cuadro n.º 2.1

Ejemplo de una Serie de Resultados (o Matriz de Pagos)

		Estado de la Naturaleza		
		S ₁	S ₂	S ₃
Opciones	A ₁	O ₁₁	O ₁₂	O ₁₃
	A ₂	O ₂₁	O ₂₂	O ₂₃
	A ₃	O ₃₁	O ₃₂	O ₃₃

el resultado de cualquiera de las casillas estará descrito, probablemente, por una gama de valores posibles.

Al análisis económico le preocupa generalmente el aumento de dinero que supone la toma de una decisión en lugar de otra. Dicho de otra forma, el criterio de decisión en función del cual juzgamos en el análisis económico el éxito de una opción en el logro del objetivo general del responsable de la toma de decisiones, está basado en el valor monetario. En este caso, los descriptores del resultado pueden ser de dos tipos: (1) los costes de los recursos asociados con la opción (por ejemplo, el coste económico de todos los recursos consumidos por la estrategia de adaptación) y; (2) los beneficios económicos derivados del resultado (por ejemplo, los riesgos y daños asociados al cambio climático que se evitan con la respuesta de adaptación). La metodología descrita en este artículo tiene como objetivo medir los beneficios económicos en términos monetarios, siempre que sea posible. Puesto que los costes de los recursos y los beneficios se pueden expresar

en los mismos términos —libras—, la diferencia entre ellos (es decir, el beneficio neto) proporciona una medida válida del valor monetario agregado de cada resultado.

Resulta útil reducir los descriptores del resultado a una sola dimensión porque permite identificar la «mejor» opción. Para poder comparar opciones alternativas en términos de valor económico, el responsable de la toma de decisiones sólo necesita tener en cuenta el beneficio neto asociado con cada opción. Sin embargo, es importante reconocer que en los problemas de decisión se deben tener en cuenta, además del valor económico, objetivos que no siempre pueden ser descritos y analizados en términos monetarios (por ejemplo, su aceptación política). Podría ocurrir, por lo tanto, que los resultados estuviesen descritos por una combinación de descriptores monetarios y no monetarios. Cuando existan múltiples descriptores (criterio de decisión), será necesario utilizar técnicas multicriterio para comparar los resultados.

2.2.3. *Evaluación de la Opción*

Una vez que los riesgos del cambio climático hayan sido cuantificados y, cuando haya sido posible, valorados, y cuando los costes de los recursos de las diferentes opciones de adaptación hayan sido evaluados, se puede mostrar la información en una matriz como la mostrada en el cuadro n.º 2.1. Puesto que el responsable de la toma de decisiones quiere buscar una solución al problema planteado, a continuación se comparan los diferentes resultados. Para ayudar al responsable de la toma de decisiones a elegir la opción «mejor» o «preferida» (o, al menos, una buena opción), se pueden emplear varios instrumentos de evaluación de opciones o de apoyo a las decisiones. Cuando los resultados están descritos en términos monetarios, la evaluación de la opción se lleva a cabo, generalmente, en el marco del análisis coste beneficio (CBA). Sin embargo, puesto que no siempre es posible expresar todos los riesgos relevantes en términos monetarios y, habida cuenta que, el «beneficio neto» tampoco suele ser el único criterio para juzgar la conveniencia o no de una determinada opción, se han desarrollado instrumentos alternativos de apoyo a las decisiones. Estos instrumentos, entre los que se encuentran el análisis coste eficiencia (CEA) y el análisis multicriterio (MCA), se pueden emplear cuando no haya sido posible valorar los descriptores de los resultados. Todos estos instrumentos se utilizan, como muestra la Figura n.º 2.1, para apoyar al componente de evaluación opcional de nuestro marco básico de trabajo. En el Reino Unido, los departamentos de gobierno y las agencias administrativas recomiendan utilizar el CBA (por encima del CEA), junto con otros instrumentos que permitan ponderar

los beneficios y costes que no se hayan podido valorar (HMT, 2003).

2.3. **Estimación de Resultados en el Problema de Decisión**

2.3.1. *Introducción*

Ahora nos gustaría considerar los dos primeros elementos de «analizar el problema», que conjuntamente forman la Metodología de Valoración de Costes. El objetivo es, rellenar la serie de resultados del cuadro n.º 2.1 expresando los descriptores en términos monetarios. Esta sub-sección considera la construcción de los descriptores monetarios.

2.3.2. *Metodología de Valoración de Costes: una descripción*

Ya hemos mencionado que la Metodología de Valoración de Costes se compone de dos elementos o fases. Antes de poder valorar los riesgos del cambio climático y, en particular, los riesgos sobre el medio ambiente natural, éstos se deben identificar y medir. Una vez cuantificados, es posible determinar su importancia económica relativa expresándolos en términos monetarios. Por lo tanto, la identificación y medida o cuantificación de los riesgos son requisitos previos para su valoración.

La Figura n.º 2.4 muestra, utilizando el ejemplo de las zonas costeras, las dos fases de que consta la Metodología de Valoración de Costes. Las dos fases se describen de forma breve en el Recuadro n.º 2.2. El proceso de las dos fases es fundamental, ya que en él se basa el enfoque de valoración propuesto en este artículo.

Recuadro n.º 2.2

Enfoque Básico de Valoración Empleado

El coste (beneficio) del riesgo del cambio climático sobre una unidad expuesta y un receptor (£)

es igual

Al impacto físico esperado sobre la unidad expuesta y el receptor (número de unidades afectadas)

por

El valor económico adecuado de la unidad (£ por unidad afectada)

La Figura n.º 2.4 muestra la senda o jerarquía de causalidad, desde que tiene lugar el cambio climático hasta que se producen los impactos específicos que afectan al bienestar de los individuos. En este artículo, los «impactos de orden inferior» hacen referencia a impactos directos del cambio climático como el aumento en el nivel del mar o el aumento de las tormentas e inundaciones. Los «impactos de orden superior» son los causados por los impactos de orden inferior. Es decir, dado un impacto de orden inferior como el aumento en el nivel del mar, un impacto de orden superior podría ser la pérdida de hábitat natural; un impacto de orden aún más alto sería la pérdida de valores recreativos, o de cualquier otro tipo de valor que ese hábitat pudiera tener. La Figura n.º 2.4 representa estas relaciones, comenzando desde su parte superior, como una cadena «causa-efecto» (o senda de impacto). La cadena comienza asociando el cambio climático con los impactos de orden inferior (por ejemplo, aumento de la velocidad de erosión de las costas), hasta llegar a los impactos de or-

den superior (por ejemplo, pérdida de superficie de playa → variación del número de visitantes). Cuando tratamos de valorar los impactos del cambio climático suele surgir el siguiente problema: a medida que no movemos a lo largo de la cadena causa-efecto, variará considerablemente la medida en que se pueden cuantificar *todos* los impactos a través *de todos* los receptores y unidades expuestas.

La implicación de esto para los estudios de valoración es que, a lo largo del recorrido cadenas «causa-efecto», podría haber más de un punto en el que se puede llevar a cabo alguna forma de valoración. Por ejemplo, a lo largo de una determinada cadena «causa-efecto» pueden existir (1) datos de impactos en forma de datos primarios, que se refieran al área total de la zona de costa que se perdería en relación al caso base y (2) datos más detallados sobre los cambios en el número de visitas a un espacio de recreo afectado. Aunque en un mundo ideal los impactos se valorarían usando los últimos, es decir, los datos más detallados relaciona-

dos con los impactos de orden superior, nuestra metodología debe ser capaz de ofrecer pautas que hagan posible valorar también los impactos de orden inferior. En general, esto exigirá emplear datos agregados de costes para proporcionar estimaciones aproximadas de los costes asociados a los daños de los impactos de orden inferior. Para proporcionar estimaciones más fiables de los impactos de orden superior se deberían utilizar datos sobre el valor que los individuos asignan a receptores muy concretos, medioambientales o no. Estas ideas quedan reflejadas en la Figura n.º 2.5, que muestra la senda, desde que tiene lugar el cambio climático, hasta que se miden los costes y beneficios, pasando por las consecuencias del

cambio climático para la unidad expuesta y el receptor (receptores). El objetivo es obtener estimaciones detalladas de los costes de los impactos del cambio climático sobre receptores muy específicos. Con este fin, la Fase 1 debe identificar y cuantificar el riesgo del cambio climático para un receptor determinado (por ejemplo, el cambio de la calidad/cantidad de un bien o servicio *específico* valorado por la sociedad).

Para que la metodología sea efectiva, es necesario identificar técnicas de valoración que permitan evaluar una amplia variedad de impactos, tal como muestra la Figura n.º 2.4. A medida que avance la ciencia que evalúa los riesgos/impactos

Figura n.º 2.4

Estructura General de la Metodología de Valoración de Costes. Utilizando como ejemplo las zonas costeras

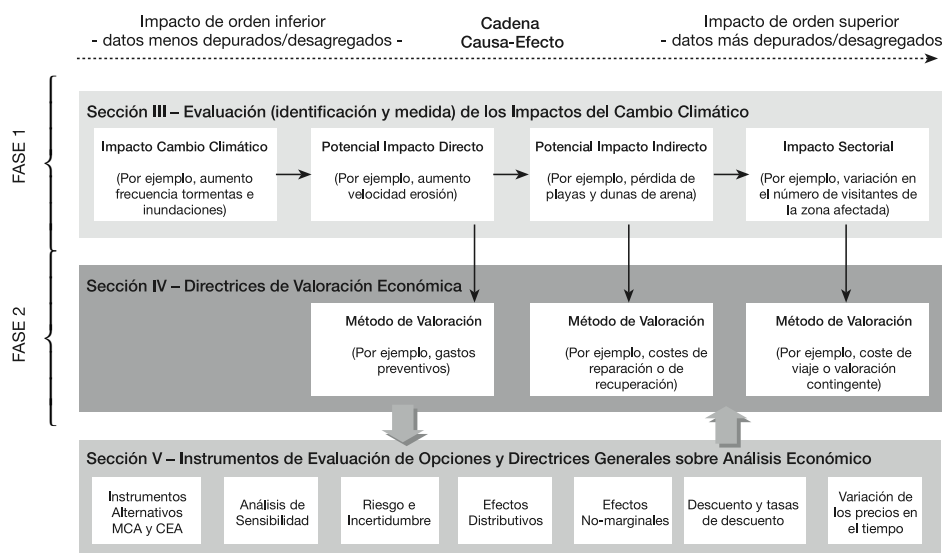
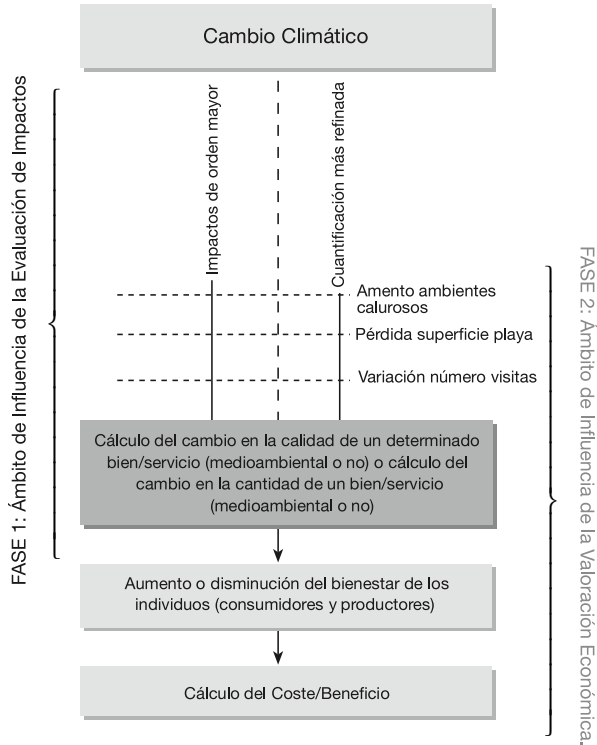


Figura n.º 2.5

Ilustración de la relación entre el riesgo (impacto) del cambio climático y la valoración económica utilizando como ejemplo los impactos en zonas costeras



del cambio climático, será posible cuantificar un mayor número de impactos, y a niveles más altos. Así, aunque es posible que la información sobre los impactos de orden superior no esté disponible en el momento actual, puede que lo esté en el futuro.

La estructura de esta metodología está condicionada por la propia necesidad de ser flexible, especialmente en lo que al empleo de la jerarquía de causalidad

que muestran las cuatro Recuadros de la Fase 1, Figura n.º 2.4, se refiere. A modo de resumen, se puede decir que la flexibilidad es necesaria para amoldar la metodología a los siguientes aspectos:

- Riesgos/impactos del cambio climático que se cuantifican a distintos niveles y de diferentes maneras; y
- Riesgos/impactos del cambio climático que es probable que se puedan cuantificar en un futuro cercano.

Volviendo a la Figura n.º 2.4, consideramos ahora los dos elementos o fases que constituyen la metodología para valorar los costes de los impactos del cambio climático, es decir: FASE 1) identificación y cuantificación de los impactos del cambio climático; y FASE 2) valoración de estos impactos, de acuerdo con los métodos utilizados habitualmente en el análisis económico.

FASE 1: Evaluación y Medida del Riesgo (Impacto) del Cambio Climático

Esta fase está basada, como hemos visto, en cadenas «causa-efecto» (o sendas de impacto), que relacionan los riesgos de orden inferior del cambio climático (por ejemplo, aumento en la frecuencia de tormentas e inundaciones), con los impactos de orden superior (cambio en el número total de visitantes a una playa determinada o espacio de recreo). Como mencionamos anteriormente, es previsible que los datos de impacto estén disponibles a diferentes niveles a lo largo de una cadena causa-efecto dada. Las cadenas causa-efecto se representan en forma de Matrices de Impacto (en el Apéndice se muestra un ejemplo de parte de una Matriz de Impacto), que resumen los riesgos/impactos esperados del cambio climático sobre diferentes sectores susceptibles de verse afectados por ese cambio.

Las matrices funcionan a modo de identificadores —es decir, asocian un determinado impacto con una técnica de valoración (Metroeconomica, 2004)—. Se supone que previamente, el lector ha llevado a cabo una evaluación de los riesgos del cambio climático (como se indica en Willows y Connell, 2003), y que ha identificado y medido los impactos relevantes para la decisión en cuestión.

FASE 2: Valoración Económica de los Impactos

Como se ha mencionado anteriormente, las Matrices de Impacto sugieren al lector cuál puede ser la técnica apropiada para valorar los impactos objeto de análisis. El usuario puede seleccionar cualquier técnica de valoración compatible con los datos de impacto de que disponga, el nivel de exactitud deseado y los recursos disponibles —experiencia, tiempo y dinero—. Cada técnica de valoración económica necesita una cantidad diferente de datos. Además, se deben emplear técnicas específicas para valorar impactos de distinto orden. En el modelo que muestra la Figura n.º 2.6, por ejemplo, los métodos del gasto preventivo¹⁴ o del coste de sustitución¹⁵ se pueden utilizar para valorar los impactos de «orden inferior». El método del coste de viaje¹⁶ o la valoración contingente¹⁷ se pueden emplear para valorar los impactos de «orden

¹⁴ El método del gasto preventivo (o protector) es una técnica de valoración en la que el tiempo y el dinero que necesitan los individuos para mitigar o compensar un riesgo ambiental o artificial, indican una cota inferior del valor que los individuos dan a ese riesgo.

¹⁵ Con el método del coste de sustitución, los costes que supone para un individuo sustituir o restaurar (la limpieza) un bien o servicio q dañado, se toman como una estimación inferior del valor de la condición (o condiciones) ambiental desfavorable que causó el deterioro en la calidad de ese bien o servicio.

¹⁶ El método del coste de viaje valora recursos ambientales específicos (por ejemplo, un parque natural) mediante la estimación de su demanda. El gasto total (tiempo y dinero) de viaje necesario para llegar hasta ese emplazamiento se puede interpretar como el precio implícito de la visita —es decir, el valor de la experiencia dada por el emplazamiento—.

¹⁷ El método de la valoración contingente genera medidas monetarias de cambios en el bienestar de los individuos a través de cuestionarios que describen una situación hipotética. Obtienen, de este modo, la cantidad que el entrevistado estaría dispuesto a pagar por obtener o evitar la situación descrita.

superior». Para más detalles sobre cómo usar los diferentes métodos, ver Markandya *et al.*, 2002.

La aplicación de las Fases 1 y 2 permite obtener los descriptores monetarios de los resultados de las opciones consideradas. El recuadro denominado «Instrumentos de Evaluación de Opciones y Directrices Generales para el Análisis Económico» de la Figura n.º 2.4 muestra que, llegados a este punto, es posible que sea necesario usar los instrumentos de evaluación de opciones.

Se debe mencionar el hecho de que estas guías adoptan un método «*bottom-up*» para valorar los costes de los impactos del cambio climático. Creemos que este método proporciona el enfoque metodológico de valoración de costes más flexible. Este método permite realizar estudios de valoración de costes y obtener estimaciones aproximadas de los costes a escala local/regional/nacional, desagregada por sectores, a personal inexperto en la materia. Al mismo tiempo, reconocemos que, en algunos casos (por ejemplo, cuando los impactos son grandes —«no marginales»— o cuando el potencial de que se produzcan impactos indirectos es elevado), las estimaciones del enfoque «*bottom-up*» podrían no ser fiables.

El enfoque de valoración adoptado en este artículo supone que los impactos del cambio climático considerados son relativamente pequeños (o «marginales»). Por lo tanto, no varía el valor que atribuyen los individuos a los receptores afectados. Teniendo en cuenta este supuesto, el beneficio/coste de un impacto del cambio climático sobre un receptor se valora multiplicando el impacto físico esperado sobre el receptor por el valor económico unitario

inicial adecuado (ver Recuadro n.º 2.2). En ocasiones, sin embargo, el cambio climático puede ocasionar impactos relativamente grandes (o «no marginales») sobre un receptor. Estos impactos pueden afectar, a su vez, al valor económico unitario actual. Nos enfrentamos, por tanto, al dilema sobre cuál de los «precios» debemos utilizar en el análisis de valoración de costes —¿el «precio» inicial o el «precio» existente una vez que ha tenido lugar el impactos del cambio climático?—. Además, dependiendo de la naturaleza de las relaciones entre receptores, un cambio en el valor económico unitario de un receptor puede alterar el precio y la cantidad de equilibrio de toda la economía. Surge, por tanto, una nueva pregunta: ¿cuántos receptores debemos considerar para obtener una medida exacta del «verdadero» coste del cambio climático? En estos casos pueden resultar más apropiados el enfoque «*top-down*» o algún ejercicio de modelización integrada.

3. IDENTIFICACIÓN DE LOS RIESGOS/IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

3.1. Introducción

En la Sección 2 mencionamos el hecho de que las relaciones entre los impactos del cambio climático y las posibles guías de valoración se representan por medio de Matrices de Impacto. A partir de una amplia revisión de los estudios a nivel regional y sectorial existentes en el Reino Unido, se han construido matrices de impacto para cada uno de los siguientes sectores clave (sensibles): Sector Zonas Costeras; Sector Recursos Acuáticos; Sector Agrícola; Sector Construcción e Infraestructuras.

Se puede observar que no hay una matriz que muestre los impactos del cambio climático sobre el hábitat natural, que es otro de los sectores clave del Reino Unido. La ausencia de este sector se debe a que los riesgos del cambio climático para el hábitat natural están recogidos, como no podía ser de otro modo, en las matrices de los otros cuatro sectores¹⁸. En este artículo sólo presentamos, a modo explicativo, parte de la matriz del sector zonas costeras. Las matrices con línea discontinua representan la cadena «causa-efecto» (o senda de impacto) asociada con una consecuencia específica del cambio climático. Comenzando, por ejemplo, con el aumento esperado en el nivel del mar consecuencia del cambio climático, las matrices muestran la cadena «causa-efecto». La cadena va, desde los correspondientes potenciales impactos directos (por ejemplo, pérdida permanente del territorio, cambio del régimen hidrológico), hasta las consecuencias de cada uno de esos impactos directos (por ejemplo, pérdida de espacios recreativos, inundación de pantanos/humedales y pérdida de propiedad privada), y sus impactos sobre sectores específicos: pérdida de objetos culturales, pérdida de productividad agrícola y pérdida de especies. En diferentes puntos a lo largo de la cadena «causa-efecto», se remite al lector a las diferentes técnicas de valoración —tal como explicamos en la sección anterior—. El hecho de que una técnica de valoración se pueda o no aplicar en un determinado punto de la cadena depende del tipo y la forma de los datos de impacto disponibles, y de las características del receptor

afectado; por ejemplo, si el valor que le atribuyen los individuos se puede o no observar en los mercados convencionales.

El objetivo de esta sección es explicar cómo se utilizan las Matrices de Impacto para identificar las técnicas de valoración adecuadas para valorar los costes de impactos concretos del cambio climático que pueden tener interés para el usuario.

3.2. Uso de las Matrices de Impacto

Como se ha mencionado con anterioridad, las Matrices de Impacto se han desarrollado para hacer posible la toma de dos tipos de decisiones de adaptación al cambio climático: (1) priorización y clasificación de riesgos y (2) evaluación de opciones de adaptación. En ambos casos, se puede aplicar el siguiente procedimiento general:

- Se debería seleccionar la matriz (matrices) del sector relevante para la decisión del cambio climático que nos ocupa.
- Se deberían identificar el riesgo (riesgos) del cambio climático, el impacto (impactos) directo, la consecuencia (consecuencias) indirecta, y/o el impacto (impactos) sectorial, que son relevantes en el contexto de toma de decisiones.

En la columna denominada «VG» (guía de la técnica de valoración), adyacente a cada categoría de impacto, hay seis posibles etiquetas. Cada una de ellas denota una acción determinada.

1. Si muestran la etiqueta «CO» (que denota la guía técnica sobre las técnicas de valoración convencionales basadas en el mercado), se debería acudir al

¹⁸ Sería conveniente construir, en el futuro, Matrices de Impactos similares para otros sectores susceptibles de verse afectados por el cambio climático.

árbol de decisión que muestra la Figura n.º 3.1, debajo, y progresar a lo largo de la rama con la inicial «SÍ». Debajo se proporcionan unas pautas sobre cómo usar el árbol de decisión.

2. Si muestran la etiqueta «IG» (que denota guías individuales para una amplia categoría de receptores), también se debería acudir al árbol de decisión. Sin embargo, en este caso se debería progresar a lo largo de la rama con la inicial «NO».

3. Si muestra la etiqueta «ET», se puede seguir cualquiera de las dos rutas anteriores. En este caso, se puede usar el árbol de decisión preguntando si el impacto (impactos) de interés «afecta directamente a un bien o servicio con precio de mercado» y, a continuación, seguir la rama que corresponde a la respuesta obtenida.

4. Si aparece la etiqueta «NT», significa que las técnicas de valoración para valorar este tipo de impacto no están disponibles en el momento actual. En este caso, se deberían leer los consejos que muestran la parte inferior, y acudir a las guías técnicas sobre qué hacer con los impactos que no se pueden valorar.

5. Si muestran la etiqueta «RU» (desutilidad que resulta de la incertidumbre asociada al cambio climático), se debería acudir a las guías sobre las técnicas que indican cómo trabajar cuando existen riesgo e incertidumbre. La mayor parte de los impactos denominados «RU» están asociados con la pérdida de bienestar de los individuos que es consecuencia de la «incertidumbre» sobre acontecimientos futuros. Estos costes se pueden valorar usando el marco de utilidad esperada explicado en las guías técnicas sobre cómo trabajar cuando existe incertidumbre. Si

se prefiere, se puede aplicar la técnica de valoración de un mercado artificial (ver «SC», inmediatamente a continuación) a un caso concreto.

6. La etiqueta «SC» quiere decir que las guías sobre cómo valorar este impacto no están fácilmente disponibles. En este caso, la naturaleza del impacto exige aplicar la técnica de valoración de los mercados artificiales o sustitutivos. Excluye el empleo de las técnicas convencionales de valoración basadas en el mercado para derivar estimaciones de los daños basadas en los costes (de oportunidad). En este caso se debería acudir a las guías sobre las técnicas de valoración del mercado artificial o sustitutivo, que proporcionan una descripción general de estos métodos.

Un componente muy importante del valor económico que obtiene la gente de recursos como el hábitat natural, los espacios de recreo, los paisajes, los objetos culturales, etc., pero que no está en modo alguno relacionado con el «uso» de ese recurso, es el valor de no uso. Los valores de no uso se definen como aquellas ganancias/pérdidas de bienestar que son consecuencia de cambios en el medio ambiente, independientemente de cualquier uso, directo o indirecto, que se haga del medio ambiente. Por ejemplo, la mera existencia de una determinada especie puede aportar satisfacción a un individuo, incluso si éste piensa que nunca verá esa especie. El valor de no uso se puede encontrar en más de una de las categorías de receptor descritas en las guías de valoración individuales. A menudo, representa un elemento significativo del valor económico total de los impactos medioambientales. Aunque la Figura n.º 3.1 no muestra el valor de no-uso, las razones anteriores

aconsejan que se lleve a cabo un cuidadoso estudio de las técnicas de valoración del valor de no uso.

3.2.1. *Uso del Árbol de Decisión*

En esta sección proporcionamos las guías para usar el árbol de decisión que muestra la Figura n.º 3.1. El árbol de decisión se debe utilizar una vez que la guía (guías) de valoración del impacto (impactos) del cambio climático haya sido identificada en la Matriz (Matrices) de Impacto. El objetivo principal del árbol de decisión es guiar al usuario, desde la Matriz de Impacto, hasta una Guía de valoración adecuada.

Impactos que Afectan a Bienes/Servicios de Mercado

La primera pregunta que se debe hacer el usuario del árbol de decisión es la siguiente: «¿afecta el impacto directamente a bienes/servicios de mercado?». Los aspectos de mercado del cambio climático se definen como los impactos sobre bienes y servicios para los que existe un mercado. Las fuerzas de oferta y demanda de estos mercados interactúan para determinar el valor del bien/servicio, que viene dado por su precio de mercado. Los siguientes son ejemplos de bienes/servicios de mercado: productos agrícolas, producción industrial, bienes intermedios, materias primas, servicios públicos, infraestructuras, propiedad, servicios turísticos —la lista es interminable—. El rasgo característico de estos bienes/servicios es que tienen un precio que se puede observar. Este es el precio que se debe pagar a cambio de los derechos de propiedad (derecho exclusivo a consumir) del bien/servicio.

La Figura n.º 3.1 muestra que los impactos sobre bienes/servicios de mercado se pueden valorar utilizando técnicas convencionales basadas en el mercado, tales como:

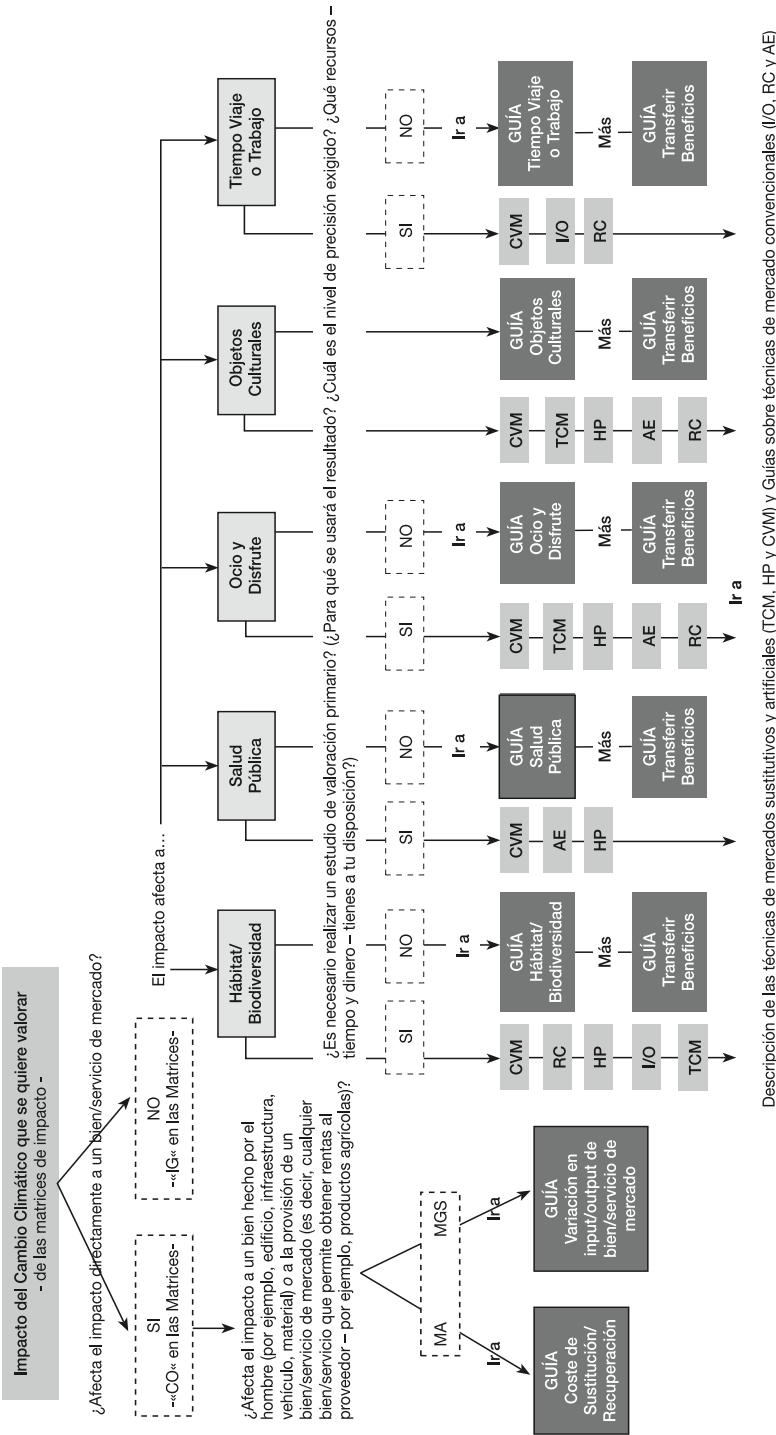
- El método de las variaciones en el *input/output* de los bienes/servicios de mercado; o
- El método basado en el coste de sustitución (o recuperación).

El hecho de que se utilice uno u otro de estos métodos en la valoración del impacto del cambio climático que se quiere investigar, depende de si:

- El bien/servicio de mercado que se pierde o resulta dañado como consecuencia del cambio climático, es un activo/bien duradero (normalmente hecho por el ser humano, aunque no necesariamente). Los edificios y otras propiedades, las infraestructuras, los automóviles, etc. son ejemplos de estos bienes.
- El cambio climático afecta de forma positiva (o negativa) a la provisión (o producción) de un bien/servicio de mercado. En este caso, el impacto aumenta/disminuye el coste de proporcionar el bien/servicio afectado (por ejemplo, abastecimiento de agua, productos agrícolas/industriales), o aumenta/disminuye la producción y/o la calidad del bien/servicio afectado (por ejemplo, productos agrícolas/industriales, servicios públicos, servicios turísticos).

En el primer caso —es decir, cuando el bien/servicio de mercado afectado es un activo/bien duradero— el usuario debería recurrir a la Guía sobre el método basado en el coste de sustitución/recuperación. Si el cambio climático afecta a la provisión

Figura n.º 3.1
Mapa de Rutas - Desde la Matriz de Impacto hasta las Guías de Valoración



o producción de un bien/servicio de mercado, el usuario debería recurrir a la Guía sobre variaciones en el *input/output* de los bienes/servicios de mercado.

Se debe mencionar el hecho de que en algunas ocasiones, son válidos ambos modos de valoración. Consideremos, por ejemplo, la pérdida de tierras de cultivo. El precio de mercado de estas tierras se ve reflejado en el valor de la producción agrícola. Por lo tanto, la pérdida de suelo se podría valorar al coste de su sustitución —es decir, el coste que tendría para el agricultor adquirir un terreno similar que le permitiera lograr la misma renta neta que obtenía antes de que tuviera lugar el impacto—. El valor de mercado de la producción agrícola perdida junto con el terreno, también se podría medir usando el método de la variación del *input/output*. El primer método tiene como resultado una «única» cuantificación de la pérdida, mientras que con el segundo se obtiene una cuantificación «periódica» de la pérdida anual¹⁹.

Impactos que no Afectan Directamente a Bienes/Servicios de Mercado

Si la respuesta a la pregunta «¿afecta el impacto directamente a bienes/servicios de mercado?» es «No», se debe usar la rama de la derecha del árbol de decisión. En la Figura n.º 3.1 se puede apreciar que,

en la valoración de los costes de los impactos de cualquiera de las categorías de receptor de esta rama, el analista que desee estimar el valor del impacto (impactos) objeto de análisis deberá escoger entre llevar a cabo un estudio de valoración primario o utilizar otros estudios que valoren impactos similares en otros lugares. El segundo método se conoce como Transferencia de Beneficios. A continuación se resumen algunos de los puntos clave que se deben tener en cuenta para decidir si se debe llevar a cabo un estudio primario o si se pueden transferir beneficios. La mejor recomendación a este respecto se puede encontrar en Desvousges et al, 1998, «... *La pregunta clave es si es aceptable o no el grado de subjetividad e incertidumbre que añade la transferencia de beneficios, y si la transferencia es todavía informativa o no. Si no, las alternativas deben ser llevar a cabo un CBA cuantitativo [no valorar los impactos] o llevar a cabo un estudio original [primario] ...*» Desvousges, Johnson y Banzhaf (1998).

En general, la decisión sobre la necesidad o no de llevar a cabo un estudio de valoración primario en una situación determinada dependerá de cuatro factores: el uso que se vaya a hacer de los valores estimados, el grado de precisión que se necesita para este uso, el grado de exactitud que se puede lograr usando la transferencia de beneficios y, posiblemente el más importante, el coste relativo del estudio primario.

Un estudio primario que valore directamente el impacto que se quiere analizar, proporcionará una estimación más exacta de los «verdaderos» costes del impacto. Sin embargo, los estudios primarios son también mucho más costosos

¹⁹ Es necesario, en este punto, llamar la atención sobre el hecho de que los costes anuales (o periódicos) no se pueden sumar directamente a las estimaciones no periódicas (o «capitalizadas») de los costes (por ejemplo, cambios en el valor del suelo). Hay que convertir el primero en un valor capitalizado adecuado, o el último en un valor anual equivalente. En caso contrario, la agregación de impactos será errónea. En las Guías de Aplicación nos referimos a estas cuestiones en mayor profundidad.

Recuadro n.º 3.1

Consideraciones clave en la decisión de llevar a cabo o no una investigación primaria

¿Es posible que la investigación tenga como resultado una valoración más robusta?
¿Se podrán aplicar los resultados de la investigación a evaluaciones futuras?
La exactitud del material de valoración, ¿forma parte de la decisión objeto de análisis?
¿Cuál es la escala de la decisión objeto de análisis? (Si la decisión tiene que ver con una inversión de muchos millones de libras, claramente merece la pena dedicar más, y no menos, recursos a la valoración.)

Fuente: HMT (2003, p. 58)

en términos de tiempo y recursos. El usuario debe decidir, por tanto, el equilibrio adecuado entre el nivel de precisión deseado y los costes relativos de los estudios primarios. En ocasiones, la transferencia de beneficios puede resultar más «económica». En otras palabras, en algunos casos, el equilibrio entre el grado de precisión y el coste favorece a la transferencia de beneficios.

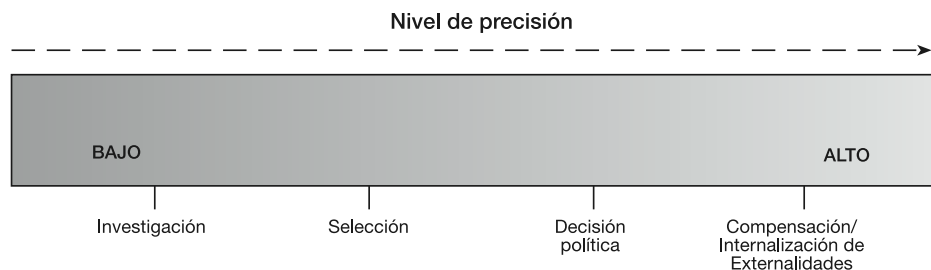
Para ayudar a abordar estas cuestiones, Desvousges, Johnson y Banzhaf (1998) proporcionan un «Continuo de Escenarios de Decisión que va desde la Menor hasta la Mayor Precisión Exigida» como el que se muestra a continuación en la Figura n.º 3.2. Mediante este continuo, los autores sugieren que el empleo de algunos resultados de valoración exige unos niveles de precisión más altos que otros. El mayor nivel de precisión se debe exigir cuando las estimaciones de los costes/beneficios se emplean para compensar a las víctimas de un daño (ambiental), o cuando las externalidades ambientales se están internalizando —por ejemplo,

cuando los impuestos por la emisión de contaminantes igualan al coste marginal de la contaminación (para quienes la padezcan)—. Los autores sugieren que en estas situaciones, se exija un estudio primario.

Interpretando el continuo desde la mayor a la menor exigencia, los estudios de valoración que informan sobre la evaluación de políticas son los siguientes en cuanto a nivel de precisión exigido. Entre ellos, los análisis coste-beneficio de las opciones de adaptación alternativas. Puesto que los verdaderos compromisos económicos se sustentan en los resultados de estos análisis, los estudios de valoración que se empleen para llevarlos a cabo deben tener un alto grado de precisión. Sin embargo, a menudo es suficiente que los resultados de los estudios de valoración sean «aproximados». Por ejemplo, para superar un análisis coste-beneficio, en ocasiones, sólo es necesario determinar, si los beneficios de una opción son realmente mayores que los costes de los recursos necesarios para llevarla a

Figura n.º 3.2

Continuo de escenarios de decisión que va desde la menor hasta la mayor precisión exigida



Fuente: Desvousges, Johnson y Banzhaf (1998).

cabo; es decir, no siempre es necesario establecer la magnitud exacta de dicha diferencia. Si se conocen los costes de los recursos de la opción y los beneficios son claramente superiores (o inferiores) a los costes conocidos²⁰, se puede tolerar un cierto grado de incertidumbre en la estimación de los beneficios. Esta situación es común a muchas decisiones de cambio climático del mundo real. De este modo, se puede aceptar la incertidumbre adicional asociada a la transferencia de beneficios.

Siguiendo la evolución del continuo de derecha a izquierda, se aprecia que los estudios de valoración pueden servir como un *input* en los ejercicios de selección/scoping llevados a cabo para ayudar a diseñar un estudio original. Puesto

que la valoración (o transferencia) de los resultados no se empleará directamente para evaluar la opción, no es necesario que los estudios sean extremadamente precisos. Una vez más, esto representa un contexto en el que es posible emplear esta metodología; por ejemplo, para identificar los sectores que tienen una probabilidad más alta de sufrir daños «mayores» o para identificar los impactos relativamente más significativos. Si se van a utilizar los resultados de la metodología descrita como instrumento de selección, la transferencia de beneficios es perfectamente aceptable. Obviamente, los estudios de transferencias se pueden utilizar al comienzo del continuo —es decir, para la investigación (formarse ideas como la identificación de mercados o relaciones críticas; un objetivo que exige un nivel de precisión relativamente bajo)—.

En cada problema de decisión concreto el analista deberá decidir (teniendo en

²⁰ Los costes de las opciones de adaptación se valoran, en general, utilizando precios de mercado. Se pueden valorar, por tanto, con relativa precisión.

cuenta el uso que piensa hacer de los resultados finales) si utiliza la transferencia de beneficios o, si por el contrario, la necesidad de obtener un mayor nivel de precisión justifica los costes adicionales de un estudio primario.

Selección de las Técnicas de Valoración para un Estudio Primario - Siempre y Cuando sea Necesario

Antes de considerar la selección de las técnicas de valoración adecuadas para llevar a cabo un estudio primario, es importante que el lector consulte (aun cuando se haya decidido de antemano realizar un estudio de valoración primario) las directrices del receptor objeto de estudio que aparecen en Metroeconomica (2004). Esta publicación contiene información sobre estudios y métodos de valoración que puede ser útil.

Es prácticamente imposible ofrecer reglas estrictas y directas para seleccionar la técnica (técnicas) de valoración que hay que aplicar en un contexto determinado. En cualquier ejercicio concreto de valoración de costes, la elección de la técnica dependerá de diferentes criterios. Garrod y Willis (1999) han preparado una lista de criterios, que ofrece algunas pautas:

- El objetivo del estudio (por ejemplo, si son necesarias estimaciones basadas en el coste de oportunidad o estimaciones de los beneficios directos).
- Los valores económicos concretos necesarios (por ejemplo, valores de uso y/o de no-uso, o un subconjunto). Los beneficios de no-uso sólo se pueden valorar utilizando estudios de valoración contingente.

- El tipo de valores que se necesita (*ex ante* o *ex post*). Por ejemplo, el método del coste de sustitución tiene como resultado valores *ex post*. Por el contrario, el método de los gastos preventivos genera valores *ex ante*.
- Si determinados supuestos son o no aceptables. La fiabilidad de los valores estimados por cada una de las técnicas de valoración exige que se cumplan determinados supuestos. Mientras que en algunas situaciones los supuestos exigidos para, digamos, estimaciones de precios hedónicos fiables podrían ser válidos, podrían no serlo para estimaciones fiables del coste de viaje.
- La importancia que se da a errores concretos (por ejemplo, errores estadísticos de la técnica, posibles sesgos psicológicos en el proceso de aprendizaje, etc.).
- La consistencia entre la técnica y la teoría en casos concretos (por ejemplo, si el modelo considerado tiene en cuenta los efectos sustitutivo y complementario —importante cuando se tienen en cuenta lugares de recreo/ocio concretos)—.
- La robustez de los beneficios estimados (por ejemplo, en términos de validez estadística, de contenido, de criterio y de construcción).
- Si se puede identificar con suficiente precisión la población relevante para el estudio. Si las estimaciones individuales de los costes/beneficios se pueden agregar fácilmente a toda la población.

El cuadro n.º 3.1, a continuación, también proporciona alguna pista sobre las técnicas de valoración primarias que se

deben utilizar para valorar impactos concretos²¹. El cuadro muestra una selección de impactos (ambientales) potenciales del cambio climático. Muestra, además, las principales técnicas de valoración basadas en mercados sustitutivos (o preferencias reveladas) y en mercados artificiales (o preferencias señaladas) que se pueden aplicar. La «Y» indica que, generalmente, la técnica de valoración se puede aplicar al impacto correspondiente. El signo de interrogación quiere decir que la técnica de valoración tendría sentido. La «X» significa que, en general, la técnica de valoración carecería de sentido. En el cuadro n.º 3.2 se puede apreciar que las técnicas basadas en mercados artificiales se pueden aplicar a casi todos los casos. Son, además, las únicas capaces de medir los valores de no-uso. Por otro lado, las técnicas de los mercados sustitutivos y artificiales no se emplean generalmente para valorar impactos sobre la «productividad» —estos impactos se valoran, normalmente, con alguno de los métodos convencionales basados en el mercado; por ejemplo, el método del coste de sustitución o el método de las variaciones en el *input/output*—.

Finalmente, en el cuadro n.º 3.2 se aprecia que algunos impactos se pueden valorar utilizando más de una técnica. El usuario

debería saber que el coste/beneficio del impacto variará en función de la técnica de valoración primaria empleada. No obstante, en la Sección 4.4 veremos que las diferencias entre una técnica de valoración y otra son pequeñas.

3.2.2. *El Lado del Coste de la Ecuación*

Es importante saber que en el caso de los problemas de decisión en los que se quiere conocer el beneficio neto de adaptarse, las matrices de impacto y las guías de valoración previamente descritas permiten obtener la parte del beneficio de una ecuación coste-beneficio estándar. El lado de los costes viene dado por los costes de los recursos de la opción (opciones) de adaptación. Los analistas de algunos sectores clave —por ejemplo, zonas costeras y recursos acuáticos— tienen sus propias guías para valorar los costes de proyectos de ingeniería concretos. Muchas de estas guías se pueden emplear, además, para estimar el coste de las medidas de adaptación. Metroeconomica (2004) proporciona algunas pautas para estimar los costes de las opciones de adaptación. Cuando se valoren los costes de las medidas de adaptación es importante aferrarse a los costes definidos en Metroeconomica (2004) para: en primer lugar, asegurar su consistencia con las guías de valoración de impactos y, en segundo lugar, que los costes estimados reflejen los «verdaderos» costes de oportunidad de asignar recursos a las opciones de adaptación²².

²¹ El cuadro n.º 3.1 sólo considera la aplicación de técnicas de valoración basadas en mercados sustitutivos y artificiales para valorar impactos concretos del cambio climático (es decir, sólo presta atención a aquellos métodos de valoración primaria que serán empleados con mayor probabilidad en el contexto de estas Guías de Valoración de Costes). En los casos en que un estudio primario no está garantizado, muchos de los impactos de la Tabla n.º 3.1 se pueden valorar utilizando las Guías de Aplicación

²² Aunque las Guías de Aplicación son consistentes con las pautas que se detallan en *The Green Book*, esta publicación ofrece también pautas para que los departamentos de gobierno y agencias públicas puedan estimar los «costes».

**3.2.3. Potenciales Errores
que se deben Evitar cuando
se Utilice la Metodología
de Valoración de Costes**

Independientemente de la técnica que se utilice para valorar el impacto (impac-

tos) del cambio climático que se quiere analizar, hay varios errores que el usuario debe tratar de evitar cuando utilice los resultados finales. En esta sección, llamaremos la atención sobre dos fuentes potenciales de error. La primera de ellas tiene que ver con el trato que reciben los im-

Cuadro n.º 3.1

**Aplicabilidad de las Técnicas de Mercados Sustitutivos
(Preferencia Revelada) y Artificiales (Preferencia Señalada)**

Impacto del cambio climático	Mercado Sustitutivo		Mercado Artificial	
	Propiedad Hedónica	Salario-riesgo Hedónico	Coste de Viaje	Valoración Contingente
Productividad:				
Daño/Pérdida de suelo	¿?	X	X	X
Daño/Pérdida de cosechas	¿?	X	X	X
Daño/Pérdida de bosques	X	X	X	¿?
Daño/Pérdida de hábitat	X	X	¿?	Y
Daño/Pérdida de pesquerías	X	X	X	X
Disminución de la calidad del agua	¿?	¿?	X	Y
Daño/Pérdida de la propiedad	¿?	X	X	X
Daño/Pérdida de recursos	¿?	X	¿?	Y
Salud Pública:				
Mortalidad	X	Y	X	Y
Morbilidad	X	Y	X	Y
Ocio:				
Pérdida de recreo	¿?	X	Y	Y
Daño/Pérdida de hábitat	X	X	¿?	Y
Disminución de visibilidad	Y	X	¿?	Y
Ruido	Y	X	X	Y
Otro:				
Valores de no-uso	X	X	X	Y
Medio Ambiente ocupacional	X	Y	X	Y
Daño/Pérdida de patrimonio	¿?	X	Y	Y
Acceso a Agua	¿?	X	Y	Y
Servicios Sanitarios	Y	X	X	Y
Ahorro de tiempo de viaje	Y	X	X	Y

Fuente: Adaptado de Abelson (1996).

pactos que no se pueden valorar en términos monetarias; la segunda está relacionada con el modo en que se agregan los costes de los impactos de «orden superior» para obtener el valor de los costes de un impacto de «orden inferior». A continuación, exponemos cada uno de estos potenciales problemas.

Tratamiento de Impactos sin Valorar

La aplicación de las técnicas de valoración depende de que se disponga de datos cuantitativos suficientes en un formato adecuado. Para muchos tipos de posibles impactos del cambio climático, es posible que los datos cuantitativos adecuados no estén disponibles y que no se pueda aplicar, por tanto, la guía (guías) de valoración propuesta. Por ejemplo, se puede considerar que los cambios en el régimen hidrológico y los consiguientes riesgos para el hábitat natural son consecuencia de la erosión de una zona costera. Sin embargo, es posible que no haya evidencias sobre el alcance o las implicaciones de los impactos. Es también probable, dado el estado del conocimiento en el área de la valoración económica, que, aunque estén disponibles los datos cuantitativos adecuados, ciertos impactos no se puedan valorar monetariamente. A pesar de ello, estos impactos siguen siendo útiles para evaluar las estrategias de adaptación alternativas en el caso de la erosión de zonas costeras. De este modo, la carencia de estimaciones monetarias de impactos concretos del cambio climático *no* significa que se puedan despreciar esos impactos en el proceso de toma de decisiones.

Es importante, por tanto, disponer de un método organizado con el que poder identificar los impactos relevantes que no

se pueden valorar. Esto hará posible que tales impactos se tengan en cuenta cuando se tome la decisión (decisiones) final. Un método para ello es la configuración de una lista como la que muestra el cuadro n.º 3.2, a continuación. Una lista de estas características permite al usuario identificar cuáles de los muchos impactos esperados del cambio climático sobre los que se quiere decidir han sido valorados. Esta información se puede usar, por ejemplo, para realizar un análisis de sensibilidad dentro del marco de trabajo de un análisis coste-beneficio. También se puede utilizar como un *input* de un análisis multicriterio.

Agregación - Evitar la Doble Contabilidad

El segundo error potencial es la doble contabilidad. Este tipo de error puede surgir al tratar de valorar los costes de un impacto del cambio climático de «orden inferior» (por ejemplo, la pérdida de territorio debido al aumento del nivel del mar), sumando los impactos de «orden superior» asociados con él (por ejemplo, pérdida de hábitat o de lugares de recreo, necesidad de reubicación, etc.). Para evitar este problema, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- En primer lugar, se deben tener en cuenta todos los potenciales impactos de «orden superior» asociados con los impactos de «orden inferior». Este punto tiene que ver con lo discutido anteriormente, es decir, que los impactos deben ser tenidos en cuenta, incluso en aquellos casos en que no se puedan valorar en términos monetarios.
- En segundo lugar, cuando se quieran sumar diferentes impactos direc-

Cuadro n.º 3.2

«Lista» para identificar los impactos relevantes: Ejemplo de la pérdida permanente de territorio consecuencia del aumento del nivel de mar

Impactos Indirectos Potenciales	Valoración		Impactos Sectoriales Potenciales	Valoración	
	No	Sí		No	Sí
Pérdida de propiedad privada		•	Pérdida de propiedad Pérdida de bienestar Cambios en la demanda de vivienda en áreas próximas		• • •
Pérdida de suelo agrícola		•	Pérdida de productividad		•
Pérdida de suelo no agrícola (hábitat natural)		•	Pérdida de especies/ecosistemas Migración de especies/ecosistemas		• •
Inundación de humedales/pantanos		•	Pérdida de especies/ecosistemas Migración de especies/ecosistemas		• •
Pérdida de espacios de recreo		•	Reducción de la demanda en espacios afectados Desvío de la demanda hacia otras zonas		 • •
Restablecimiento		•	Pérdida de bienestar Pérdida temporal de productividad Compensación Gestión de recuperación		• • • •
Pérdida de suelo con patrimonio cultural		•	Pérdida de activos culturales		•
Pérdida de edificios/infraestructuras (incluyendo transporte)		•	Pérdida de propiedad de negocios/infraestructuras Pérdida de infraestructuras de transporte y equipamientos		 • •

Nota: Los símbolos de la tabla no son definitivos y sólo son válidos para este ejemplo concreto. En otro ejemplo, los símbolos correspondientes a esos mismos impactos pueden aparecer en casillas diferentes.

tos del cambio climático, no se deben repetir los impactos indirectos concretos, sectoriales, que comprenden estos impactos directos. Por ejemplo, la pérdida permanente de territorio puede ocasionar la pér-

didada de edificios turísticos como hoteles. Existe el peligro de que la pérdida de estos edificios se contabilice en un estudio de pérdida de propiedad privada y en otro cuyo objeto sea medir los efectos de la pérdida

de suelo sobre la industria turística. También se puede caer en el error de la doble contabilidad si no se tiene cuidado al medir cambios en los valores de no-uso. Éstos se deben añadir a los cambios en los valores de uso —en particular, en lo que respecta a los recursos que proveen valores de recreo y ocio se refiere—. Algunos de los valores de no-uso que se pueden encontrar en la literatura pueden tener en cuenta también valores de uso, y viceversa.

- Finalmente, el analista debe saber que es poco probable que (1) los estudios que miden el coste de los impactos del cambio climático de forma directa —por ejemplo, un estudio de valoración contingente de la disposición a pagar de los individuos para evitar la subida del nivel del mar— y (2) la suma de los estudios que miden de forma directa la disposición a pagar de los individuos para evitar diferentes impactos indirectos, sectoriales —por ejemplo aumento del nivel del mar—, tengan el mismo resultado final.

4. VALORACIÓN DE LOS COSTES DE LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN EL REINO UNIDO: EL CASO DE LOS SEGUROS Y LA PROPIEDAD

4.1. Contexto

En el análisis de este caso estudiamos los costes de bienestar económico asociados con los impactos del desplome de viviendas, en diferentes escenarios futuros de cambio climático simulados para el Reino Unido. Los impactos del desplome

me pueden surgir como consecuencia de la combinación de temperaturas superiores a la media y precipitaciones reducidas. De acuerdo con los escenarios proyectados en UKCIP02 para el año 2080, estos fenómenos serán cada vez más frecuentes (Hulme et. al., 2002). Para hacer las estimaciones hemos tomado, como referente histórico similar, las condiciones excepcionalmente secas y calurosas del verano de 2003 en el Reino Unido.

El desplome de una vivienda particular tiene importancia, en primer lugar, para su propietario. Éste debería estar preocupado con la estabilidad de su propiedad y el efecto que la falta de ella pudiera tener en su valor futuro. Tiene importancia, además, para la compañía de seguros de vivienda, que deberá hacer frente a una demanda en caso de que se produzca el desplome. Los niveles actuales de las primas de seguros de vivienda están basados en la probabilidad histórica de que se produzcan desplomes, y no tienen en cuenta el cambio climático. Es posible, por tanto, que el cambio climático, con los consiguientes cambios (aumentos) en la probabilidad de que se produzcan desplomes, tenga implicaciones financieras tanto para los propietarios de las viviendas como para las compañías aseguradoras —el que afecte más a unos o a otros dependerá de la medida en que las primas de seguros se ajusten al cambio climático que se avecina—. En este caso concreto, estimamos los niveles agregados de demandas de seguros que son atribuibles al cambio climático. Las condiciones de cobertura que existen actualmente se mantienen constantes.

La alternativa a los cada vez más frecuentes episodios de desplome, es adoptar medidas que traten de reducir el ries-

go de que se produzcan tales acontecimientos. Las medidas pueden ser estructurales o estar relacionadas con la eliminación de vegetación. Con el fin de informar sobre la conveniencia o no de adoptar tales medidas —tanto desde la perspectiva de los propietarios de las viviendas como desde el punto de vista de las compañías aseguradoras—, hemos identificado los costes de estos dos tipos de medidas en los casos siguientes: propiedades de nueva construcción y propiedades ya existentes.

A continuación, se explica la estructura del resto del caso objeto de estudio. Primero, se detalla el método con el que se pueden estimar los impactos del desplome de la vivienda asociados con el cambio climático. Segundo, se consideran estos impactos en un marco de toma de decisiones. Finalmente, se considera el modo en que la incertidumbre es tenida en cuenta en este contexto.

4.2. Aplicación de las Guías de Valoración de Costes

4.2.1. *Evaluación del Impacto: uso de las Matrices y del Árbol de Decisión*

En esta sección mostramos cómo se pueden estimar los costes asociados con las inundaciones, en una situación en la que hay cambio climático. En Metroeconomica (2004) se pueden encontrar las «matrices de impacto» que muestran la relación entre los impactos del cambio climático y los impactos sectoriales. En el caso que nos ocupa, el impacto inicial del cambio climático considerado es el Aumento en la Frecuencia de Tormentas e Inundaciones. Si consideramos que el

impacto son los efectos dañinos de las inundaciones sobre la propiedad, es relevante el impacto sobre el sector Construcción e Infraestructuras. El cuadro n.º 4.1 muestra esa parte de la matriz.

La matriz del Cuadro n.º 4.1 muestra que las técnicas para valorar los impactos directos e indirectos que queremos analizar no están disponibles —el aumento de la sequedad del suelo y los movimientos de tierra asociados con él—. Sin embargo, «ET» indica que el coste del impacto en el sector propiedad residencial se puede valorar utilizando técnicas de valoración convencionales basadas en el mercado. Alternativamente, se puede usar una guía individual. La Figura n.º 3.1, que tiene la forma de un árbol de decisión que el usuario de la guía debería explorar, muestra la guía adecuada. El árbol de decisión recoge la notación de una guía convencional basada en el mercado (CO) en la respuesta «Sí», a la siguiente pregunta: ¿Afecta el impacto directamente a un bien/servicio de mercado?²³ A continuación, el árbol de decisión pregunta lo siguiente: «¿Afecta el impacto directamente a un Activo Hecho por el Hombre (CA) o a la provisión de un bien/servicio de mercado (MGS)?». Puesto que las viviendas son activos, seguimos la rama que indica que el usuario debe usar la Guía del Coste de Sustitución/Recuperación (rama denominada MA). En la siguiente sección se describe cómo usar esta Guía.

²³ La notación ET se emplea para hacer referencia a la posibilidad de que las guías individuales sean también relevantes para la valoración. En nuestro ejemplo, los «Objetos Culturales» podrían ser relevantes. Suponemos, sin embargo, que las viviendas particulares no tienen valor como objetos de patrimonio cultural.

Cuadro n.º 4.1

Impactos del hundimiento sobre la propiedad

Impacto del Cambio Climático: Aumento de la Temperaturas Medias							
Impacto Directo	VM	Potencial Impacto Indirecto	VM	Sectores Afectados	Impacto Sectorial	VM	Agentes Relevantes
Aumento de la sequedad del suelo	NT	Aumento de movimientos de tierras	NT	Propiedad residencial	Aumento de desplomes	ET	Propietarios, aseguradoras, contratistas de la construcción, ayuntamientos, reguladores

4.2.2. Evaluación del Impacto Físico**Fase 1***Evaluación del impacto utilizando el histórico similar*

La Fase 1 del procedimiento general que recomienda la Guía del Coste de Sustitución/Recuperación (como todas las guías), exige que el daño del desplome de la propiedad provocado por el cambio climático se mida en unidades físicas. Para estimar estos impactos en años futuros usamos los datos históricos. El número de desplomes se estima teniendo en cuenta el número de demandas de compensación de daños recibido por las compañías de seguros británicas²⁴. La Figura n.º 4.1 muestra la cantidad total anual de demandas de seguros relacionadas con el desplome en Gran Bretaña, entre 1992 y 2003.

²⁴ Destacamos que es posible que parte de los propietarios de las propiedades afectadas anualmente por el desplome no puedan, o simplemente no quieran, optar a una compensación. Por tanto, los números que se muestran aquí son estimaciones a la baja de las verdaderas incidencias nacionales.

Para cuantificar el efecto del cambio climático en el desplome, debemos separar el desplome que está relacionado con el cambio climático del que no lo está. Para hacerlo, se pueden seguir los siguientes pasos:

Suponemos que el caluroso verano de 2003 es representativo de un fenómeno meteorológico que se hará más frecuente en escenarios con cambio climático. Así, si somos capaces de identificar el número adicional de demandas respecto a las que se producen en un año «normal» (es decir, sin cambio climático), podemos estimar el número de demandas atribuibles a un fenómeno meteorológico como el ocurrido en el verano de 2003. En otras palabras, este es nuestro escenario base o de referencia.

A continuación, se pueden utilizar los escenarios de cambio climático para predecir cómo podría cambiar en períodos de tiempo futuros la frecuencia de temperaturas superiores a las habituales.

Comparando las frecuencias con y sin cambio climático sumadas hasta 2080,

Figura n.º 4.1

**Número de reclamaciones relacionadas con el desplome
en el Reino Unido, entre 1992-2003**



Fuente: ABI (Comunicación personal).

obtendremos una estimación del número neto de reclamaciones asociado con un fenómeno meteorológico de esta magnitud. Este fenómeno se puede atribuir al cambio climático.

Para llevar a cabo la primera fase del proceso, debemos analizar los datos disponibles —por ejemplo, los que muestra la Figura n.º 4.1—. Sin embargo, un simple vistazo a estos datos deja claro que la relación estadística entre ellos no es sencilla. Por ejemplo, mientras el número de demandas en 2003 fue considerablemente más alto que en 2002 —como cabría esperar—, el comportamiento de las reclamaciones en el verano de 1995 (similar en sequedad y calor) muestra un retardo que alcanza su punto máximo dos años más tarde. Por otro lado, es perfectamen-

te posible que haya otros factores que determinen el número de demandas, pero que no somos capaces de identificar. Los dos aspectos anteriores revelan que es posible que una simple regresión entre una variable meteorológica (por ejemplo, las precipitaciones en verano o la temperatura) y el número de demandas no proporcione respuestas satisfactorias.

Por tanto, para hacer una primera estimación podemos comparar las demandas de 2002 con las de 2003. Esto nos da un aumento de 22.000 en el nivel estimado de demandas, que utilizamos a modo de estimación central. Las estimaciones resultantes de utilizar el promedio del período que va desde 1999 hasta 2002 —16,350— y la estimación derivada estimando un «efecto de retardo» similar al

ocurrido tras el verano de 1995 —60.186—, se utilizan como estimaciones inferior y superior en los consiguientes análisis de sensibilidad.

4.2.3. *Evaluación de impacto en escenarios futuros*

Para estimar el impacto físico total en los períodos de tiempo que —con escenarios de cambio climático— nos interesan, debemos considerar el efecto (si hay alguno) de los impactos totales calculados, a partir de 2003, para escenarios socioeconómicos futuros. UKCIP (2001) proporciona los escenarios socioeconómicos que fueron desarrollados para evaluar los impactos climáticos.

En UKCIP (2001) se pueden encontrar cuatro escenarios futuros diferentes: Mercados Mundiales (WM), Empresa Nacional (NE), Administración Local (LS) y Sostenibilidad Global (GS). Estos escenarios se definen mediante cinco dimensiones de cambio: composición y tasa de crecimiento económico; tasa y dirección del cambio tecnológico; naturaleza de gobierno; y valores sociales y políticos. Posteriormente, las cinco dimensiones de cambio se interpretan por medio de los siguientes temas: valores sociales/políticos y familias; bienestar y salud; desarrollo económico; tendencias regionales; transporte; construcción y agricultura.

Interpretando esta información en el contexto actual, se puede obtener una estimación del número de propiedades potencialmente vulnerables al desplome. Cabe esperar que la exposición de la vivienda particular al riesgo de desplome esté determinada por los siguientes factores:

- Tamaño medio de la vivienda;
- Política de planificación territorial en torno a la nueva construcción;
- Características del diseño de edificios y la capacidad de éste para hacer frente a los riesgos de desplome;
- Política de seguros de vivienda —de las propiedades expuestas a riesgo de desplome—, y;
- Otras medidas de protección contra desplomes.

En los párrafos siguientes se considerarán estos factores en el contexto de los cuatro escenarios a los que se hacía referencia anteriormente. En el caso que nos ocupa, sólo hay escenarios socioeconómicos hasta el año 2050. Puesto que nosotros queremos obtener estimaciones de los costes para 2030, surge la siguiente cuestión metodológica: existe un vacío de 30 años entre los posibles escenarios futuros desarrollados y probados, y el período para el que queremos tener escenarios futuros. A pesar de que ésta puede ser una cuestión relevante a la hora de aceptar o no las estimaciones de los costes, hemos planteado una serie de posibles soluciones al problema. Una de ellas consiste en suponer, en la medida de lo posible, un aumento lineal de las tendencias identificadas entre 2020 y 2050. La ventaja de este supuesto es que permite trabajar con tendencias previamente verificadas mediante el contrato del agente involucrado.

Una variante más conservadora de este enfoque consiste en aplicar directamente los parámetros obtenidos para el año 2050, a los episodios de desplome identificados para el período 2050-2080. La ventaja de esta alternativa es que no exige ninguna extrapolación que no haya sido revisada y verificada; también reco-

- Tamaño de la población;

noce, de forma implícita, que la verosimilitud de los escenarios podría caer considerablemente después de aproximadamente 50 años —el tiempo máximo que los individuos suelen ser capaces de imaginar, lo que equivale a la duración media de la memoria a lo largo de una vida—. La limitación de esta alternativa radica en que los escenarios están basados en «líneas de historia» muy amplias, que no se prolongan al período 2050-2080. Esto podría reducir la credibilidad de este enfoque. Llegados a este punto, presentamos las estimaciones de los costes de ambas alternativas.

Interpretación de los escenarios individuales

El escenario socioeconómico Mercado Mundial del UKCIP supone, que la población total del Reino Unido en 2020 y 2050 será de 62 y 59 millones de habitantes, respectivamente. Además, el tamaño medio familiar en el año 2020 será de 2,0 personas, lo que da como resultado un total de 31 millones de viviendas. Esta cifra representa un incremento del 27% respecto al número de viviendas que existía a mediados de la década de los 90. No hay estimaciones del tamaño familiar para el año 2050, pero pensamos que es razonable adoptar dos variantes: el tamaño de la vivienda se mantuvo constante en los niveles de 2020, y extrapolar linealmente, hasta 2050, la tendencia del período 1990-2020. Utilizando el tamaño familiar de 2020 —2,0—, el número total de viviendas resultante es de 29,5 millones. Utilizando la extrapolación a 2050 y suponiendo, por tanto, un tamaño medio familiar de 1,7 en 2050, el número total de viviendas es de 34,7 millones. Estas cifras representan aumentos del 20% y del 42%, respectivamente, respecto al núme-

ro de viviendas que había a mediados de los años 90. Habida cuenta que el escenario establece que la política de planificación sobre regulación del suelo es poco restrictiva, podemos suponer que habrá un aumento equivalente en el número de propiedades vulnerables al riesgo de desplome. Es decir, no se introducen regulaciones planificadoras más estrictas, que tengan en cuenta un aumento del riesgo de desplome provocado por el cambio climático. Teniendo en cuenta nuestra estimación central del impacto, el número de propiedades afectadas en 2050 en el Reino Unido por un acontecimiento que ocurre 1 vez de cada 100 años (frecuencia sin cambio climático), será de 27.940 y 31.680, respectivamente (20.765 y 23.544 para la estimación inferior; 76.436 y 86.668 para la estimación superior).

Utilizando los mismos supuestos y extrapolando linealmente hasta 2080, podemos calcular los números de viviendas. Tenemos que hacer un supuesto adicional sobre el tamaño poblacional en 2080, ya que en el escenario no hay ninguna estimación para este período. Suponemos que la tendencia a la reducción de la población identificada hasta 2050 —debido al envejecimiento de la estructura poblacional— continúa hasta 2080. Así, la población total estimada es de 56,1 millones. Teniendo en cuenta un tamaño medio familiar de 1,4 personas por vivienda, se estima que el número total de viviendas en el año 2080 es de 40,1 millones. Este número representa un incremento del 65% respecto a los niveles de mediados de los 90 —el punto de referencia en la construcción de los escenarios—. Al igual que con las estimaciones del año 2050, suponemos que el riesgo de derrumbe aumentará en este mismo porcen-

taje. La variante a esta estimación es la extrapolación de la población a partir del año 2050, teniendo en cuenta el tamaño familiar de 2020. Esto da un total de 28,1 millones de viviendas —un aumento del 14% respecto de los niveles de mediados de los 90—. El número de propiedades afectado en 2080 por el clima caluroso/seco del verano de 2003 será, para las dos variantes, de 35.861 y 25.102, respectivamente.

El supuesto de que el cambio en la proporción de propiedades en peligro de desplome (es decir, sobre suelos de arcilla) equivale al cambio nacional, implica que hay el mismo espacio de suelo edificable en las zonas de suelos arcillosos que en cualquier otro lugar. Este supuesto es, obviamente, simplista. Implica, además, que todas las viviendas de nueva construcción se ubican en propiedad nueva, y no en propiedad reconvertida o subdividida. Estas dos implicaciones sugieren que, sin este supuesto, el aumento en el porcentaje de viviendas se debería ajustar a la baja. Sin embargo, no tenemos ninguna base sobre la que fundamentar tal ajuste en términos cuantificables. Sólo podemos mencionar el hecho de que nuestra estimación está probablemente sesgada al alza por este motivo. De forma similar, el supuesto que convierte el número de viviendas del Reino Unido en número de viviendas afectadas por el desplome —independientemente de la eficacia de los cambios en los controles de la planificación en distintos escenarios—, hará que las estimaciones estén sesgadas al alza.

Se debe mencionar el hecho de que el aumento en el número de propiedades vulnerables se estima suponiendo que la política aseguradora existente en la actualidad no cambia. De acuerdo con ella,

se ofrece cobertura de seguro a todas las viviendas. Sin embargo, esta política podría variar en un escenario socioeconómico influido por el cambio climático. Se podría retirar la cobertura a las propiedades ubicadas en áreas expuestas a determinados grados de riesgo de desplome. En este caso, la cuestión es si el aumento en el número de propiedades —identificado con anterioridad— sigue siendo válido en el área expuesta al riesgo de derrumbamiento (es decir, existe «discriminación relacionada con el derrumbamiento» a medida que las viviendas más pobres se mudan a propiedades peligrosas) o, si por el contrario, disminuye la demanda para construir en esas áreas. Puesto que en el momento actual no se puede determinar con exactitud el resultado de estos factores, no introducimos ningún ajuste en nuestros supuestos cuantitativos. No obstante, sería útil que futuros trabajos modelaran estas alternativas. Esto haría posible que el número de viviendas expuestas al riesgo de desplome en el futuro se determinara con mayor exactitud. En cualquier caso, el tema de la cobertura de seguros sugiere que nuestras estimaciones de impactos pueden ser la cota superior de los escenarios NE, LS y GS.

El cuadro n.º 4.1 resume los impactos del desplome en diferentes escenarios socioeconómicos. Estas estimaciones se obtuvieron utilizando la misma metodología que se aplicó al escenario Mercados Mundiales —se ha explicado en los párrafos anteriores—. No obstante, se debe mencionar que estas estimaciones sólo están condicionadas por los supuestos sobre el tamaño familiar y el tamaño poblacional. Aunque los escenarios interpretan cualitativamente cómo pueden

Cuadro n.º 4.1

**Estimaciones centrales de las propiedades afectadas
por el desplome en diferentes escenarios socioeconómicos**

Espacio de tiempo	Impacto del hundimiento (número de propiedades) Escenarios			
	WM	NE	GS	LS
2020	27.242	22.746	24.814	20.652
2050 (extrapolación)	31.059	21.254	25.505	17.579
2050 (tamaño familiar 2020)	26.400	21.254	23.186	24.610
2080 (extrapolación)	35.861	19.763	26.350	14.915
2080 (tamaño familiar 2020)	25.102	19.763	21.559	22.373

afectarles las normas de planificación, no hemos intentado interpretar los impactos cuantitativos en el número de viviendas afectadas por el desplome. Además, para obtener estas estimaciones no se ha tenido en cuenta ninguna medida de adaptación. En el Apéndice 2 se muestran los resultados de las hojas de cálculo y los impactos totales de todas las variantes analizadas.

**Cambios en las probabilidades de
fenómenos meteorológicos consistentes
en veranos secos y calurosos en
escenarios de cambio climático**

Como parte de la evaluación del impacto físico, necesitamos evaluar cómo cambia la frecuencia (o probabilidad) de un determinado fenómeno climático en diferentes escenarios climáticos. Los resultados de esta evaluación nos permitirán calcular los valores esperados en la consiguiente valoración monetaria de estos impactos.

En el estudio del caso que nos ocupa, consideramos que el verano relativamente seco y caluroso de 2003 es un tipo determinado de fenómeno meteorológico. La frecuencia de este fenómeno en el Reino Unido variará, a medida que cambie el clima. Las características de este verano fueron similares a las de los veranos de 1976 y 1995; el último año se distinguió por tener un mes de agosto con unas temperaturas medias que superaron en 3,4°C las temperaturas habituales y unas precipitaciones un 37% por debajo de lo normal. Los mismos datos para el verano de 2003, 2,9°C y 72 %, no fueron tan extremos como los del verano de 1995. Sin embargo, en nuestro análisis tomamos el verano «tipo-1995» como estimación central. La explicación se debe buscar en que las probabilidades de que ocurran los fenómenos meteorológicos en los escenarios futuros existentes están basadas en este análogo. Además, del análisis de impactos recogido en los párrafos anteriores, no resulta evidente

Cuadro n.º 4.2

**Porcentaje de años con condiciones calientes y secas
para los Escenarios Climáticos del UKCIP02**

Escenario de Emisiones	2020				2050				2080			
	Bajo	M-B	M-A	Alto	Bajo	M-B	M-A	Alto	Bajo	M-B	M-A	Alto
Agosto caluroso												
«tipo 1995»	15	18	18	18	27	32	36	43	38	44	63	74
Verano seco												
«tipo 1995»	12	14	14	15	22	25	29	34	31	36	50	59
Media	14	16	16	16	24	28	33	38	34	40	57	67
Probabilidades	0,14	0,16	0,16	0,16	0,24	0,28	0,33	0,38	0,34	0,4	0,57	0,67

M-B = Medio-Bajo; M-A = Medio-Alto

que haya sensibilidad suficiente como para que la agregación de los impactos de los dos veranos permita distinguir los dos fenómenos de manera clara. Hay una posibilidad del 1% de que en el escenario de referencia en el que no se produce cambio climático, se produzca el fenómeno tipo-1995.

El Escenario de Emisiones Medias-Altas del UKCIP02²⁵ pronostica que para el año 2080, el 63% de los años tendrán un agosto «tipo-1995», es decir, caluroso. También augura que para el año 2080, el 50% de los años tendrán veranos «tipo-1995», es decir, muy secos. El Informe Científico UKCIP02 contiene factores multiplicativos para convertir el escenario de Emisiones Medias-Altas en otros escenarios y espacios temporales. Teniendo en cuenta esos factores se ha

calculado, para tres períodos de tiempo (años 2020, 2050 y 2080) y en los cuatro escenarios climáticos, la probabilidad de que tenga lugar un agosto caluroso y un verano seco «tipo-1995». Los resultados se muestran en el cuadro n.º 4.2. Para representar la importancia de combinar las dos variables meteorológicas, tomamos el porcentaje de la media simple de los años «calurosos» y «secos» que se muestra en la penúltima fila de esa tabla. En la última fila de la tabla se pueden ver estos porcentajes en términos de probabilidades. Estas probabilidades se utilizan para calcular los valores esperados —ver la sección, a continuación, sobre el tratamiento del riesgo y la incertidumbre—.

4.2.4. Valoración Económica

Fase Dos

La segunda fase consiste en identificar y estimar, en términos de costes unitarios,

²⁵ UKCIP (Abril 2002) *Climate Change Scenarios for the United Kingdom*, página 39.

el coste de sustituir (o recuperar) el activo dañado por el cambio climático.

Valoración de los costes de desplome

En la sección anterior averiguamos, que la Guía adecuada para valorar los costes del daño de derrumbe en los edificios era la de Sustitución/Recuperación. Para averiguarlo, combinamos las matrices de impacto con el árbol de decisión. La Guía de Sustitución/Recuperación se presenta de la manera siguiente:

Cuando no se puede medir directamente el coste de un impacto del cambio climático —es decir, el impacto no tiene un precio de mercado observable—, podemos basar la valoración en datos provenientes de los costes de la oferta o de los recursos. Las estimaciones de los costes potenciales (o ahorros) para las viviendas se pueden obtener como sigue:

- El coste de reemplazar el bien o servicio proporcionado por la unidad expuesta afectada después de que el impacto del cambio climático haya tenido lugar;
- El coste de reducir o evitar el impacto del cambio climático sobre la unidad expuesta después de que éste haya tenido lugar.

El precio directo de mercado de la propiedad dañada sólo se puede evaluar comparando el valor de los edificios antes y después del daño (*ceteris paribus*). Este método resulta adecuado en el contexto que nos ocupa porque hay, claramente, un coste que se puede atribuir a la sustitución o recuperación del activo al estado en que se encontraba antes del desplome. Usamos la evidencia de este coste.

Costes del seguro

En el contexto de desplome de edificios, los cabezas de familia prorrogan el coste del riesgo haciendo pagos anuales (primas) a las compañías de seguros a cambio de la cobertura del coste de reparación en caso de desplome. En la práctica, las primas se calculan como la suma agregada de la protección financiera proporcionada contra el riesgo de sufrir otras formas de daño (o pérdida) sobre las propiedades. No es posible, por tanto, calcular los costes de desplome a partir de la estimación del pago de las primas. No obstante, podemos considerar el valor de las demandas de reparación de daños hechas por las viviendas después de un desplome. La Asociación de Aseguradoras Británicas (ABI) ha proporcionado datos históricos, en precios nominales, sobre las demandas por desplome presentadas en Gran Bretaña (ver cuadro n.º 4.3).

Deseamos calcular el coste atribuible a: (i) el fenómeno meteorológico del verano de 2003 y; (ii) futuros fenómenos provocados por el cambio climático.

Para el primero, usamos un procedimiento de cálculo similar al empleado para calcular los impactos físicos del verano de 2003. Tomamos la diferencia entre las demandas hechas en 2003 (que atribuimos a aquel verano) y la media de los cuatro años anteriores. Esto nos da un coste de 75 millones de libras esterlinas.

Para estimar los costes de desplome asociados con el cambio climático futuro hay que convertir los daños agregados, previamente calculados, en valores unitarios (es decir, coste por cada caso de desplome de la propiedad). De los datos

Cuadro n.º 4.3
**Datos de las demandas de seguros en Gran Bretaña
relacionadas con el desplome (1992-2003)**

Año	Demandas Totales Realizadas (Millones de libras)	Número de Demandas Notificadas
1992	358	45.600
1993	180	34.000
1994	163	27.600
1995	413	44.700
1996	410	47.700
1997	563	53.300
1998	507	47.600
1999	409	42.500
2000	382	38.200
2001	281	38.300
2002	189	32.000
2003	390	54.100

agregados que se muestran arriba, se ha obtenido un valor unitario de 11.150 libras esterlinas para la totalidad del período. El valor derivado para 2003 es de 7.209 libras esterlinas. Estas cifras se comparan con un valor unitario de 10.000 libras esterlinas, que fue el adoptado por Tumbas y Phillipson (2000) y Driscoll y Crilly (2000) en sus estudios de impactos del cambio climático sobre el desplome elaborados para el Building Research Establishment. Estas últimas estimaciones se derivan, por su parte, de los costes de llevar a cabo trabajos concretos de recuperación en casos de desplome de propiedades. El cuadro n.º 4.4 muestra los costes representativos.

Las estimaciones de muchos de los componentes del coste varían en función

de la propiedad particular, la gravedad del desplome (ya que determina la medida adecuada) y el tiempo durante el que se dilata la demanda con el tasador de las pérdidas. De este modo, el coste puede variar entre 7.000 y 28.000 libras esterlinas. Los datos agregados de ABI avalan el extremo inferior de esta orquilla como valor central. Además, la cifra de 10.000 libras esterlinas por caso de desplome es una estimación central razonable. Adoptamos este coste unitario en el consiguiente análisis.

Costes para la vivienda

Actualmente, es una práctica habitual en los acuerdos de cobertura de seguros de edificios del Reino Unido, exigir al tenedor de la póliza (el dueño de la vivienda)

Cuadro n.º 4.4

**Componentes de los costes del trabajo de reparación
de los daños de desplome**

Acción	£
Retirada de árbol	2000
Medidas estructurales (por ejemplo refuerzo albañilería)	5000-8000
Sujeción	9000-15,000
Otros costes	
Administración, Visita de campo e inspección	3000-8000
Tasador de pérdidas	1000-5000

Fuente: Hilaria Skinner, BRE (comunicación personal)

un incremento inicial del coste por los daños del desplome. Los datos agregados de ABI no incluyen, por tanto, la totalidad de los costes del daño del desplome. El incremento medio estándar de los pagos está en torno a las 1.000 libras esterlinas por propiedad. Sin embargo, puesto que la orquilla de costes identificada previamente se deriva de los costes totales de los recursos, no necesitamos hacer ningún ajuste en las estimaciones para que los costes incorporen el elemento vivienda. Es más importante para el análisis de reparto de la carga (costes) que presentamos a continuación.

Fase Tres

La tercera fase consiste en indicar el valor de los beneficios adicionales que se puede restar del valor obtenido en la segunda fase. En este caso se supone que el gasto asociado con el desplome de edificios, es un sustitutivo perfecto del im-

pacto asociado al cambio climático. Es decir, el desplome de edificios producido por veranos muy secos y calurosos.

Un supuesto que podemos hacer en este análisis es que los costes unitarios varían en proporción unitaria con el crecimiento real del PIB, es decir, se supone que la elasticidad renta es igual a uno en todo momento. La justificación de este supuesto debemos buscarla en el hecho de que la relación entre los precios del suelo —una variable para la que disponemos de datos para un largo período de tiempo en el Reino Unido— y el crecimiento del PIB, ha permanecido inalterada desde principios del siglo XIX. Este y otros supuestos cuantitativos son, necesariamente, irreales. En este ejemplo, hemos simplificado los cálculos suponiendo costes constantes a lo largo del tiempo.

Hay que recordar que para otros posibles componentes del coste de bienestar,

los costes de reparación no se pueden utilizar como una aproximación a los costes totales. Otros posibles costes de bienestar pueden incluir:

- Costes de reubicación durante los trabajos de construcción.
- Valores patrimoniales perdidos.
- Pérdidas de valor de las viviendas, que persisten después de la recuperación.
- La retirada de árboles puede tener algún valor —es decir, la gente valora las zonas arboladas/árboles en el jardín—.

Fase Cuatro

En la cuarta fase se calcula el coste total del impacto del cambio climático en los diferentes escenarios climáticos. En la Tabla n.º 4.2 se calculó el aumento previsto en la frecuencia de veranos calurosos y secos. Además, los valores medios de los años 2020, 2050 y 2080 se están utilizando en los Escenarios de Emisiones Bajas y Altas. Se toma el período base (es decir, el período sin cambio climático) como el período de 30 años tradicional 1961-1990. Se ha supuesto que, sin cambio climático, un verano caluroso y seco como el de 1995 tiene lugar 1 vez cada 100 años.

Se supone que los costes estructurales de mantenimiento de edificios serán de 10.000 libras esterlinas —la estimación central del coste unitario calculada previamente—. Se han calculado, en función de la frecuencia de veranos calurosos y secos, los costes anuales para i) el caso sin cambio climático, ii) el caso de cambio climático total y iii) el caso de cambio climático neto. Para simplificar la exposición de resultados en el texto principal,

se han adoptado los escenarios socioeconómicos basados en el supuesto de extrapolación a 2050 y 2080.

En el cuadro n.º 4.5 se presentan los costes netos totales del cambio climático consecuencia del desplome. Estos costes se han obtenido restando el caso sin cambio climático (el verano 1 de 100, con números de propiedades diferentes), al caso con cambio climático (con probabilidades distintas y diferentes números de propiedades). Las estimaciones «superiores» e «inferiores» de los costes están relacionadas con los escenarios de emisiones del cuadro n.º 4.2, que se han descontado usando las directrices del Libro Verde de Hacienda del Reino Unido. El Libro Verde sugiere que se aplique una tasa de descuento del 3.5% a los impactos que se producen en un período de entre 0 y 30 años, del 3.0% cuando el período está entre 31 y 75 años y del 2.5% cuando el período está entre 75 y 125 años.

El cuadro permite apreciar que los costes varían en función del escenario socioeconómico que se tome. La elección del escenario afecta también a las emisiones de gases de efecto invernadero y, por tanto, a la probabilidad de que tenga lugar en el futuro un verano como el de 2003. Las incertidumbres son enormes y, como consecuencia de ello, los costes varían extraordinariamente, en particular en un futuro lejano. Para el año 2020, los costes varían entre 13,4 y 20,8 millones de libras esterlinas; para el año 2050, oscilan entre 7,9 y 22,4 millones de libras esterlinas; y para el año 2080, fluctúan entre 4,0 y 19,6 millones de libras esterlinas. Es importante mencionar que los costes son significativos —incluso cuando se tiene en cuenta la tasa de descuent-

to—. Además, este coste no representa el coste total del aumento de episodios de calor —es simplemente una estimación de los costes de veranos similares al de 2003 que tienen lugar en períodos futuros—. Si uno agregara los costes de otras alternativas, las cifras serían considerablemente más elevadas.

Evaluación de la Opción: Uso de las Guías para Establecer un Marco de Toma de Decisiones

En las secciones precedentes se ha explicado un procedimiento para estimar los costes de los trabajos de reparación de la propiedad por desplome. Las estimaciones se han obtenido bajo ciertos supuestos clave que implican *business as usual* para los principales agentes involucrados en el riesgo de desplome. Los supuestos son los siguientes:

- 1) Las autoridades responsables de llevar a cabo la planificación no impo-

nen ninguna guía o restricción específica para el desarrollo de nuevas propiedades;

- 2) La compañía aseguradora no modifica su política de cobertura contra riesgo de desplome.

Para sopesar los costes de la recuperación una vez que el desplome haya tenido lugar (basado en las probabilidades de que el desplome de la propiedad se produzca), se puede llevar a cabo un análisis coste-eficiencia similar. Este tipo de análisis resulta también adecuado para valorar la acción preventiva antes de que se haya producido el desplome. El Gobierno británico ha aprobado recientemente nuevas normas sobre edificios (Building Regulation 2000 (actualizado en 2004) Structure A). De este modo, ha reconocido que el cambio climático aumenta la amenaza de desplome. La nueva normativa exige que los edificios nuevos construidos sobre suelos de arcilla prolonguen sus cimientos hasta los 0,75 m

Cuadro n.º 4.5

Costes netos descontados del desplome provocado por un fenómeno como el del verano de 2003 en el Reino Unido asociado al cambio climático (Millones de £)

Escenario	2020		2050		2080	
	Bajo	Alto	Bajo	Alto	Bajo	Alto
LS	13,4	15,5	7,9	12,7	4,0	8,1
GS	16,1	18,6	11,4	18,4	7,2	15,4
NE	14,8	17,1	9,5	15,3	5,4	10,8
WM	18,0	20,8	13,9	22,4	9,8	19,6

de profundidad, cuando anteriormente se exigían una profundidad de 0,5 m. Se piensa que la exigencia de unos cimientos de estas características puede suponer un coste adicional de 1.000 libras esterlinas por propiedad. (Skinner, comunicación personal).

Una autoridad central o la Asociación de Aseguradoras Británicas (ABI) podrían emprender un análisis de los agentes implicados más riguroso. Este análisis serviría para considerar la opción de adaptación que, junto a opciones de adaptación alternativas en un contexto en el que hay diferentes agentes que deben soportar cargas desiguales de los costes, podrían ser puestas en marcha con mayor probabilidad.

El objetivo de un análisis de agentes es identificar aquellas organizaciones o individuos cuyos intereses se verán, o se están viendo, afectados por la opción prevista. Además, debe evaluar la posible influencia de la opción prevista sobre el problema de decisión. Los agentes pueden ser clasificados como:

- **Primarios:** aquellos afectados por la opción en última instancia, positiva o negativamente.
- **Secundarios:** aquellos implicados en la decisión de la opción, incluidos los involucrados y los excluidos de la toma de decisiones.
- **Clave:** aquellos que se pueden ver afectados de forma indirecta por la opción, pero que tienen capacidad para modificar a la intervención.

A continuación se cita una medida que es una respuesta de adaptación en un contexto de desplome de propiedades existentes: las compañías aseguradoras exigen a los propietarios, eliminar todo tipo

de vegetación que se encuentre a cierta distancia de la propiedad. Los agentes primarios son los residentes que están, en este momento, en peligro de desplome. Los agentes secundarios podrían ser: la autoridad de planificación local, Defra, OPDM, constructores, jefe del servicio forestal y arquitectos. Los agentes clave podrían incluir las compañías de seguros de vivienda y los grupos conservacionistas locales.

Una vez que los agentes hayan sido identificados y clasificados, se debe evaluar su interés en la opción y su potencial impacto sobre ella. Se evalúan, por tanto, la importancia de los diferentes agentes en los objetivos políticos del responsable de la toma de decisiones y el poder de influencia de los diferentes agentes sobre una opción determinada. A continuación, se puede construir una matriz en la que se ubique a los agentes. Los agentes identificados en nuestro ejemplo están representados en la matriz que mostramos a continuación. La importancia (representada en el eje vertical) simboliza la medida en que el responsable de la toma de decisiones considera prioritarias las necesidades y los intereses de un determinado grupo de agentes. El eje horizontal clasifica el poder de influencia que pueden tener los grupos de agentes.

La matriz se utiliza como un instrumento generalizado para clasificar la importancia y la influencia de unos agentes en relación con otros. Los agentes del cuadrante B (el Departamento de Medio Ambiente, Alimentos y Asuntos Rurales (Defra) y la Oficina del Representante de Primer Ministro (ODPM), por ejemplo), tienen alta influencia y alta importancia y son cruciales, por tanto, en el problema de decisión. En el cuadrante D, los agentes

Figura n.º 4.2

Ejemplo de una Matriz de Agente

	Influencia Baja	Influencia Alta
Importancia Alta		1, 3, 4
Importancia Baja	6, 7	5

Notas:

Agentes primarios: 1 = residentes; 2 = negocios.

Agentes secundarios: 3 = autoridad de planificación local; 4 = Defra/ODPM 7 = federaciones de constructores, 8 = jefe del servicio forestal.

Agentes claves: 5 = compañías de seguros de vivienda; 6 = grupos conservacionistas locales.

(por ejemplo, las aseguradoras) tienen influencia alta, aunque carecen de importancia para la opción.

El resultado clave de un análisis de agente es un estudio de la relación que existe entre las opiniones de los agentes y el objetivo (objetivos) de la intervención. En concreto, es necesario evaluar los riesgos que presentan las opiniones de los agentes a la posibilidad de que la opción logre su objetivo (objetivos). Cuando los agentes tengan un elevado potencial de influir en la opción, éstos representan un riesgo considerable para su puesta en marcha. Esto lleva a que se tenga en cuenta el modo en que se deben tratar

tales riesgos. La segunda parte del análisis, consiste en identificar los supuestos que hay que hacer sobre los agentes para que una opción consiga su objetivo (objetivos). Si el supuesto es demasiado ambicioso, puede ocurrir lo que a veces se conoce como «supuesto asesino», en cuyo caso se debería cambiar la opción acordada. La conclusión en lo que a la valía del análisis de agente se refiere, es una simple reflexión: a pesar de la gente a la que tratan de beneficiar, las opciones casi nunca tienen éxito.

En el contexto actual, sin embargo, la cuestión fundamental es la percepción que tienen los agentes sobre cómo va a

variar la carga de la respuesta de adaptación bajo diferentes opciones. En la opción mencionada anteriormente (aseguradoras que exigen eliminar la vegetación en las proximidades de la propiedad), la carga se traspasa de las compañías aseguradoras a las viviendas. Si se considera una opción en la que la cobertura del seguro se mantiene en los niveles actuales en todas las áreas geográficas, las compañías aseguradoras pueden acabar soportando una mayor carga del cambio climático.

4.3. Incertidumbre

En el proceso analítico presentado anteriormente, hemos intentado expresar la incertidumbre inherente al propio ejercicio de valoración de costes. Para ello, hemos utilizado rangos de valores de las principales fuentes de incertidumbre. Encontramos las siguientes incertidumbres:

- Variaciones de los costes de reparación.
- Escenarios Socioeconómicos.
- Escenarios de Cambio Climático.

Mientras en la presentación de los resultados no hemos expresado las posibles variaciones de los costes. Sin embargo, el cuadro n.º 4.5 muestra que las incertidumbres ligadas al uso de los escenarios climáticos y socioeconómicos son significativas. A pesar de esto, queda también claro, sin embargo, que la variedad de resultados indica que los costes totales provocados por el clima son considerablemente más elevados que los costes actuales de desplome. Además, se deben considerar las opciones de adaptación que tienen en cuenta la variedad de impactos sobre diferentes agen-

tes —además de las normas introducidas recientemente sobre cimentación de edificios—.

5. CONCLUSIONES

Es sorprendente, teniendo en cuenta la importancia de adaptarse al cambio climático, que se haya prestado tan poca atención al desarrollo de herramientas para evaluar las diferentes opciones de adaptación. Sean cuales fuere las medidas que tomemos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, es inevitable que algunos impactos del cambio climático se produzcan. Los políticos deben saber cuán grandes son estos impactos, cuáles son sus posibles costes para la economía y cómo comparar las opciones para reducir la magnitud de los impactos con sus posibles daños.

Este artículo es un primer esfuerzo por diseñar un método capaz de valorar los costes de los impactos del cambio climático. Está basado en el trabajo previamente desarrollado para el Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido. Además, se está promoviendo entre los agentes para que lo utilicen en la toma de decisiones estratégicas sobre adaptación al cambio climático. La metodología gira en torno a las técnicas fundamentales de valoración de costes desarrolladas en el marco de la economía ambiental. Está basada en el riesgo y los futuros cambios demográficos y económicos dentro de un panorama de riesgo, con el fin de proporcionar al responsable de la toma de decisiones una imagen de la realidad, que sea lo más completa posible. A medida que aumenten los ejemplos sobre su empleo, la metodología mejorará. No obstan-

te, el estudio del caso de los impactos del cambio climático sobre el desplome, muestra que la información disponible en la actualidad permite concluir bastantes cosas sobre los costes. Los autores de este artículo (Metroeconomica, 2004 y próxima aparición) han desarrollado otros estudios de casos concretos. Estos estu-

dios versan sobre la agricultura, la inundación de propiedades, la interrupción de viajes, la salud pública, el turismo, el patrimonio cultural, los jardines y las infraestructuras. Antes o después aumentarán los estudios y, compartiendo datos e información, se desarrollará un marco analítico más eficaz.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- HMT (2002): «*The Green Book*» - *Appraisal and Evaluation in Central Government: Treasury Guidance*. The Stationery Office.
- HULME, M. y G. JENKINS (1998): *Climate Change Scenarios for the United Kingdom: Scientific Report*, Informe Técnico Número 1 del UKCIP T, Unidad de Investigación del Clima, Norwich.
- MARKANDYA, A., P. HAROU, L. BELLU y V. CISTRULLI (2002): *Environmental Economics and Environmental Policy: A Workbook*, Cheltenham: Edward Elgar Publishing junto con el Banco Mundial.
- METROECONOMICA (2004): «Costing the Impacts of Climate Change». Informes elaborados para el Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido, Oxford y Defra.
- METROECONOMICA (próxima aparición): «Costing the Impacts of Climate Change - Case Studies». Informes elaborados para el Programa de Impactos Climáticos del Reino Unido, Oxford y Defra.
- PARRY, M. y T. CARTER (1998): *Climate Impact and Adaptation Assessment*, London: Earthscan Publications Limited.
- UKCIP (2001): Socio-economic scenarios for climate change impact assessment: A guide to their use in the UK Climate Impacts Programme. Informe Técnico del UKCIP, Oxford.
- WILLOWS, R.J. y R.K. CONNELL (editors) (2003): *Climate Adaptation: Risk, Uncertainty and Decision-making*, Informe Técnico del UKCIP, Oxford.

Apéndice n.º 1

Parte de la Matriz de Impactos del Cambio Climático sobre el Sector Zonas Costero

Climate Change Impact: Increased Frequency of Storms and Flooding							
Impacto Directo	VG	Impacto Indirecto Potencial	VM	Sector Afectado	Impactos Sectoriales Potenciales	VG	Agentes Relevantes
Aumento en la tasa de erosión de las zona costeras	NT	Pérdida/daño del suelo (erosión del suelo)	CO	Agricultura y bosques	Pérdida de tierras productivas	CO	Agricultores, viviendas (consumidores), gobierno
					Disminución de la productividad de la tierra	CO	
			Hábitat	Pérdida de especies/ecosistemas	IG	Público en general, turistas, grupos de interés nacional, gobierno	
			CO	Turismo/ocio	Disminución de la demanda de turismo o reducción del disfrute por visita	IG	Agencias de viajes, hoteles, público local (disminución de la demanda de productos locales, disminución de la demanda de trabajo de la industria turística)
		Aumento de los costes de mantenimiento asociados con los servicios costeros			CO	Agencias de viajes, hoteles, autoridades locales	
			Hábitat	Pérdida de especies	IG	Público en general, turistas, grupos de interés nacional, gobierno	
				Edificios/infraestructuras (incluyendo transporte)	Pérdida de infraestructuras	CO	Propietarios, operadores de transportes, aseguradoras.
		Degradación de las infraestructuras		CO			
				Patrimonio histórica y cultural	Pérdida de objetos culturales	IG	Público local, turistas, grupos de interés nacional, gobierno y contribuyentes (publico en general)
		Degradación de objetos culturales			IG		
	CO	Impactos negativos en la calidad del agua		Suministro de agua (por ejemplo, aumento de sal en el agua)	Cambios en los costes de tratamiento del agua.	CO	Compañías de suministro de agua, público en general (si cambia el precio del agua), agricultores, industria, etc.
					Cambios en la productividad	CO	
				Turismo (por ejemplo, aumento de sedimentos en suspensión)	Impactos en la calidad del agua de baño	ET	Público en general, turistas, industria turística, gobierno

Apéndice n.º 2

Escenarios Socioeconómicos y Número de Impactos

	Escenario: Mercados Mundiales				Desplome (número de viviendas)		
	Población (m)	Tamaño familiar	Número viviendas (m)	Variación % respecto 1990	Impacto central 2003	Impacto inferior 2003	Impacto superior 2003
1990	59	2,4	24,6		22.000	16.350	60.186
2020	62	2	31,0	26	27.742	20.618	75.896
2050 (extrapolación)	59	1,7	34,7	41	31.059	23.082	84.968
2050 (tamaño familiar 2020)	59	2	29,5	20	26.400	19.620	72.223
2080 (extrapolación)	56	1,4	40,1	63	35.861	26.651	98.105
2080 (tamaño familiar 2020)	56	2	28,1	14	25.102	18.656	68.673

	Escenario: Compañía Nacional				Desplome (número de viviendas)		
	Población (m)	Tamaño familiar	Número viviendas (m)	Variación % respecto 1990	Impacto central 2003	Impacto inferior 2003	Impacto superior 2003
1990	59	2,4	24,6		22.000	16.350	60.186
2020	61	2,4	25,4	3	27.746	20.618	75.896
2050 (extrapolación)	57	2,4	23,8	-3	21.254	15.796	58.146
2050 (tamaño familiar 2020)	57	2,4	23,8	-3	21.254	15.796	58.146
2080 (extrapolación)	53	2,4	22,1	-10	19.763	14.687	54.065
2080 (tamaño familiar 2020)	53	2,4	22,1	-10	19.763	14.687	54.065

	Escenario: Sostenibilidad Global				Desplome (número de viviendas)		
	Población (m)	Tamaño familiar	Número viviendas (m)	Variación % respecto 1990	Impacto central 2003	Impacto inferior 2003	Impacto superior 2003
1990	59	2,4	24,6		22.000	16.350	60.186
2020	61	2,2	27,7	13	24.814	20.618	75.896
2050 (extrapolación)	57	2	28,5	16	25.505	18.955	69.775
2050 (tamaño familiar 2020)	57	2,2	25,9	5	23.186	17.232	63.432
2080 (extrapolación)	53	1,8	29,4	20	26.350	19.583	72.087
2080 (tamaño familiar 2020)	53	2,2	24,1	-2	21.559	16.022	58.980

	Escenario: Administración Local				Desplome (número de viviendas)		
	Población (m)	Tamaño familiar	Número viviendas (m)	Variación % respecto 1990	Impacto central 2003	Impacto inferior 2003	Impacto superior 2003
1990	59	2,4	24,6	22.000	16.350	60.186	
2020	66	2,6	23,1	-6	20.652	20.618	75.896
2050 (extrapolación)	55	2,8	19,6	-20	17.579	13.064	48.091
2050 (tamaño familiar 2020)	55	2	27,5	12	24.610	18.290	67.327
2080 (extrapolación)	50	3	16,7	-32	14.915	11.085	40.804
2080 (tamaño familiar 2020)	50	2	25,0	2	22.373	16.627	61.206

Calidad de vida urbana

Independientemente del atractivo mediático que tenga la elaboración de distintos índices de calidad de vida urbana, lo cierto es que una construcción sistemática y rigurosa de los mismos puede proporcionar una herramienta de gran utilidad para el gestor municipal. Para ello es necesario, no sólo identificar aquellas variables relevantes a la hora de explicar la calidad de vida de un determinado entorno, en comparación con otros, sino medirla en una escala apropiada, y ponderarla adecuadamente. El trabajo presenta una metodología para la elaboración de dichos índices, basada en el Análisis de Componentes Principales, e ilustra su aplicación con la elaboración del Índice de Calidad Ambiental de los distintos barrios de la ciudad de Cali en Colombia.

Hiriko bizi-kalitateari buruzko indizeak egiteak duen erakargarritasun mediatikoa alde batera utzita; egiaz, horiek sistematikoki eta zorrotz egiteak erabilgarritasun handiko tresna eman diezaioke udalkudeatzaileari. Horretarako, ingurune jakin baten bizi-kalitatea beste batzuekin alderatuta azaltzeko garaian garrantzitsuak diren aldagaiak identifikatzea ez ezik, beharrezkoa da bizi-kalitate hori eskala egokian neurtzea, eta behar bezala haztatzea. Lan honetan, indize horiek egiteko metodologia bat azaltzen da, Osagai Nagusien Azterketan oinarritutakoa. Gainera, aipatutako indizeen aplikazioa ilustratzeko, Kolonbiako Cali hiriko zenbait auzori buruzko Ingurumen Kalitatearen Indizea ematen da.

In spite of the media attraction that the elaboration of the different urban life quality's indices enjoys, the sure thing is that a systematic and rigorous construction of those indices can provide a useful tool, of chief importance, for the municipal manager. So it is important, not only to identify those relevant variables at the time of explaining life quality of a determined environment —comparing to others— but also measuring it according to an appropriate scale and weigh it up tactfully. The study exposes a methodology to elaborate these indices, based on the Principal Components Analyses and illustrates its application with the elaboration of environmental quality index of the different neighborhoods of Cali, a town of Colombia.

Diego Azqueta
Dpto. de Fundamentos del Análisis Económico
Universidad de Alcalá de Henares

Luis A. Escobar
Dpto. de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente
Universidad del Valle

217

ÍNDICE

1. Introducción
 2. La construcción del índice de calidad de vida urbana
 3. Un ejemplo: construcción del índice de calidad ambiental de la ciudad de Cali (Colombia)
 4. Un método objetivo de ponderación: los precios hedónicos
 5. Resumen y conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: índice de calidad ambiental, análisis de componentes principales, precios hedónicos, calidad de vida, entorno urbano

N.º de clasificación JEL: R19, R15, H53, R58, Q51, D62

1. INTRODUCCIÓN

La calidad de vida que ofrecen los distintos entornos, tanto urbanos como rurales, es una variable importante en la función de bienestar de las personas y, en consecuencia, relevante a la hora de explicar la elección con respecto al lugar en que deciden radicarse, o desarrollar una parte de sus actividades, sean de ocio, sean estrictamente laborales.

Ahora bien, la calidad de vida que ofrecen los distintos entornos urbanos no es una variable que dependa exclusivamente de factores sobre los que no se puede hacer gran cosa (emplazamiento natural, clima, presencia de determinados atracti-

vos, etc.), sino que también viene determinada por todas aquellas decisiones de política urbana que conforman un determinado modelo de ciudad. El administrador público, como representante de los intereses ciudadanos, sabe que determinadas actuaciones e intervenciones son percibidas como favorables en este sentido, mientras que otras tienen un carácter más controvertido.

Popularmente, estas percepciones colectivas se han materializado en la elaboración de distintos *ranking* de ciudades en función de su calidad de vida. De tarde en tarde, algún periódico o revista publica una clasificación elaborada a partir de los criterios que sus expertos han construido

para tal fin, y que informa de cuáles son los núcleos urbanos en los que se «vive mejor», y en cuáles no tanto (con notable irritación, y acaloradas muestras de protesta, de estos últimos). Para alcanzar este tipo de resultado (una clasificación de ciudades en función de su atractivo), los responsables de estos trabajos han tenido que resolver tres tipos de dificultades:

- En primer lugar, seleccionar las variables que, en su opinión, determinan la calidad de vida en un entorno determinado.
- En segundo lugar, establecer un indicador para cada una que, al posibilitar su inclusión en una determinada escala cuantitativa, permita tanto su medición como la comparación con otras variables igualmente relevantes, sean dicotómicas (tener o no tener playa), discretas (número de museos) o continuas (temperatura promedio).
- Finalmente, el analista tendrá que ponderar de alguna forma el peso de cada criterio en el indicador agregado que ha de agruparlas: ¿pesa lo mismo la inseguridad ciudadana que la calidad del aire, como quiera que se hayan definido y medido?

Desgraciadamente, y en términos generales, puede afirmarse que los indicadores utilizados en los trabajos periodísticos, aún cuando hayan sido seleccionados a través de un proceso metodológicamente riguroso, son ponderados de una forma excesivamente elemental, lo que si bien no les quita atractivo mediático, sí les priva de la utilidad que podrían tener para el gestor público interesado en mejorar el nivel de vida de sus conciudadanos. En este sentido, el análisis económico ha recorrido un camino que, aunque no ha tenido ni

de lejos la repercusión mediática de los trabajos comentados, puede ofrecer una información muchísimo más valiosa para una mejor gestión de la política urbana. Para ello ha tenido que afrontar y resolver los problemas previamente mencionados: seleccionar las variables relevantes y ponderarlas adecuadamente, atendiendo a su importancia en la función de bienestar de las personas (Ebert et al, 2004).

2. LA CONSTRUCCIÓN DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DE VIDA URBANA

Vale la pena, en este sentido, profundizar un poco más en el concepto mismo de índice o indicador.

Es norma común distinguir entre indicadores simples, e índices. Los primeros están elaborados mediante la combinación de uno o más datos. Estos indicadores simples, a su vez, se convierten en un índice, gracias a la aplicación de una fórmula matemática que los sintetiza (Segnestam, 2002). Los índices, pues, simplifican, mediante la utilización de un modelo, los atributos y pesos de múltiples variables e indicadores, con el objetivo de ayudar a comprender el estado y evolución de una variable determinada (Pender *et al.*, 2000). Como es natural, los índices, de cualquier índole, no ofrecen una explicación total de la variable latente objeto de estudio, pero si están bien contruidos, representan una aproximación útil al estudio de la misma y a su evolución¹.

¹ Es costumbre, asimismo, distinguir entre índices o indicadores teóricos, e índices o indicadores operacionales, más encaminados a facilitar la intervención política.

Dos han sido las grandes líneas que se han seguido en la literatura a la hora de elaborar correctamente los distintos indicadores:

- a) Por un lado, la metodología centrada en la elaboración de un marco causal que trata de simplificar una serie de interconexiones complejas, estableciendo relaciones causa-efecto sencillas entre distintas variables relevantes, y la variable latente objeto de estudio. Un ejemplo muy ilustrativo, en el campo ambiental, sería el modelo presión-estado-respuesta elaborado por la OCDE y adoptado por la Agencia Europea del Medio Ambiente. Como es bien conocido, este marco metodológico supone que las actividades humanas ejercen una presión sobre el medio, que debido a ello el medio registra cambios en su estado, y que la sociedad responde para mantener los equilibrios ecológicos que le parecen necesarios, o para recuperar la calidad ambiental que considera adecuada².
- b) Alternativamente, algunos autores han optado por partir de un marco temático en el que el problema específico objeto de estudio es identificado y analizado por temas y subtemas, como por ejemplo, contaminación del aire, deforestación, etc. (EEA/AMAE, 2002).

Para el caso de los índices de calidad de vida urbana, en ocasiones será más operativo tratar de enfocar su elaboración a partir de la identificación de temas y

subtemas específicos, ya que, con relativa frecuencia, no son evidentes los eslabones causales entre presiones e impactos, cuando las primeras no tienen una dimensión espacial similar a la que se utiliza para objetivar las segundas.

En el caso concreto de los entornos netamente urbanos, se han desarrollado algunas iniciativas pioneras lideradas por la OCDE, Naciones Unidas, y otros organismos nacionales y supranacionales, siguiendo en general el enfoque de los temas y subtemas. Podrían destacarse, entre ellos:

- El sistema de indicadores urbanos propuesto por la Conferencia de Naciones Unidas sobre Asentamientos Urbanos, celebrada en Nairobi, que contribuyó a la puesta en marcha del Programa de Indicadores Urbanos, que tiene como propósito el establecimiento de una *Red de Observatorios Urbanos* que permita el control, seguimiento y evaluación de los Programas Habitat y Agenda 21 (UNCHS/HABITAT, 1997).
- La Organización Mundial de la Salud, por su parte, estableció hace años un conjunto de indicadores de ciudades saludables (OMS, 1993), compuesto por 53 indicadores: 20 relativos a aspectos socioeconómicos, 19 a aspectos ambientales, 11 que recogen la disponibilidad y calidad de los servicios sanitarios, y 3 asociados a la salud.
- La OCDE (1993; 1997), asimismo, ha definido trece áreas de indicadores, entre las cuales destacan las relativas a la calidad *ambiental* urbana.
- La Agencia Europea para el Medio Ambiente también ha desarrollado una serie de trabajos destinados a

² El lector interesado en este modelo, puede consultar Azqueta *et al.* (2004, cap. 2)

permitir, en el contexto de la calidad de vida urbana, la comparación entre ciudades y la adopción de las medidas de política más eficientes (EEA/AMAE, 2002).

- En España, finalmente, además del trabajo realizado al respecto por el Ministerio del Medio ambiente (MMA, 1996; 2000), cabe destacar las iniciativas adoptadas en Cataluña (Diputació de Barcelona, 2000), Andalucía (CMA-Junta de Andalucía, 2001; Castro, 2002) y País Vasco (CMA-Gobierno Vasco, 2003).

Son varias, por tanto, las propuestas operativas que se han ido desarrollando en los últimos años, aunque muchas de ellas en un estado todavía muy incipiente de elaboración. Trataremos, a continuación, de ilustrar el proceso de elaboración de uno de estos índices, los resultados obtenidos y las implicaciones que se podrían derivar de los mismos, con ayuda de un estudio de caso actualmente en proceso de desarrollo, que se diferencia de otros en que parte de una visión de la ciudad no homogénea y por lo tanto pretende explicar la calidad ambiental urbana en distintas zonas de la misma.

3. UN EJEMPLO: CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD AMBIENTAL DE LA CIUDAD DE CALI (COLOMBIA)

Los conceptos anteriores pueden ejemplificarse, como acabamos de señalar, con ayuda de un estudio de caso, que a continuación vamos a presentar. El problema abordado es el de construir un índice de calidad ambiental para la ciudad de Cali, en Colombia, que le permita al administrador público, contar con una he-

rramienta útil a la hora de diseñar medidas de política ambiental en los distintos barrios (comunidades) de su municipio³.

El municipio de Cali, situado en las faldas de la cordillera Occidental, capital del Departamento del Valle del Cauca, tiene una superficie total de 560,26 km² de los que 78,4% rural y el 21,6% restante superficie urbana. Su población total es de 2.316.655 habitantes, de la que el 95,4% vive en la zona urbana y el 4,6% vive en el área rural (DPMC, 2002).

Desde el punto de vista administrativo, la zona urbana de Cali se encuentra dividida en 21 Comunidades (figura n.º 1).

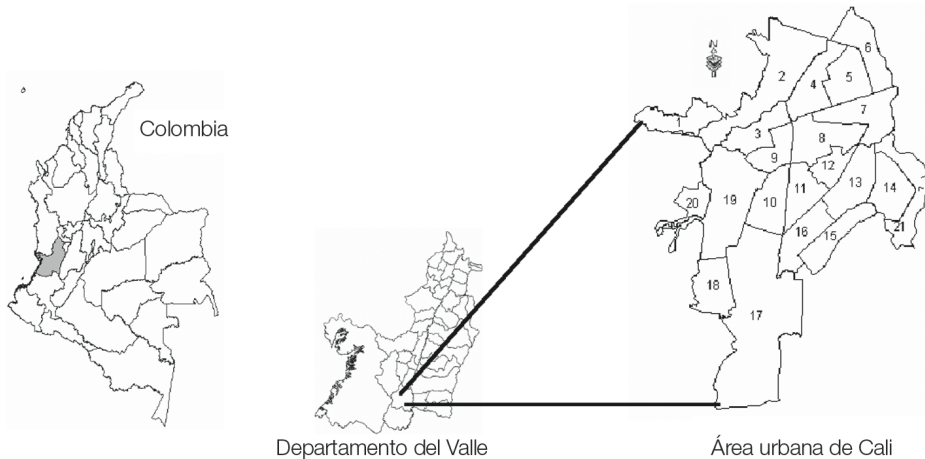
3.1. Estructura del índice

El estudio se centra, como decimos, en uno de los componentes de la calidad de vida urbana: el componente ambiental. La figura n.º 2 presenta el esquema general seguido para el cálculo del Índice de Calidad Ambiental (ICA).

Se definieron, en concreto, dos subcomponentes y un conjunto de 39 indicadores teóricos simples agrupados en 10 áreas temáticas (cuadro n.º 1), que fueron seleccionados de acuerdo a los criterios convencionales.

³ Actualmente en Cali el Departamento de Gestión del Medio Ambiente (DAGMA) está formulando, a partir de la experiencia de los comités locales ambientales, una iniciativa para definir el Sistema de Gestión Ambiental Municipal. Este sistema y cualquier iniciativa de planificación y gestión ambiental del territorio, demanda la construcción de un sistema de indicadores ambientales que revelen, no solo la línea base en las 21 comunas, sino que sirva de orientación al desarrollo de la gestión ambiental tanto a los tomadores de decisiones como a la sociedad en general (UNCED/PNUMA (1992), lo que explica la conveniencia de un estudio como el presente.

Figura n.º 1

Área urbana de las 21 comunas de Cali

Estos criterios, empleados para seleccionar las variables que finalmente se emplearon para construir el índice de calidad ambiental, se refieren a la validez científica; capacidad de discriminación; existencia de datos; definición de situación de elección pública; representación de la zona descrita; medida directa; sensibilidad a cambios; y coste-eficiencia.

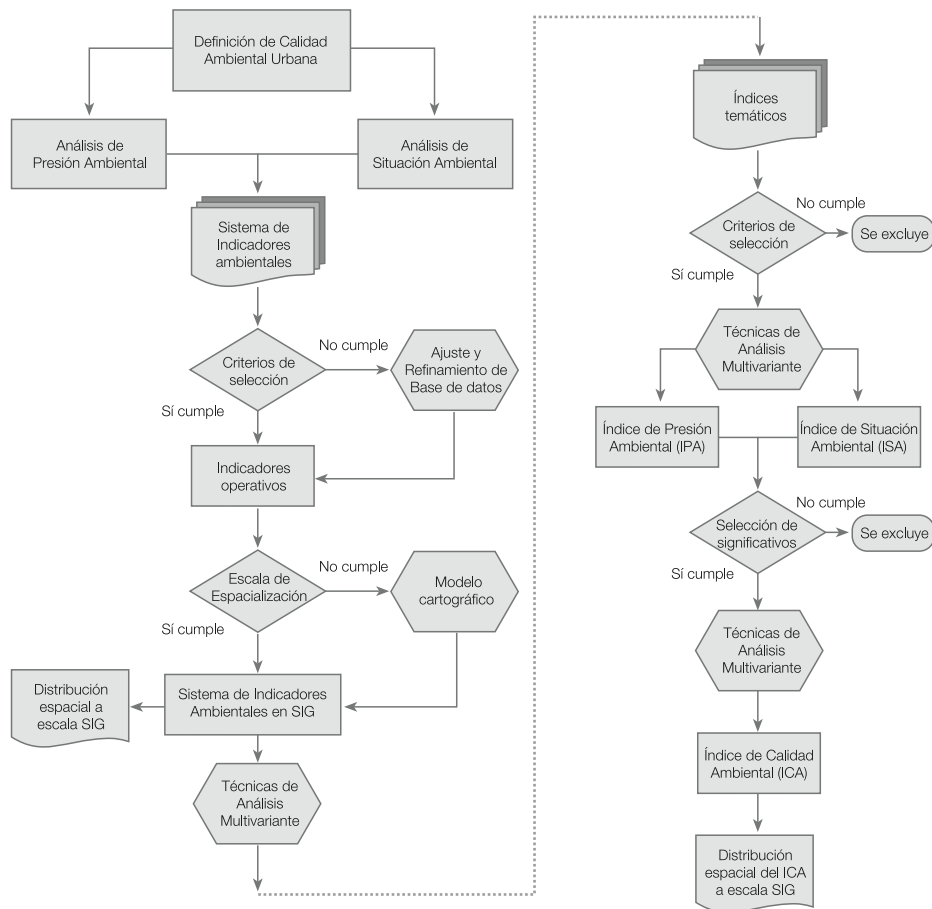
Los dos subcomponentes elegidos fueron:

- *Presión ambiental*: que recoge aquellos procesos urbanos que modifican la calidad ambiental del entorno
- *Situación ambiental*: que recoge aquellos indicadores que describen una característica ambiental determinada, por ejemplo, calidad del aire, área verde, etc.

El estudio abordado demandaba fuentes de información que proporcionaran datos por comunas. Esta condición ya plantea ciertas dificultades para homogeneizar las escalas de las distintas fuentes: la información proporcionada por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE); la que para propósitos de planificación de las comunas ha recabado anualmente el Departamento de Planeación Municipal de Cali (DPMC) en el anuario *Cali en Cifras* (2000, 2001, 2002); los datos derivados de las Agencias Ambientales por Comuna publicados por el DAGMA (2003); los datos de algunas entidades públicas (empresas de servicios públicos); y la información derivada de estudios ambientales desarrollados en la ciudad, como es el caso de los modelos de dispersión de partículas en

Figura n.º 2

Proceso de cálculo y representación espacial del ICA



suspensión, ruido, aerosoles y mapa de riesgo por inundación.

La homogeneización de las escalas de los datos que alimentan el modelo, fue posible a partir de la elaboración de una base de datos en un Sistema de Información Geográfico (SIG), a nivel de comuna, para lo que se hizo necesario desarrollar

un modelo cartográfico (Bosque, 2000) del que se derivó la información de modelos de dispersión (Plano 5-10 POT, 2002). Todo el sistema de información ambiental y su geo-referenciación tiene como año base el 2001.

Con la información organizada en el SIG se elaboró la línea base de todos los

Cuadro n.º 1

Sistema de indicadores de calidad ambiental urbana

Indicadores simples Nivel I	Área temática Nivel II	Componentes Nivel III Nivel IV	Índice
RS1. Residuos sólidos generados (Ton) RS2. Cobertura de recolección (% de viviendas) RS3. Basureros crónicos (N.º) RS4. Percepción social del servicio	Residuos sólidos urbanos (<i>Irsu</i>)	Índice de Presión Ambiental (IPA)	
CE1. Cobertura de energía (% de viviendas) CE2. Conexiones ilegales (N.º) CE3. Cobertura de gas (% de viviendas) CE4. Uso de leña, carbón, etc. (N.º viviendas) CE5. Fuentes de contaminación luminica (N.º)	Consumo de energía (<i>Icen</i>)		
TR1. Densidad de coches (Coches/habitante) TR2. Accidentes mortales de tránsito (N.º) TR3. Kilómetros de vía pavimentada (N.º) TR4. Semáforos (N.º)	Tráfico urbano (<i>Itru</i>)		
CV1. Personas por vivienda (N.º) CV2. M ² por vivienda (N.º) CV3. Densidad de viviendas (N.º/hectárea)	Calidad de la vivienda (<i>Icav</i>)		
AI1. Concentración de NOx (% del territorio)* AI2. Concentración de SOx (% del territorio)* AI3. Concentración de CO ₂ (% del territorio)* AI4. Concentración de partículas en suspensión* AI5. Denuncias por olores molestos (N.º)	Aire (<i>Iair</i>)	Índice de Calidad Ambiental (ICA)	
AG1. Cobertura de agua (% de viviendas) AG2. Cobertura de alcantarillado (% de viviendas) AG3. Riesgo de inundación (% del territorio)**	Agua (<i>Iagu</i>)		
RU1. Ruido diurno (% del territorio)* RU2. Ruido nocturno (% del territorio)* RU3. Denuncias ciudadana (N.º)	Ruido (<i>Iru</i>)		
SU1. Área urbanizable construida (% del total) SU2. Área verde institucional (% del total) SU3. Densidad área verde (m ² /habitante) SU4. Erosión (% del total)*	Suelo (<i>Isue</i>)		
ES1. Denuncias invasión del espacio público (N.º) ES2. Parques y plazas por localidad (N.º) ES3. Andenes peatonales (m ²)	Espacio público (<i>Iepu</i>)	Índice de Situación Ambiental (ISA)	
BI1. Densidad de árboles (N.º/habitante) BI2. Árboles sembrados (N.º/año) BI3. Fauna animal no nociva (N.º) BI4. Especies vegetales (N.º) BI5. Sitios de interés ecológico (N.º)	Biodiversidad (<i>Ibio</i>)		

* Estas variables se obtienen empleando un sistema de información geográfico, una vez diseñado un modelo cartográfico que permita estimar el porcentaje del territorio que supera determinados estándares. Para el caso del modelo aplicado solo se cuenta con información georeferenciada para la concentración de partículas en suspensión. El mapa digital que represente el modelo de dispersión del contaminante en la zona urbana se cruza con el mapa de división política administrativa de la ciudad en comunas (barrios), derivando el porcentaje del territorio que supera los estándares (figura 1).

** Al igual que con las variables que se derivan de modelos de dispersión, esta variable se estima cruzando los mapas de riesgo de inundación y la división política administrativa de la ciudad, previa construcción de un modelo cartográfico que identifique los procesos técnicos para conseguir tal información.

indicadores ambientales simples distribuidos en el espacio. Dado que el interés básico del estudio es calificar y organizar jerárquicamente las comunas de acuerdo al ICA, se hizo necesaria la utilización de técnicas de análisis multivariante para sintetizar un conjunto de variables relacionadas que expliquen una variable latente como la calidad ambiental. En el estudio se utilizó, en concreto, el análisis de componentes principales (ACP) (Anderson, 1984; Hair, *et al*, 1999; Jolliffe, 1986; Johnson, 2000).

El resultado de todo este proceso aparece recogido en el cuadro n.º 1. Se parte de una aproximación al concepto de calidad ambiental urbana centrada en dos áreas temáticas. A continuación se procede a construir una batería de indicadores teóricos simples, a los que se les aplican los criterios de selección apropiados para definir aquellos indicadores operativos que finalmente se tendrán en cuenta en el índice. En este proceso la homogeneización de escala es importante, para lo que se requiere de la elaboración de un modelo cartográfico (Bosque, 2000) para obtener los valores de las variables que obedecen a modelos de dispersión en todo el territorio urbano.

En el paso siguiente, se aplicaron técnicas de análisis multivariante a los indicadores seleccionados, a fin de elaborar índices parciales para cada una de las áreas temáticas definidas. Finalmente, introduciendo criterios de selección de los indicadores más robustos, se elabora el índice de calidad ambiental para cada una de las unidades territoriales experimentales (comunas). Estimados los indicadores simples y los índices correspondientes, se representa su distribución espacial en el territorio, mediante el dise-

ño de la base de datos en un sistema de información geográfica (ArcGis 8.0 de ESRI, 2001).

En resumen, el proceso seguido para derivar matemáticamente el ICA consistió en tres fases en las que, de manera consecutiva, se simplificaba la información de indicadores del primer, segundo, tercero y cuarto nivel (ver el cuadro n.º 2), a partir de las ecuaciones recogidas en el cuadro n.º 2.

Una vez estimados los componentes principales y las tasas de contribución de los mismos para las ecuaciones del 1 al 10, se procedió a calificar cada una de las comunas de acuerdo al índice que se está derivando, a partir de una expresión general que pondera las puntuaciones alcanzadas para cada componente principal, por la raíz cuadrada de su varianza (Peters *et al*, 1970):

$$I_{mj} = \frac{\sum_{i=1}^r Z_{ij} \cdot \sqrt{\lambda_r}}{\sum_{i=1}^r \sqrt{\lambda_r}} \quad (11)$$

donde, I_{mj} representa *Irse*, *Icen*, *Itra*, *Icav*, *lair*, *lagu*, *Irui*, *Isue*, *Ilepu* e *Ibio* separadamente para cada unidad experimental *j*-ésima, Z_{ij} la puntuación del componente *r*-ésimo para la unidad experimental *j*-ésima, y $\sqrt{\lambda_r}$ la raíz cuadrada del autovalor para dicho componente, garantizando así que los componentes con una mayor varianza explicada tengan una mayor ponderación en la calificación del índice.

Acto seguido, estimados los indicadores de segundo nivel (índices temáticos), se construyen de forma análoga los indicadores de tercer nivel (índices de com-

Cuadro n.º 2

Fase I: De indicadores de primer nivel a indicadores de segundo nivel

Ecuación	Hipótesis de relación lineal
$lrsu_j = \sum_{i=1}^n W_i RS_{ij}$	$\frac{\partial lrsu_j}{\partial RS_{1j}} < 0; \frac{\partial lrsu_j}{\partial RS_{2j}} > 0; \frac{\partial lrsu_j}{\partial RS_{3j}} < 0; \frac{\partial lrsu_j}{\partial RS_{4j}} > 0$ (1)
$lcen_j = \sum_{i=1}^n W_i CE_{ij}$	$\frac{\partial lcen_j}{\partial CE_{1j}} > 0; \frac{\partial lcen_j}{\partial CE_{2j}} < 0; \frac{\partial lcen_j}{\partial CE_{3j}} > 0; \frac{\partial lcen_j}{\partial CE_{4j}} < 0; \frac{\partial lcen_j}{\partial CE_{5j}} < 0$ (2)
$ltra_j = \sum_{i=1}^n W_i TR_{ij}$	$\frac{\partial tra_j}{\partial TR_{1j}} < 0; \frac{\partial tra_j}{\partial TR_{2j}} < 0; \frac{\partial tra_j}{\partial TR_{3j}} < 0; \frac{\partial tra_j}{\partial TR_{4j}} < 0$ (3)
$lcav_j = \sum_{i=1}^n W_i CV_{ij}$	$\frac{\partial lcav_j}{\partial CV_{1j}} < 0; \frac{\partial lcav_j}{\partial CV_{2j}} > 0; \frac{\partial lcav_j}{\partial CV_{3j}} < 0;$ (4)
$lair_j = \sum_{i=1}^n W_i AI_{ij}$	$\frac{\partial lair_j}{\partial AI_{1j}} < 0; \frac{\partial lair_j}{\partial AI_{2j}} < 0; \frac{\partial lair_j}{\partial AI_{3j}} < 0; \frac{\partial lair_j}{\partial AI_{4j}} < 0; \frac{\partial lair_j}{\partial AI_{5j}} < 0$ (5)
$lagu_j = \sum_{i=1}^n W_i AG_{ij}$	$\frac{\partial lagu_j}{\partial AG_{1j}} > 0; \frac{\partial lagu_j}{\partial AG_{2j}} > 0; \frac{\partial lagu_j}{\partial AG_{3j}} > 0;$ (6)
$lrui_j = \sum_{i=1}^n W_i RU_{ij}$	$\frac{\partial lrui_j}{\partial RU_{1j}} < 0; \frac{\partial lrui_j}{\partial RU_{2j}} < 0; \frac{\partial lrui_j}{\partial RU_{3j}} < 0;$ (7)
$lsue_j = \sum_{i=1}^n W_i SU_{ij}$	$\frac{\partial lsue_j}{\partial SU_{1j}} > 0; \frac{\partial lsue_j}{\partial SU_{2j}} > 0; \frac{\partial lsue_j}{\partial SU_{3j}} > 0; \frac{\partial lsue_j}{\partial SU_{4j}} < 0$ (8)
$lep_j = \sum_{i=1}^n W_i EP_{ij}$	$\frac{\partial lcen_j}{\partial EP_{1j}} < 0; \frac{\partial lcen_j}{\partial EP_{2j}} > 0$ (9)
$lbio_j = \sum_{i=1}^n W_i BI_{ij}$	$\frac{\partial lbio_j}{\partial BI_{1j}} > 0; \frac{\partial lbio_j}{\partial BI_{2j}} > 0; \frac{\partial lbio_j}{\partial BI_{3j}} > 0; \frac{\partial lbio_j}{\partial BI_{4j}} > 0; \frac{\partial lbio_j}{\partial BI_{5j}} > 0$ (10)

Los $j = 1, 2, 3, \dots, n$ representan las distintas comunas. El subíndice i representa cada una de las variables que componen la ecuación de cada indicador de segundo nivel y que se detallan en el cuadro n.º 1. W_i es el conjunto de pesos relativos de cada indicador de primer nivel. Como las variables que componen cada indicador de segundo nivel tienen diferentes unidades de medida y escala, se emplean técnicas de análisis multivariante como el Análisis de Componentes (ACP) (Johnson, 2000).

ponentes). El procedimiento general consiste en seleccionar los indicadores de primer nivel que tengan *comunalidades extraídas* superior al 40% para cada índice temático estimado en la fase I⁴. A los indicadores así seleccionados se les aplica

el Análisis de Componentes Principales⁵. En la Fase III se pasa, de igual forma, de

⁴ Las comunalidades indican el porcentaje de la varianza explicada contenida en los componentes seleccionados.

⁵ Castro (2002) emplea esta técnica en la construcción de índices de desarrollo sostenible en el conjunto de ciudades de la comunidad de Andalucía (España). Shi *et al* (2004) presentan una evaluación de la sostenibilidad de zonas costeras en China, empleando análisis de componentes principales en la síntesis de la información proveniente de un sistema de indicadores de desarrollo sostenible de los municipios de Shanghai y Chong Ming Island.

los indicadores de tercer nivel al ICA urbana. Al igual que en la fase II, se seleccionan aquellos indicadores que exhiben una correlación superior al 40% con el índice de componente estimado, y se les aplica el ACP. Como es natural, la evolución en el tiempo del ICA se recoge mediante una expresión del tipo:

$$\Delta ICA_j = \frac{ICA_{j,t} - ICA_{j,t-1}}{ICA_{j,t}} \begin{matrix} > 0 \\ = 0 \\ < 0 \end{matrix} \quad (13)$$

Sintetizando lo expuesto hasta ahora, los pasos seguidos en la aplicación del ACP para el estudio de indicadores sintéticos fueron los siguientes:

- Se partió de un conjunto de 12 variables que, conceptualmente permitirían explicar la variable latente: en este caso el ICA de cada comuna.
- A continuación, se trató de determinar la posible existencia de datos ausentes, atípicos, etc, definiendo un procedimiento para su tratamiento en el modelo.
- Se utilizaron los datos estandarizados para el caso del ACP en la matriz de correlaciones, y se probó, a continuación, la estructura de correlación presente en las variables propuestas.
- Se organizó la base de datos de acuerdo al signo que teóricamente tenía cada variable y, con ayuda del programa SPSS, se modelizó la base de datos para el ACP, obteniendo como resultado los componentes principales, y el conjunto de estimaciones que permitirían probar la consistencia y coherencia de los resultados.

- Siguiendo los criterios empleados para agregar la información de indicadores de primer nivel hasta el ICA, se encontró que aplicando ACP en la segunda fase del modelo (ver sección 3.2) todos los indicadores de primer nivel tenían *comunalidades extraídas* superior al 60%, por lo tanto el ICA se estima con los 12 indicadores disponibles.
- Se estimó finalmente el valor correspondiente a cada comuna, de acuerdo al procedimiento de agregación de componentes descrito, y se representaron espacialmente los resultados, de tal forma que se pudieran identificar patrones espaciales definidos para cada una.

3.2. Principales resultados obtenidos

Sin perder de vista el carácter preliminar de la investigación expuesta y, por tanto, el hecho de que los resultados que se presentan a continuación tienen un carácter meramente ilustrativo, podríamos resumir éstos de la siguiente forma:

3.2.1. *El índice de presión ambiental (IPA)*

Los seis indicadores de primer nivel que integran el IPA se resumen en dos componentes principales, que son responsables del 71,76% de la varianza total explicada por los datos (cuadro n.º 3). En este caso, todas son superiores al 40%, criterio que se adoptó para definir las variables que finalmente integran el ICA.

Las cargas factoriales más significativas en la matriz de componentes principales, indican que el primer componente

Cuadro n.º 3

Resultados del análisis de componentes principales

Indicadores de primer nivel	Componentes		Comunalidades
	1	2	
CE1. Cobertura de energía	0,933*		0,818
RS2. Cobertura de recolección	0,879*		0,875
CE3. Cobertura de gas	0,605*		0,413
CV1. Personas por vivienda		0,873*	0,688
CV3. Densidad de viviendas		0,779*	0,765
TR2. Accidentes mortales de tráfico	-0,459*	-0,691*	0,747
Autovalores	2,361	1,945	4,306
Varianza	39,340	32,410	Acum.: 71,76%

Método de Extracción: Análisis de Componentes Principales

Determinante = 5,322E-02

*Para permitir una lectura mas clara de la matriz de correlación se eliminan las cargas factoriales estimadas con valores absolutos inferiores a 0,40. Sin embargo la estimación de los factores por cada unidad experimental se realiza en SPSS utilizando todas las cargas factoriales (Visauta, 2003; Pardo y Ruiz, 2002).

explica claramente la variabilidad de indicadores de respuesta al uso «común» de energía y disposición de residuos sólidos como cobertura de redes o infraestructura pública urbana (cobertura de energía, gas y aseo), y el segundo componente parece explicar los factores de presión sobre el entorno urbano como densidad de vivienda, personas por vivienda y seguridad de tráfico, este ultimo con signo menos que refleja su aportación negativa al IPA⁶.

⁶ A pesar de que varios autores recuerdan que no siempre los componentes pueden tener una explicación directa, en este caso los dos componentes seleccionados son consistente con la explicación de dos grupos de variables claramente expresada por su grado de correlación (Johnson, 2000; Visauta y Martori, 2003).

3.2.2. El índice de situación ambiental (ISA)

Los seis indicadores del ISA se pueden resumir en tres componentes principales que explican el 90,50% de la varianza total contenida por los datos (cuadro n.º 4). Al igual que en el caso anterior, las comunalidades indican valores superiores al 40%, por lo tanto todos los indicadores de primer nivel deben integrar el cálculo del ICA.

Las cargas factoriales mas significativas en la matriz de componentes principales, indican que el primer componente explica claramente la variabilidad de indicadores de *respuesta* a los problemas de disposición de agua potable y recolección de aguas residuales mediante un sistema público de redes urbanas (cobertura de agua y alcantarillado), el segundo com-

Cuadro n.º 4

Resultados del análisis de componentes principales rotada

Indicadores de primer nivel	Componentes			Comunalidades
	1	2	3	
AG1. Cobertura de agua	0,992			0,996
AG2. Cobertura de alcantarillado	0,984			0,995
SU1. Área urbanizable sin construir		0,942		0,912
SU3. Densidad área verde		0,884		0,866
AI4. Concentración de partículas en suspensión			-0,936	0,898
BI1. Densidad de árboles		-0,526	0,673	0,763
Autovalores	2,305	2,080	1,045	5,430
Varianza	38,410	34,670	17,420	Acum.: 90,50%

Método de Extracción: Análisis de Componentes Principales
Método de Rotación: Varimax con Normalización Kaiser
Determinante = 1,341E-03

ponente explica variables de *estado* que describen la disponibilidad de área verde en cada unidad experimental, y el tercer componente también refleja la variabilidad de indicadores de *estado* como la disponibilidad de árboles y la calidad del aire, esta última con signo negativo que refleja su contribución adversa al ISA.

3.2.3. El índice de calidad ambiental (ICA)

Finalmente, la última fase de la aplicación del modelo no es sino la síntesis de la información contenida en las 12 variables seleccionadas para construir el ICA. Básicamente se ha pasado de indicadores simples a indicadores sintéticos de componentes (IPA e ISA)⁷, en una primera

fase, y al indicador sintético global (ICA) que resume en tres componentes el 76,94% de toda la información contenida en las variables incorporadas, en una segunda.

Los componentes extraídos se expresan en cargas factoriales que tienen un sentido que orienta el análisis de grupos de indicadores simples como explicación de la variable latente ICA. El primer componente se refiere a indicadores de respuesta a eventuales problemas de abastecimiento de agua potable y de disposición de aguas residuales, recolección de residuos sólidos y abastecimiento de energía y gas; indicando un impacto positivo de estas variables en el ICA. El componente dos no tiene un significado completamente claro, pero se destaca en él que expresa el sentido negativo que teóricamente se le había asignado a la concentración de partículas en suspensión y a las muertes por accidentes de tráfico automotor sobre

⁷ Los indicadores sintéticos de las 10 áreas temáticas no se estimaron debido a la no disponibilidad de información suficiente para realizar ACP a cada uno de ellos.

Cuadro n.º 5

Resultados del análisis de componentes principales

Indicadores de primer nivel	Componentes			Comunalidades
	1	2	3	
AG1. Cobertura de agua	0,934			0,842
AG2. Cobertura de alcantarillado	0,912			0,891
CE1. Cobertura de energía	0,898			0,822
RS2. Cobertura de recolección	0,808			0,716
CE3. Cobertura de gas	0,625			0,437
CV3. Densidad de viviendas	-0,400	0,767		0,774
BI1. Densidad de árboles		0,735	0,482	0,829
CV1. Personas por vivienda		0,722	0,583	0,861
AI4. Concentración de partículas en suspensión		-0,780		0,678
TR2. Accidentes mortales de tráfico		-0,676		0,616
SU1. Área urbanizable sin construir			0,959	0,934
SU3. Densidad área verde			0,824	0,833
Autovalores	4,285	3,516	1,432	9,233
Varianza	35,710	29,300	11,930	Acum.: 76,94%

Método de Extracción: Análisis de Componentes Principales
Método de Rotación: Varimax con Normalización Kaiser
Determinante = 3,134E-08

el ICA. El tercer componente explica variables de estado que describen la disponibilidad de área verde en cada unidad experimental y se relacionan positivamente con el ICA.

En el cuadro n.º 6 se presentan los factores calculados para cada una de las 21 comunas de la ciudad y se estima el ICA. El resultado final es la ordenación de las comunas de acuerdo al indicador sintético de calidad ambiental, que se distribuye espacialmente como se observa en la figura 3.

La distribución espacial del índice de calidad ambiental por comunas en Cali, indica zonas que podrían ser consideradas

como relativamente homogéneas. Este mapa indica cómo, a medida que la ciudad se extiende hacia el oriente y occidente, la calidad ambiental va disminuyendo conforme llega a la periferia de las zonas orientales de ladera y a los márgenes del Río Cauca (occidente). Coincide la menor calidad ambiental con las zonas socioeconómicas más deprimidas de la ciudad: el Distrito de Aguablanca (comunas 13, 14, 15, 21) y la Comuna n.º 6, influenciada por la contaminación exportada del parque industrial de Acopi-Yumbo, ubicada en Yumbo, un municipio contiguo a Cali.

Las Comunas 18 y 20 corresponden a barrios ubicados en zona de ladera y

Cuadro n.º 6
Índice de Calidad Ambiental (ICA)

Comuna	Factor_1	Factor_2	Factor_3	ICA
17	-0,6979	1,0723	2,8467	1,0535
2	-0,4023	1,4658	0,9124	0,7469
19	0,8594	1,5400	0,6748	0,7186
3	-0,6311	1,1706	-0,1885	0,3830
4	-0,1588	1,1279	-0,6132	0,2686
5	1,3888	-0,7945	1,6343	0,0906
8	1,0864	0,8221	-0,8589	0,0999
9	0,4473	1,0097	-1,2986	0,0660
10	1,1804	0,4357	-0,4442	0,0555
11	0,0468	0,0628	-0,1885	-0,0210
7	0,3651	-0,2265	-0,1413	-0,1155
16	-0,5408	-0,2611	-0,3384	-0,1740
1	-2,4026	-0,6531	0,1875	-0,1945
18	-0,4257	0,0921	-1,0958	-0,2214
21	-1,8509	-0,2881	-0,6494	-0,2562
15	-0,7571	-1,3899	0,9340	-0,2895
12	0,8070	-0,5036	-0,5670	-0,3156
6	1,4389	-1,2294	0,4760	-0,3376
20	-0,2570	-0,5068	-1,2332	-0,4718
13	-0,0569	-1,1294	-0,2844	-0,4781
14	0,5609	-1,8166	0,2357	-0,6076

cuyo desarrollo no ha sido planificado, presentando indicadores bajos en las variables que componen el ICA.

En general, la distribución espacial de la calidad ambiental de las comunas muestra cuatro grandes áreas relativamente homogéneas:

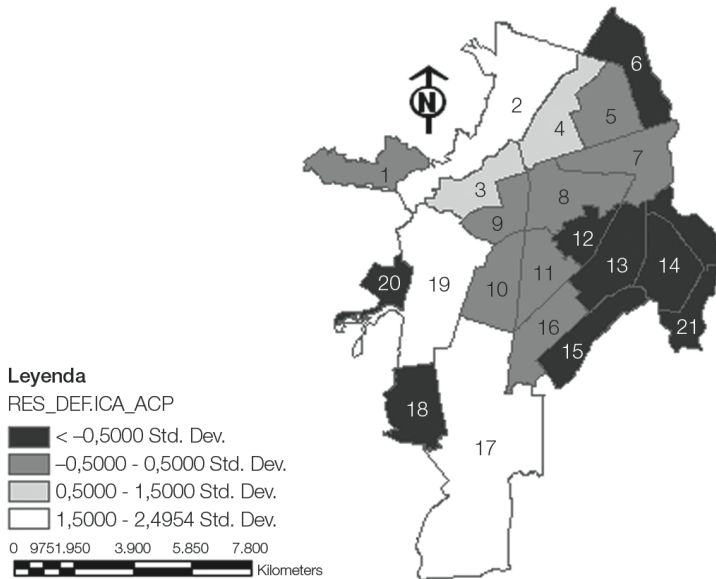
- Comunas 2, 17 y 19: calidad ambiental muy buena.
- Comunas 3 y 4: calidad ambiental buena.
- Comunas 5, 7, 8, 9, 10, 11, 16, 1: calidad ambiental regular.

—Comunas 6, 12, 13, 14, 15, 21, 18, 20: calidad ambiental deficiente.

3.3. Relevancia de los resultados

Desde el punto de vista de la gestión ambiental urbana, el modelo y los resultados presentados en este estudio, u otros similares, podrían constituir una interesante herramienta para la administración municipal en la ciudad como territorio ambientalmente no homogéneo, de tal forma que sea posible priorizar tanto las

Figura n.º 3

Mapa de distribución espacial del ICA

zonas a intervenir, como los distintos tipos de intervención, en función de su impacto sobre la calidad ambiental de cada comuna.

Por ejemplo, y abundando en lo anteriormente expuesto, en el cuadro n.º 8 se ordenan los indicadores simples, de acuerdo a su estructura de correlación con el ICA; lo que refleja la importancia relativa de cada una de las variables que componen el índice. Se indica, asimismo, para cada comuna, cuáles son las variables que muestran mayor incidencia en la modificación del ICA; identificando el número de desviaciones estándar de cada variable, en cada comuna, que la alejan, positiva o negativamente, de la media. De

esta forma, como se ha apuntado, el decisor público cuenta con una información útil no solo para ordenar la intervención por comunas o distintos sectores de la ciudad, sino para seleccionar las variables o factores a intervenir en cada una de ellas.

En el cuadro n.º 8 se puede observar, por ejemplo cómo en las comunas que tienen una calidad ambiental muy buena, los problemas ambientales urbanos más relevantes están asociados a la calidad del aire y a los accidentes mortales de tráfico. Este resultado es consistente con lo que se esperaría a priori en un conjunto de barrios de elevado nivel de ingresos, y un flujo alto de actividad comercial

Cuadro n.º 8

Priorización de las variables que inciden en el ICA de las 21 comunas de Cali según zonas ambientalmente homogéneas

Estructura de correlación		Comunas*																							
Indicadores simples	ICA	Calidad ambiental muy buena					Calidad ambiental buena					Calidad ambiental regular							Calidad ambiental deficiente						
		17	2	19	3	4	5	8	9	10	11	7	16	1	18	21	15	12	6	20	13	14			
Densidad de personas por vivienda	0,9220	1,93	2,00	1,52	1,14	0,30	0,98	-0,04	0,26	0,06	-0,34	-0,78	-0,75	-0,82	-0,35	-0,06	-0,04	-1,36	-0,49	-1,07	-0,81	-1,26			
Densidad de árboles por Ha.	0,8788	1,21	2,52	1,57	0,18	0,91	0,65	0,46	-0,28	0,44	0,44	-0,27	-0,57	-0,43	-0,92	-1,05	-0,95	-0,11	-0,24	-1,83	-1,12	-1,05			
Densidad de viviendas por Ha.	0,7332	1,77	1,01	1,09	0,92	0,93	-0,56	0,41	0,21	-0,57	-0,64	0,90	-0,07	0,87	-0,01	0,73	-1,48	-0,67	-1,93	-0,48	-1,41	-1,00			
Densidad de área verde	0,7500	3,99	0,64	0,88	0,22	-0,34	0,24	-0,55	-0,60	-0,40	-0,38	-0,10	-0,37	0,07	-0,53	-0,54	-0,09	-0,53	-0,33	-0,55	-0,42	-0,30			
Calidad del aire	-0,5832	-0,61	-0,76	-1,13	-1,23	-0,54	0,42	-0,03	-1,19	-1,27	-0,29	0,66	0,12	1,43	-1,34	1,49	1,00	0,69	0,72	-0,79	1,15	1,49			
Muertes por tráfico	-0,5726	-0,53	-0,10	-1,92	-0,74	-0,85	1,08	-1,71	-1,71	-0,42	-0,31	0,12	0,33	1,19	1,40	1,08	0,44	-0,42	-0,10	1,40	-0,20	1,40			
Área urbanizable construida	0,4124	2,34	0,42	0,90	0,15	-0,79	1,62	-1,16	-1,29	-0,40	-0,24	-0,05	-0,35	0,41	-0,99	-1,16	1,49	-0,82	0,54	-0,99	-0,12	0,49			
Cobertura de gas*	0,2045	0,08	0,17	-0,47	-1,17	0,55	1,84	1,05	-0,07	0,90	1,02	0,41	0,89	-1,24	-0,53	-1,26	-0,53	1,20	0,93	-1,26	-1,26	-1,26			
Cobertura de aseo*	-0,1977	-1,35	-1,09	0,86	0,01	-0,10	0,86	0,86	0,79	0,86	-0,48	0,86	-1,10	-1,03	0,22	-2,69	-0,69	0,39	0,86	0,86	0,27	0,86			
Cobertura de alcantarillado*	0,1008	-0,22	-0,48	1,12	-0,51	-0,10	1,12	1,12	0,48	1,12	-0,09	0,45	-0,42	-3,16	-0,52	-0,73	-1,00	0,68	1,12	-0,02	-0,35	0,39			
Cobertura de energía	0,1005	-0,67	0,43	0,99	-0,32	-0,24	1,05	1,05	0,68	1,05	-0,42	0,22	-0,94	-1,50	0,22	-2,50	-1,45	0,59	1,05	-0,43	0,14	1,05			
Cobertura de acueducto*	0,0368	-0,44	-0,51	1,10	-0,58	-0,13	1,11	1,11	0,44	1,11	-0,14	0,44	-0,49	-3,16	-0,58	-0,32	-1,05	0,65	1,11	-0,07	-0,25	0,66			

* Los valores indican el número de desviaciones con respecto a la media de cada indicador y los tonos de blanco a grises indican agrupaciones de valores inferiores y superiores a la media, tal como se expresa en la convención. Para homogenizar la presentación de los resultados de la desviación estándar de esta tabla, aquellas variables que en el ICA inciden de forma negativa (*densidad de personas, densidad de viviendas, calidad del aire, accidentes de tráfico y área urbanizable construíble*) les fue cambiado el signo. Por ello intuitivamente para esta variable el valor positivo se debe interpretar como el número de desviaciones estándar inferiores al promedio.



y cultural; como es el caso de estas tres comunas. En este sentido, la gestión ambiental debería estar orientada, principalmente, al control de las fuentes de emisión móvil; dada la alta correlación espacial entre el desarrollo de las principales vías urbanas y la distribución espacial de la contaminación por partículas en suspensión. Por otro lado, la gestión debería estar dirigida también a mejorar la educación ciudadana para prevenir los accidentes de tráfico.

Las zonas con una calidad ambiental buena, tienen problemas similares a los de la zona anterior, pero aparecen junto a ellos algunos nuevos, que pesan considerablemente en el valor del índice: la dotación de áreas verdes por habitante, y la proporción del espacio edificado en el territorio.

Las zonas de calidad ambiental regular y deficiente se encuentran caracterizadas por el bajo valor de variables como densidad de árboles por persona, densidad de viviendas por hectárea, y dotación de áreas verdes por persona, con valores que se alejan considerablemente del promedio registrado en la ciudad.

Un análisis pormenorizado de cada una de las comunas, no sólo por el orden que ocupan en términos del ICA, sino de la relación de éste con las variables que lo determinan, permiten que la autoridad pública decisora tenga una «fotografía» detallada de la condiciones ambientales de la ciudad para hacer una planificación cuidadosa y diferenciada de las medidas de gestión a emplear, de tal forma que el impacto social de la inversión pública sea mayor que mediante una intervención ambiental homogénea sobre toda la ciudad.

4. UN MÉTODO OBJETIVO DE PONDERACIÓN: LOS PRECIOS HEDÓNICOS

El índice de calidad ambiental presentado como ejemplo en el epígrafe anterior, ilustra sobre la importancia relativa de las distintas variables, en este caso ambientales, a la hora de explicar la situación relativa de los distintos barrios de la ciudad. Desde este punto de vista proporciona una información ciertamente relevante. Sería interesante, no obstante, poder dar todavía un paso más. En efecto, un índice como el aquí descrito permite singularizar los atributos que diferencian unos emplazamientos de otros, sean barrios, distritos, o ciudades. Sin embargo, no ofrece información sobre la importancia relativa que el ciudadano otorga a dichas diferencias: la presencia de zonas verdes en un barrio marca la diferencia con otro, pero, ¿es muy relevante desde el punto de vista del bienestar de la gente? Este es, de nuevo, el problema de las ponderaciones, que el periodista suele resolver habitualmente aplicando su buen criterio. El cálculo de un índice de calidad ambiental, solventa este problema utilizando la técnica estadística que permite maximizar el porcentaje de las diferencias explicadas. Ahora bien, el análisis económico permite ir algo más lejos al proporcionar una herramienta que permitiría resolver el problema de una forma mucho más rigurosa: los «precios hedónicos».⁸

En efecto, muchos bienes no tienen un único valor de uso, sino que son bienes caracterizados por una variedad de atributos: satisfacen varias necesidades al mismo

⁸ En la descripción que sigue nos apoyaremos en Azqueta (2002, cap. 4).

tiempo, o la misma necesidad de formas diferentes. Los llamados precios hedónicos intentan, precisamente, descubrir todos los atributos del bien que explican su precio, y averiguar la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. Uno de los casos más obvios y, por tanto, más utilizados en la literatura, es el de la vivienda. Cuando se adquiere una casa, en efecto, no sólo se están comprando una serie de metros cuadrados de una determinada calidad, sino que también se está escogiendo un entorno, que tiene una serie de propiedades, tanto con respecto a la dotación del barrio en distintos aspectos (servicios públicos, infraestructuras de transporte, comercios, atracciones, seguridad ciudadana) y composición de la población (edad, nivel de renta, extracción social, nivel educativo), como con respecto a la calidad del medio ambiente que la rodea. En términos muy sencillos, si se encontraran dos viviendas iguales en todas sus características excepto en una, la dotación de zonas verdes por ejemplo, la diferencia de precio entre ellas reflejaría el valor de este atributo que, en principio, carece de un precio explícito de mercado.

Ésta es la idea que vamos a tratar de presentar brevemente⁹. Formalicemos para ello el problema. Supongamos un bien privado h , miembro del conjunto de la clase de bienes Y : una vivienda determinada. Su precio (P_h) será una función del conjunto de características que posee:

$$P_h = f_h(S_h, N_h, X_h) \quad (14)$$

expresión en la que:

— $S_h = S_{h1}, \dots, S_{hnm}$, es el vector de características estructurales de la vivienda: metros cuadrados, materiales de construcción, zonas comunes, terraza, ascensor, chimenea, número de baños.

— $N_h = N_{h1}, \dots, N_{hnm}$, es el vector de características del vecindario: dotación de comercios, colegios, centros recreativos, composición de la población, nivel de seguridad ciudadana, proximidad del centro comercial, etcétera.

— $X_h = X_{h1}, \dots, X_{hq}$, es, finalmente, el vector de características ambientales del entorno: calidad del aire y del agua, nivel de ruido, proximidad de zonas verdes, de la playa en su caso, vistas, etcétera.

Esta agrupación, como cualquier otra, tiene algo de arbitraria: algunas características podrían catalogarse tanto en un grupo como en otro. No es eso lo importante. Lo fundamental es que queden recogidas todas aquellas relevantes a la hora de escoger la vivienda y explicar su precio. Ahora bien, una vez especificada la función, su derivada parcial con respecto a una cualquiera de las características ($\partial P_h / \partial Z_{hj}$, por ejemplo), indicaría la disposición marginal a pagar por una unidad adicional de la misma, es decir, su precio implícito.

El primer problema que se plantea es, obviamente, el de especificar y estimar la función (14), llevando a cabo una regresión entre el precio observado de las viviendas y las propiedades mencionadas, y utilizando para ello la forma funcional que produzca un mejor ajuste. La especificación de la función (14) es un problema empírico, de no fácil solución, pero que tiene claras implicaciones en cuanto

⁹ El lector interesado en las aplicaciones de este método, puede consultar Azqueta (1994, cap. 6) o Hidano (2002).

a la valoración de las características analizadas¹⁰. Una vez especificada la ecuación correspondiente, la estimación de sus parámetros a partir de los datos puede hacerse de dos formas:

- a) A través de un análisis diagonal, o *cross section*, en el que se analiza un conjunto determinado de viviendas en un instante del tiempo, y se recogen tanto sus precios como sus diferentes características.
- b) Mediante un análisis temporal, en el que se estudia cómo cambia el precio de una determinada vivienda, o conjunto de viviendas, al ir variando la calidad de alguno de los bienes ambientales de la zona (con la construcción de un aeropuerto en las proximidades, por ejemplo).

La técnica de los precios hedónicos, sin embargo, no tiene por qué circunscribirse al ámbito de los precios de algunos bienes de consumo final. Al igual que el precio de la vivienda es una función de los atributos de todo tipo implícitos en la misma, el salario de equilibrio de un determinado puesto de trabajo también será una función de sus características. Éste es el punto de partida para la construcción de la función de los «salarios hedónicos». La teoría indica, en efecto, que el salario de equilibrio de un puesto de trabajo determinado (W_h) es una función de muchas variables, tal y como aparece

reflejado en la ecuación (15), idéntica en su estructura a la anterior:

$$W_h = f_h(CH_h, E_h, S_h, R_h) \quad (15)$$

expresión en la que:

- CH_h : es el vector de los requerimientos de capital humano (nivel de estudios, experiencia) del puesto de trabajo.
- E_h : es el vector de las características del entorno: tamaño de la ciudad, atractivo del barrio.
- S_h : es el vector de características sindicales: presencia y tamaño de los sindicatos más representativos en el sector.
- R_h : es el vector de características que tienen que ver con variables como la temperatura, salubridad y, sobre todo, riesgo asumido al desempeñar la función correspondiente.

Debería ser posible, por tanto, acudiendo a la observación estadística de la evidencia existente al respecto, estimar una función de los salarios hedónicos. Con ello se abre una nueva posibilidad de valoración de intangibles, ciertamente importante. En efecto, la derivada parcial del salario con respecto a cualquiera de las variables relevantes, indicará la disposición marginal a pagar (a través de la aceptación de un salario mayor o menor), por disponer de una unidad adicional de esa característica. Esta posibilidad que abren los salarios hedónicos podría utilizarse, al igual que en el caso anterior, para valorar determinados bienes intangibles. En efecto, la calidad de vida de un entorno, un barrio o una ciudad, puede verse reflejada en el menor salario que una persona estaría dispuesta a aceptar con tal de trabajar en ella. Combinando la

¹⁰ Lo normal, en la literatura, es trabajar con especificación de *funciones no lineales* (logarítmica, semi-logarítmica, cuadrática, exponencial, transformación Box-Cox, etcétera). Ello supone que el precio implícito de cada característica cambia con la cantidad de referencia de la misma. Lo interesante, en este caso, es analizar el comportamiento que se asume, al hacerlo, con respecto al precio implícito del atributo ambiental.

información obtenida del precio de la vivienda (tanto más cara cuanto más agradable la ciudad), con la que proporcionan los salarios hedónicos (tanto menor cuanto más atractiva), sería posible elaborar índices de calidad de vida de las distintas ciudades. Los índices así contruidos tienen la doble ventaja de que no dejan que sea el analista quien escoja las variables relevantes, y su ponderación, para llevar a cabo el ejercicio; y de que proporcionan una ordenación cardinal de las ciudades analizadas, esto es, informan no sólo sobre el puesto que cada una ocupa, sino sobre la distancia que media entre ellas: la cantidad de dinero adicional que, en términos de un menor salario y un mayor alquiler, hay que pagar para vivir en una u otra.

Este procedimiento ha sido utilizado con cierta frecuencia para elaborar índices de calidad de vida urbana: véase, por ejemplo, el trabajo pionero de Blomquist, Berger y Hoehn (1988), en el que aparecen ordenadas con este doble criterio las 253 áreas metropolitanas de los EE.UU.

Ahora bien, la metodología anterior es más difícil de adaptar al caso de la política municipal, ya que requiere una desagregación de datos que no suele ser fácil encontrar o conseguir, sobre todo en el caso de los salarios, donde es más difícil observar diferencias significativas, para el mismo puesto de trabajo, entre distintos barrios o distritos. Parece más eficiente, en este contexto, tratar de conectar la información recogida en un índice de calidad de vida, como el elaborado para las variables ambientales, con la función de precios hedónicos de la vivienda. De esta forma, las diferencias recogidas en el índice, adquieren un componente económi-

co que permitiría conectarlas con la función de bienestar de las familias, y proporcionar al responsable de las decisiones públicas una información más precisa sobre la importancia relativa de cada variable, o conjunto de variables, en el bienestar social. El trabajo no es sencillo, tanto desde el punto de vista de la obtención de datos, como del tratamiento estadístico de los mismos, pero las primeras aproximaciones, todavía muy incipientes, realizadas en el contexto del proyecto de investigación desarrollado en la ciudad de Cali, muestran resultados esperanzadores.

5. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Con independencia del atractivo mediático que pueda revestir la elaboración de distintos índices de calidad de vida urbana, lo cierto es que una construcción sistemática y rigurosa de los mismos puede proporcionar una herramienta de gran utilidad para el gestor municipal. Para ello es necesario, no sólo identificar aquellas variables relevantes a la hora de explicar la calidad de vida de un determinado entorno, en comparación con otros, sino medirla en una escala apropiada, y ponderarla adecuadamente. El presente trabajo ha presentado una metodología para la elaboración de dichos índices, basada en el Análisis de Componentes Principales, y ha ilustrado su aplicación con la elaboración del Índice de Calidad Ambiental de las distintas comunas (barrios) de la ciudad de Cali (Colombia). Los resultados obtenidos permiten comprobar la utilidad de la metodología utilizada, e identificar algunas variables clave a la hora de seleccionar medidas específicas, para corregir los desequilibrios existentes en cuanto a la calidad de vida (en este

caso, ambiental). No obstante, la información obtenida no permite, todavía, vincular las diferencias objetivas observadas con el bienestar individual derivado de la dotación presente de cada una de las variables relevantes. Falta, por tanto, un elemento esencial para poder ponderar cualquier cambio o intervención, en términos del bienestar social derivado de la misma. La metodología de los «pre-

cios hedónicos», combinando para cada emplazamiento la función hedónica del precio de la vivienda, con la de los salarios, permitiría cubrir esta laguna, además de proporcionar una clasificación ordenada de calidad de vida urbana mucho más riguroso. A pesar de las dificultades del empeño, los resultados preliminares confirman que el esfuerzo bien vale la pena.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, T.W. (1984): *An introduction to multivariate statistical analysis*. New York.
- AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- AZQUETA, D. (2002): *Introducción a la economía ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- AZQUETA, D., G. DELACÁMARA, M. SANTAMARÍA y S. TIRADO (2004): *Contabilidad Nacional y Medio Ambiente*. FUNCAS, Madrid.
- BLOMQUIST, G.C., M.C. BERGER y J.P. HOEHN (1988). «New Estimates of Quality of Life in Urban Areas». *American Economic Review*, 78 (1): 89-107.
- BOSQUE, Joaquín (2000): *Sistema de Información Geográfico*. Ediciones Rialp, S. A. Madrid.
- CASTRO, J.M. (2002): *Indicadores de desarrollo sostenible urbano. Una aplicación para Andalucía*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- CMA (2001): *Bases para un Sistema de Indicadores de Medio Ambiente Urbano en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- CMA (2003): *Guía Metodológica para el Cálculo de Indicadores de Sostenibilidad Local en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores de Agenda Local 21*. Serie Programa Marco Ambiental N.º 20. Consejería de Medio Ambiente. País Vasco.
- DAGMA (2003): *Agendas Ambientales por Comunas 1-21*. Santiago de Cali.
- DPMC (2002): *Cali en Cifras*. Santiago de Cali.
- EBERT, U. y H. WELSCH (2004): «Meaningful environmental indices: a social choice approach». *Journal Environmental Economics and Management*, 47 (2004) 270-283.
- EEA/AMAE (2002): *Towards an urban atlas assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas*. Environmental issue report No 30. Copenhagen.
- ESRI (2001): ArcGIS. 8.0.
- HAIR, J.F., ANDERSON, R.; TATHAM, R. y W.C. BLACK (1999): *Análisis Multivariante*. Prentice Hall, Madrid.
- HIDANO, N. (2002): *The Economic Valuation of the Environment and Public Policy: a Hedonic Approach*. Edward Elgar Editor. Cheltenham, UK.
- HYATT, E. (2001): «Editorial». *Ecological Indicators* 1 (2001) 1-2.
- JESINGHAUS, J. (1999): *Indicators for Decision-Making*. European Commission, JRC/ISIS/MIA, TP 361, I-21020 Ispra (VA).
- JOLLIFFE, I.T. (1986): *Principal Components Analysis*. Springer. Nueva York.
- JOHNSON, D. (2000): *Métodos multivariados aplicados al análisis de datos*. Internacional Thomson editores.
- MMA (1996): *Indicadores ambientales. Una propuesta para España*. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MMA (2000): *Sistema español de indicadores ambientales: Área de medio urbano*. Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- OCDE (1993): *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs* N.º 83. Paris.
- OCDE (1997): *Better understanding our cities. The role of urban indicators*. Paris.
- OMS/WHO (1993): *Healthy City Indicators*. World Health Organization. Copenhagen.
- PARDO, A. y M. A. RUIZ (2002): *Guía para el análisis de datos*. McGraw-Hill Madrid.
- PENDER, A., DUNNE, L. y F. CONVERY (2000): *Environmental Indicator for the Urban Environment: A Literature Review*. Working Paper. Environmental studies research series. University College Dublin. www.environmentaleconomics.net.
- PETERS, W.S. y J.Q. BUTLER (1970): «The construction of Regional Economic Indicators by principal component». *Annals of Regional Science*, IV: 1-14.
- Secretariat Técnica de la Xarxa de Ciutats i pobles cap a la Sostenibilitat. (2000): *System of local sustainability indicators*. Diputació de Barcelona, Server de Medi Ambient, Barcelona, Spain.
- SEGNESTAM, L. (2002): *Indicators of Environment and Sustainable Development: Theories and Practical Experience*. Environmental Economics Series. Paper no. 89. The World Bank Environment Department.
- SHI, C., S.M. HUTCHINSON y S. XU (2004): «Evaluation of coastal zone sustainability: an integra-

- ted approach applied in Sanghai Municipality and Chong Ming Island». *Journal of Environmental Management*: 1-10.
- UNCED/PNUMA (1992): *Agenda 21*. Report of the United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. Naciones Unidas. New York.
- UNCHS/HABITAT (1997): *Monitoring Human Settlements with Urban Indicators*. Global Urban Observatory. Centre for Human Settlements (Habitat). Nairobi.
- VISAUTA, B. y J. C. MARTORI (2003): *Análisis estadístico con SPSS para Windows. Vol. II. Estadística Multivariante*. McGraw Hill, Madrid.

La estimación de costes externos del transporte: una aplicación para Euskadi

El continuo desarrollo de la literatura internacional sobre costes externos durante las últimas décadas ha contribuido a situar la materia en una fase de considerable madurez. Este artículo tiene por objeto estimar los costes externos del transporte en Euskadi en el año 2000 a partir de los últimos avances en el estado del arte. El objetivo último, sin embargo, no es ofrecer una solución definitiva sino alentar a las instituciones públicas a incorporar la evaluación de externalidades como herramienta efectiva para la política de transportes.

Azken hamarkadetan kanpo-kostuen inguruko nazioarteko literatura etengabe garatu izateak lagundu egin du gai hori nahiko fase helduan kokatzen. Artikulu honen asmoa da Euskadin, 2000. urtean, garraioak izandako kanpo-kostuak zenbatestea, artearen egoeran egindako azken aurrerapenetatik abiatuta. Azken helburua ez da, nolanahi ere, behin betiko konponbidea eskaintzea, baizik eta herri-instituzioak bultzatzea kanpo-arazoei buruzko ebaluazioa barne har dezaten, garraio-politikarako tresna eraginkortzat.

The continuous development in the international literature of external costs over recent decades has contributed to pose the subject in a phase of significant maturity. This article aims at estimating the external costs of transport in the Basque Country over the year 2000 based on the latest advances in the state of the art. Nevertheless, the final objective is not to offer a definitive solution but encourage public institutions to incorporate the evaluation of externalities as an effective tool for transport policy.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. La valoración económica de las externalidades: el caso del transporte
 3. Externalidades del transporte: definición y metodología de cálculo
 4. Costes externos del transporte en Euskadi
 5. Conclusiones e implicaciones políticas
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: economía del transporte, valoración económica, externalidades, costes ambientales

N.º de clasificación JEL: D62, Q51, R41.

1. INTRODUCCIÓN

El transporte contribuye de manera notable al desarrollo económico y social. Sin embargo, el enorme crecimiento del transporte durante las últimas décadas ha venido acompañado de una factura ambiental y social considerable: daños a la salud de las personas y al medio ambiente, riesgo de accidentes y creciente congestión en las vías. En el marco de la teoría económica ortodoxa, esta situación se explica en base al concepto de externalidad. En presencia de costes externos (costes ambientales y sociales), el mercado procesa unas señales de precios erróneas, lo cual conlleva decisiones incorrectas por parte de los usuarios y un despilfarro de recursos escasos y vitales

como el suelo o un aire limpio. A pesar de las limitaciones que presenta este marco teórico para abordar los problemas ecológicos, la valoración económica de externalidades es considerada una herramienta esencial para incluir los costes ambientales y sociales en la toma de decisiones políticas, especialmente en materia de transporte.

La magnitud de los costes ambientales y sociales del transporte en la Unión Europea (en torno al 10% del PIB) ha puesto de manifiesto la urgente necesidad de introducir medidas para la internalización de externalidades y avanzar, así, hacia una mayor eficiencia del sistema de transporte. Esta visión, compartida por la Conferencia Europea de Ministros de Trans-

porte (ECMT) y el Consejo y Parlamento Europeos¹, se encuentra recogida en la política europea de transportes para la próxima década: «el objeto de la actuación comunitaria debe ser la sustitución progresiva de los impuestos existentes que gravan el sistema de transporte por instrumentos más eficaces, que integren los costes de infraestructura y los costes externos» (Comisión Europea, 2001: 78). Además, la internalización de externalidades responde al principio europeo de *quien contamina paga*². El desarrollo de medidas para la internalización de externalidades requiere de una sólida base empírica sobre costes externos del transporte. Es por ello que la Unión Europea ha financiado durante la última década numerosos programas de investigación sobre externalidades del transporte (EXTERNE, CAPRI, FISCUS, UNITE, entre otros) cuyos resultados servirán de base para la futura política comunitaria de transportes.

Euskadi no sólo no es ajena a esta realidad sino que sufre esta problemática con especial intensidad dada su localización geoestratégica dentro del arco atlántico europeo. El presente artículo tiene por objeto estimar los costes externos del transporte en Euskadi a partir de los últimos avances en la materia. El objetivo último,

no obstante, no es ofrecer una solución definitiva sino estimular a las instituciones públicas para adoptar la evaluación de costes externos como una herramienta efectiva para la política de transportes. Así, en el apartado siguiente se analizan los métodos y estado del arte de la valoración económica de externalidades. El apartado tercero aborda la definición y metodología de cálculo de los componentes de costes externos del transporte. Una vez definido el marco metodológico, en el cuarto apartado se estiman los costes externos del transporte en Euskadi. En el quinto y último apartado se extraen algunas conclusiones e implicaciones políticas.

2. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LAS EXTERNALIDADES: EL CASO DEL TRANSPORTE

Un efecto externo o externalidad se dice que ocurre cuando las decisiones de producción o consumo de un agente afectan de manera involuntaria al bienestar o utilidad de otro agente, sin que exista ningún tipo de compensación entre ellos (Perman *et al*, 1996). En el marco de la economía del medio ambiente, la infravaloración de los recursos naturales (y su consiguiente sobreexplotación) obedece a la ineficiencia del mecanismo de mercado ante la presencia de externalidades³. Una vez internalizadas el mercado garantiza una asignación eficiente de estos recursos. Así, el análisis de externalidades

¹ Resolution No. 98/1 on the Policy Approach to Internalising the External Costs of Transport (CEMT/CM(98)5/FINAL). Copenhagen, 26-27 de mayo de 1998; Consejo Europeo de Gotemburgo (2001); Informe de la primera lectura de la propuesta de revisión de la Directiva 1999/62, el Parlamento Europeo (20.04.2004).

² La política medioambiental europea, según el art. 174.2 del Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea, «se basará en los principios de cautela y de acción preventiva, en el principio de corrección de los atentados al medio ambiente, preferentemente en la misma fuente, y en el principio de quien contamina paga».

³ Si bien teóricamente las externalidades pueden ser positivas o negativas, se considera que no existen externalidades positivas significativas en el uso de las infraestructuras de transporte (Nijkamp, 2001).

se fundamenta en la pérdida de bienestar social que se deriva de unos precios de mercado que no reflejan correctamente la escasez de recursos (aire limpio, ruido, etc.).

Al carecer de un mercado donde las personas expresen directamente sus preferencias, la valoración económica de las externalidades recrea un mercado artificial estimando las preferencias de las personas a través de indicadores monetarios que reflejan la disposición a pagar (DAP) por una mejora ambiental o la disposición a ser compensado (DAC) por una reducción de calidad ambiental⁴. Básicamente existen dos formas de aproximar este valor: a través de las preferencias reveladas por las personas en otros mercados (métodos indirectos) o a través de las preferencias declaradas directamente por las personas (métodos directos). Esta clasificación no implica que los métodos de valoración económica de externalidades sean sustitutivos sino que, en general, se consideran complementarios (Azqueta, 1994).

En los métodos de valoración directos, el valor económico de una externalidad se estima en base a un bien mercantil cuyo precio está influido por ésta, es decir, en base a las preferencias que las personas *revelan* en su comportamiento en mercados reales. En función de la relación existente entre la externalidad y el bien mercantil, Azqueta (2002) los subdivide de

la siguiente manera: en caso de existir sustituibilidad entre ambos bienes, se utilizan los métodos de costes de reposición, costes evitados o los métodos basados en funciones de producción; por el contrario, en caso de existir complementariedad, se emplean los métodos de precios hedónicos o coste de viaje. Si bien el método de costes de reposición cuantifica un recurso en base al coste que supondría volver a la situación anterior al daño producido, el método de los costes evitados obtiene el valor de mercado de un bien ambiental a través de los costes que se evitan. Por su parte, los métodos basados en funciones de producción estiman sobre bases científicas funciones dosis-respuesta que miden la relación entre el receptor (personas, vegetación, etc.) y una emisión contaminante. Cuando se pretende distinguir todos los atributos que explican el precio de un bien para discriminar la importancia cuantitativa de la externalidad considerada, se habla del método de precios hedónicos. Por último, el método del coste de viaje estima el valor de un área natural a través del gasto en transporte que las personas están dispuestas a asumir para acceder al mismo, prestando especial atención al tiempo empleado.

Los métodos anteriores son aplicables cuando existe un valor de uso. Sin embargo, cuando un bien tiene un valor de no-uso es necesario acudir a métodos de estimación directa que permitan obtener las preferencias *declaradas* por las personas mediante encuestas o cuestionarios, ya sea por el método de valoración contingente o por el de ordenación contingente. Al incluir tanto valores de uso como de no-uso, estos métodos incluyen más elementos de valor y su utili-

⁴ A nivel teórico la DAP y la DAC deberían ser similares. Sin embargo, empíricamente nos encontramos asimetrías en la valoración que hacen las personas de las pérdidas y ganancias; algo que, sin embargo, no sorprende en otras ciencias, como la psicología, que lo denomina «disonancia cognitiva». (Pearce y Turner, 1995)

zación ha recibido creciente aceptación en los años noventa⁵. El método de valoración contingente consiste en preguntar directamente a las personas lo que estarían dispuestas a pagar o recibir en compensación por un beneficio o pérdida ambiental. Por su parte, la ordenación contingente pide al encuestado que ordene una colección de alternativas de calidad ambiental y precio. Aplicados al campo de la salud, en el método de análisis conjunto (Conjoint Analysis) se pide elegir entre diferentes opciones de nivel de riesgo y dinero, mientras que en el método de lotería estándar (Standard Gamble) se mide el riesgo de muerte que una persona está dispuesta a asumir para evitar un determinado problema de salud.

La valoración económica de las externalidades presenta serias limitaciones derivadas fundamentalmente de las premisas ideológicas que sustentan la ortodoxia económica, esto es, la lógica del mercado como mecanismo de asignación de valor. Efectivamente, atribuir al mercado la capacidad de corregir la degradación ambiental que éste mismo ha generado puede resultar contradictorio dado que mantiene una visión mercantilista y atiende tan sólo al valor utilitarista de las cosas (Bermejo, 2001). Los bienes con valores existenciales, sin embargo, no pueden ser reducidos a esta consideración. Además, los métodos de valoración descritos se ven delimitados por otros factores: ética antropocéntrica, consideración

exclusiva de las preferencias individuales del consumidor, incertidumbre científica sobre multitud de efectos (niveles de contaminación, interacciones sinérgicas, inconsistencias de modelos, etc.), inclusión de elementos imponderables como la vida o el sufrimiento, o la falta de objetividad de un mercado virtual, entre otros. Alternativamente, la valoración de situaciones complejas (como las que rodean a las cuestiones económico-ambientales) ha recibido un considerable empuje gracias a los métodos de valoración multicriterio, que incluyen criterios multidimensionales, multitud de actores e información tanto cuantitativa como cualitativa. En ausencia de una única solución óptima, la valoración multicriterio se centra en la calidad del proceso de toma de decisiones, que se dota de mayor legitimidad dado que, cualquiera que sea el resultado, éste es fruto de un consenso (AEMA, 1999).

Sin embargo, a pesar de las limitaciones inherentes a la reducción a valores monetarios de magnitudes en multitud de ocasiones imponderables, la utilización de este tipo de herramientas se considera esencial para que las repercusiones socioambientales de la actividad económica sean incluidas en los procesos de toma de decisiones empresariales y gubernamentales. Así, los incuestionables avances científicos en esta materia legitiman la toma en consideración de los costes ambientales y sociales hasta ahora menospreciados en el marco económico actual.

Incorporando las técnicas de valoración anteriormente descritas, la investigación sobre costes externos del transporte y los instrumentos más efectivos para su internalización ha avanzado considerablemente en las últimas décadas. Una somera revisión de la literatura sobre

⁵ En 1993 y tras una polémica sentencia del Tribunal de Apelación del Estado de Ohio se conformó un panel de expertos encabezado por dos premios Nobel: Arrow y Solow. El Informe del Blue Ribbon Panel concluía que el método de valoración contingente era capaz de proporcionar estimaciones fiables para los valores de no-uso correspondientes a los usuarios pasivos (Azqueta, 1994).

externalidades del transporte nos lleva a concluir que mientras el cálculo de algunos efectos se encuentra en estado avanzado o avanza a gran velocidad, en otros aspectos la investigación se encuentra aún en estado embrionario. Así, mientras la valoración económica del cambio climático o de los efectos sobre la salud de determinados contaminantes se encuentra bastante avanzada, la información es

escasa en lo que se refiere a los efectos de la contaminación atmosférica sobre los ecosistemas.

El cuadro n.º 1 recoge de modo esquemático las estimaciones más recientes de costes externos del transporte. La heterogeneidad de los estudios se refleja tanto en los efectos como en los modos de transporte considerados.

Cuadro n.º 1

Estimaciones de costes externos del transporte a nivel europeo

País/Región	% PIB	Año base	Externalidades								Modos				Fuente
			1	2	3	4	5	6	7	8	C	F	M	A	
UE + Suiza + Noruega	4,60	1990													INFRAS/IWW, 1995
UE + Suiza + Noruega	4,00	1998													ECMT, 1998
UE + Suiza + Noruega	8,30	1995													INFRAS/IWW, 2000
Países Bajos	1,13	1995													Friedrich y Bickel, 2001
Reino Unido	1,00	1997													Friedrich y Bickel, 2001
Bélgica	1,80	1998													Friedrich y Bickel, 2001
Proyecto EST (Alemania y otros)	6,00	1990													OCDE, 2002
Italia	9,14	1999													Amici della Terra, 2002
Europa central y oriental	14,00	1995													OCDE, 2003
UE + Suiza + Noruega	8,00	2000													INFRAS/IWW, 2004

Fuente: Elaboración propia.

Externalidades: (1) Accidentes, (2) Ruido, (3) Contaminación del aire, (4) Cambio climático, (5) Biodiversidad y paisaje, (6) Efectos urbanos, (7) Efectos indirectos, (8) Congestión

Modos de transporte: (C) Carretera, (F) Ferrocarril, (M) Marítimo, (A) Aéreo

A grandes rasgos, podemos dividir los estudios anteriores en dos grupos en función de la metodología empleada: los estudios basados en la metodología de INFRAS/IWW y los estudios basados en la metodología de UNITE (incluyendo otros proyectos europeos como ExternE o TRENEN). Si bien ambas metodologías comparten valor de la vida estadística y procedimiento de transferencia de valores, las diferencias más significativas se deben a las fuentes de datos, la metodología de cálculo de los costes por accidentes, el coste unitario del cambio climático y la metodología de cálculo de los costes por contaminación (INFRAS/IWW, 2004). Sin embargo, aunque a primera vista pudiera parecer que las valoraciones de costes externos del transporte a nivel europeo muestran claras divergencias —lo cual cuestionaría la robustez de sus resultados—, según un reciente meta-análisis de varios estudios europeos (entre los que se encuentran INFRAS/IWW, ECMT, Amici Della Terra y UNITE) las mayores diferencias en las estimaciones de costes externos se explican por la especificidad de la situación analizada y el tipo de coste calculado (Quinet, 2004). El autor concluye que las estimaciones de costes externos son fiables para la toma de decisiones políticas y sus resultados transferibles dentro de la Europa occidental.

3. EXTERNALIDADES DEL TRANSPORTE: DEFINICIÓN Y METODOLOGÍA DE CÁLCULO

La metodología empleada para la estimación de costes externos del transporte en Euskadi se basa en los últimos avances en el estado del arte. Más concreta-

mente, se parte del marco metodológico desarrollado por el Instituto de Política Económica (IWW) de la Universidad de Karlsruhe (Alemania) y la consultora medioambiental INFRAS (Suiza). Desde principios de los años noventa ambas organizaciones han trabajado conjuntamente en el establecimiento de una metodología común europea para el cálculo de costes externos del transporte, plasmada en varias publicaciones que gozan de gran aceptación entre la comunidad científica⁶. La OCDE (2003), por ejemplo, ha empleado este enfoque para estimar los costes externos del transporte en la Europa central y oriental. Asimismo, los resultados alcanzados han sido aceptados *de facto* por la Unión Europea en varios documentos clave como el Libro Verde sobre tarificación del transporte (Comisión Europea, 1995) o el Libro Blanco del Transporte (Comisión Europea, 2001).

Dado que Euskadi carece de valoraciones monetarias de efectos ambientales y sociales, se ha optado por trasladar los resultados de estudios a nivel europeo (recopilados en los sucesivos trabajos de INFRAS/IWW) a la realidad del volumen de transporte y emisiones de esta Comunidad Autónoma. Para ello, se asume que la disposición a pagar por reducir determinados daños es función de la renta y, por tanto, se ajusta en base a ésta (medida en paridad de poder adquisitivo). Este procedimiento de transferencia de valores ha sido empleado por el proyecto europeo de investigación UNITE así como por la OCDE (2003). En el año base de este estudio (2000), la renta *per cápita* vasca era equivalente a la renta

⁶ INFRAS/IWW (1995; 2000; 2004).

per cápita media europea⁷. La elección de año base y metodología nos permite comparar los resultados alcanzados con diferentes países de nuestro entorno, no sólo de la Europa occidental sino de la Europa central y oriental. Por último, es importante tener en cuenta que este artículo analiza las externalidades desde el punto de vista individual; es decir, se consideran costes externos todos aquellos costes que el usuario no paga. Se asume, por tanto, que los impuestos sobre el transporte que pagan los usuarios obedecen principalmente a los costes de infraestructuras, no considerados en este estudio.

El presente apartado se estructura en ocho categorías de coste: accidentes, ruido, contaminación del aire, cambio climático, biodiversidad y paisaje, efectos urbanos, efectos indirectos y congestión⁸.

3.1. Accidentes de tráfico

El transporte motorizado tiene en los accidentes de tráfico una de las repercusiones más trágicas para la sociedad. A pesar de experimentar un descenso drástico respecto a décadas precedentes, durante los noventa fallecieron 2.413 personas en las carreteras vascas y se registraron más de 65.000 heridos. Los accidentes de tráfico en la Unión Europea son la primera causa de muerte para las personas menores de 45 años (AEMA, 2003). Sin embargo, todos los modos de transporte no comparten los mismos niveles

de accidentabilidad. Si bien el 99,5% de los muertos en accidente de tráfico durante el año 2000 se produjeron en la carretera, esta abrumadora diferencia no sólo se explica por la mayor proporción de pasajeros transportados: la mortalidad en la carretera ponderada por los pasajeros transportados es veinte veces mayor que en ferrocarril y quince veces mayor que en avión (Comisión Europea, 2002).

El coste externo por accidentes de tráfico se construye a partir de la suma del valor del riesgo (pérdidas de utilidad y sufrimiento de las víctimas), las pérdidas de capital humano (pérdidas netas de producción por acortamiento de la vida) y otros costes (médicos, administrativos, judiciales, etc.) menos las transferencias a seguros privados. El coste externo resultante se multiplica por el número de muertos y heridos para posteriormente distribuirse por modo de transporte atendiendo a la responsabilidad del accidente⁹. Aunque en algunas ocasiones se haya criticado que parte del riesgo es interno dado que el usuario elige utilizar un modo de transporte más arriesgado que otro, se defiende la naturaleza íntegramente externa del mismo debido a que es prácticamente imposible que un usuario lo valore adecuadamente al tratarse de probabilidades muy pequeñas (INFRAS/IWW, 2000).

Una de las variables fundamentales sobre las que descansa el cálculo de esta categoría de coste (y en general, del cálculo de externalidades) es el valor del riesgo o valor de la vida estadística (comúnmente conocido por sus siglas en inglés:

⁷ EUSTAT (Indicadores estructurales de la CAE): CAPV/UE15 (2000) = 101.

⁸ Un análisis más exhaustivo de las externalidades del transporte en Euskadi y sus efectos se encuentra en Hoyos (2005).

⁹ La responsabilidad del accidente se aproxima a través del riesgo de accidente por vehículo-km según estadísticas de la Unión Europea.

VSL, *Value of Statistical Life*). Aunque la valoración económica de la vida es objeto de gran controversia (fuera y dentro del ámbito económico), los economistas ortodoxos coinciden en que si bien nadie expresaría el valor de su vida en dinero, sí se puede aproximar este valor a través de la DAP o DAC que expresan las personas ante diferentes situaciones de riesgo. En otras palabras, si la DAP por reducir el riesgo en 1/10000 es 100 €, el valor de la vida estadística es 1 millón €¹⁰. El método más aceptado para valorar la vida estadística es la valoración contingente dado que los estudios de preferencias reveladas muestran divergencias considerables en función del contexto, lo cual dificulta la extrapolación de resultados (Nellthorp *et al*, 2000). Sin embargo, esto no significa que la valoración contingente esté exenta de críticas. Una conferencia internacional sobre la valoración de las consecuencias de accidentes en la carretera en 1994 puso de manifiesto que la valoración contingente sobreestimaba los resultados debido a problemas relacionados con el marco de referencia y alcance (INFRAS/IWW, 2000). La inquietud era lógica dado que, como señalan Nellthorp *et al* (2000: 5), «si las respuestas dependen débilmente de la magnitud de la reducción de riesgo, de estos estudios pueden derivarse casi cualquier valor estadístico de la vida.» Sin embargo, incorporando estas críticas en el diseño, estudios más recientes han concluido en resultados más robustos combinando la valoración contingente con lotería estándar

(Jones-Lee *et al*, 1999; citado en INFRAS/IWW, 2000).

Como consecuencia de lo anterior, las valoraciones monetarias de la vida estadística han ido descendiendo a lo largo de la década pasada. Así, el proyecto ExternE optaba por valorar la vida en 3,1 millones €, a partir de la media de estudios de valoración contingente y precios hedónicos realizados en los años 70 y 80. Si recogemos el estado actual del arte, las investigaciones más recientes a nivel europeo como el proyecto UNITE o INFRAS/IWW (2004) coinciden en un valor de la vida estadística en Europa de 1,5 millones €. Más recientemente, la OCDE (2003) también ha optado por este valor. Éste será, asimismo, el valor de la vida estadística en Euskadi.

3.2. Contaminación acústica

La emisión de ruido procedente del sistema de transporte se ha convertido en la mayor fuente de contaminación acústica en Europa (OMS, 2000b). Consustancial a la sociedad actual, el ruido no ha merecido la misma atención que otras formas de contaminación debido a un desajuste entre una percepción tradicional, que equipara sociedad ruidosa con sociedad dinámica, y una realidad objetiva, que muestra al ruido como una seria amenaza para nuestra salud¹¹. Efectivamente,

¹⁰ Implícitamente se asume que existe linealidad entre riesgo y pago. Si bien esto puede resultar razonable para un rango pequeño es indefendible para rangos grandes de niveles de riesgo (Friedrich y Bickel, 2001)

¹¹ La Agencia Suiza de Medio Ambiente señala que los efectos adversos del ruido de camiones por el día tienen aproximadamente la misma magnitud que los efectos provocados por la emisión de contaminantes (CO, NOx, etc.), y pasan a ser predominantes durante la noche. No es de extrañar, por tanto, que una vez aceptados universalmente los efectos dañinos de las emisiones de contaminantes, el ruido ambiental empiece a convertirse en materia de interés público (SAEFL, 2002).

la Organización Mundial de la Salud destaca numerosos efectos nocivos del ruido sobre la salud de las personas: problemas de audición, dificultades de comunicación oral, trastornos en el sueño y descanso, efectos psicológicos y fisiológicos, menor rendimiento laboral y académico, afecciones cardiovasculares, malestar e interferencias en las actividades (OMS, 1999a). Estos efectos son mayores en determinados grupos de población considerados especialmente vulnerables: población infantil y tercera edad, personas enfermas, personas con dificultades de audición y visión, y los fetos.

La valoración económica del ruido se ha calculado agregando a la DAP por la reducción del nivel de ruido el coste para la salud pública de las afecciones derivadas de la exposición a niveles intolerables de ruido¹². En general, según el método de valoración empleado (costes evitados, valoración contingente, precios hedónicos, etc.), las externalidades del ruido varían entre un 0,2% y un 0,6% del PIB. No obstante, la valoración contingente, método empleado en este estudio, es el método que más elementos de valor contiene y sus resultados coinciden con los alcanzados en el proyecto europeo UNITE (Nash, 2002).

En primer lugar, la DAP se obtiene mediante encuestas a la población. Varios estudios empíricos europeos han resultado en funciones lineales con pendientes similares, de alrededor del 0,11% de la

renta *per cápita* (INFRAS/IWW, 2000). Trasladado al País Vasco, una persona estaría dispuesta a pagar 21,6 € por reducir un dB (A) el nivel de ruido que soporta. Si a esto le añadimos que el estándar de ruido aceptable se establece en los 55 dB (A), obtenemos la siguiente función de disposición a pagar: $DAP (\text{€}) = 21,60 \cdot \text{dB(A)} - 1.188$. El segundo componente de los costes externos por ruido está formado por los riesgos para la salud. Diversas investigaciones llevadas a cabo en Europa han concluido que la exposición al ruido del transporte aumenta el riesgo de sufrir un infarto en un 20% para niveles de ruido entre 65 y 70 dB (A), y hasta un 30% para niveles superiores a 70 dB (A) (INFRAS/IWW, 2000). A partir de los datos de población expuesta a distintos niveles de ruido y del número de infartos cardíacos en Euskadi, podemos calcular el número de infartos a consecuencia del ruido, para posteriormente proceder a su valoración económica¹³.

En la actualidad, Euskadi carece de un mapa de ruidos que establezca el número de personas expuestas a diferentes niveles sonoros procedentes del transporte. No obstante, estos datos han sido extrapolados de las estadísticas europeas para el Estado español contenidas en INFRAS/IWW (2004). Por su parte, los datos referentes al número de infartos provienen de las estadísticas de Osakidetza. Los resultados obtenidos se asignan a los distintos modos de transporte en función del agente emisor del ruido.

¹² Dado que el ruido provocado por el ferrocarril es percibido como menos molesto (tal y como se refleja en la legislación de numerosos países europeos) se le aplica una bonificación de 5 dB(A) (INFRAS/IWW, 2000).

¹³ El aumento de mortalidad se valora según el valor de la vida estadística explicado en el apartado anterior. En este caso no se tienen en cuenta las pérdidas futuras de producción al tratarse de personas de edad avanzada.

3.3. Contaminación atmosférica

El transporte, pese a haber disminuido notablemente algunas emisiones, ha aumentado su participación en las emisiones totales y es la principal fuente de contaminación atmosférica en áreas urbanas (AEMA, 2002). La contaminación del aire repercute gravemente sobre la salud de las personas, los ecosistemas y los materiales. La OMS recoge de forma exhaustiva numerosos problemas de salud debido a la contaminación del aire: enfermedades respiratorias y cardiovasculares, cáncer, leucemia infantil, etc. (OMS, 2000a). Así, mientras la mayoría de las sustancias contaminantes afectan al aparato respiratorio, cardiovascular o nervioso (CO , NO_x , SO_2 , etc.), se ha probado que algunas sustancias como el benceno y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) son cancerígenas para los seres humanos. Los agentes contaminantes emitidos por el transporte tienen también numerosos efectos sobre el medio natural y los materiales: corrosión y ensuciamiento de materiales, ecotoxicidad en las cosechas, así como acidificación, eutrofización y ecotoxicidad en los ecosistemas terrestres y acuáticos. Además, las alteraciones que provocan los agentes contaminantes sobre la composición química de la atmósfera causan graves problemas ambientales como la lluvia ácida, la destrucción de la capa de ozono o el cambio climático. No obstante, debido a su especial incidencia sobre el cambio climático, los gases de efecto invernadero (GEI) serán objeto exclusivo de análisis en el apartado siguiente, mientras que este apartado se centrará en el resto de agentes contaminantes.

La metodología empleada para la valoración económica de la contaminación del

aire considera cuatro elementos de coste: impactos sobre la salud humana, impactos sobre los materiales y edificios, pérdidas en las cosechas agrícolas y daños a la masa forestal. Según el procedimiento de asignación se distinguen básicamente dos enfoques metodológicos: asignación arriba-abajo (transferencia de valores unitarios de estudios existentes) y asignación abajo-arriba (modelos que estiman valores para situaciones concretas de transporte). Mientras INFRAS/IWW (2000; 2004) y OMS (1999) optan por la primera opción, ExternE (Comisión Europea, 1999) y UNITE (Nash, 2002) se decantan por la segunda, principalmente debido a que es una metodología más adecuada para el cálculo de costes marginales.

Dada la abundancia de estudios empíricos, la valoración de los impactos sobre la salud se puede considerar bastante significativa (INFRAS/IWW, 2000). En este caso, se parte de las conclusiones de la *Conferencia Ministerial de la Organización Mundial de la Salud sobre Medio Ambiente y Salud* donde la mortalidad y morbilidad se estiman a partir de los niveles medios de exposición a PM_{10} ponderados por la población en Austria, Suiza y Francia (OMS, 1999b). El cuadro n.º 2 recoge la DAP por efectos sobre la salud de la contaminación del aire y la variación en el número de incidencias (por millón de habitantes) como consecuencia de un aumento en la concentración de partículas de 10 mg/m^3 y su estimación para Euskadi en 2000¹⁴.

Más recientemente, un programa de investigación sobre los efectos sobre la salud de la contaminación del aire financiado

¹⁴ Se toma como valor de exposición a PM_{10} ponderados por la población en Euskadi la cifra de 9 µg/m^3 .

Cuadro n.º 2

**DAP y consecuencias para la salud
de la contaminación atmosférica en Euskadi**

	OMS		Euskadi	
	Valor (€)	Incidencias	Incidencias	Coste (€)
Mortalidad a l/p (adultos >=30 años)	915.000	350	652 596.	452.815
Hospitalizaciones por problemas respiratorios	7.870	70	317 2	.491.785
Hospitalizaciones por problemas cardiovasculares	7.870	321	59	4.705.077
Bronquitis crónica (adultos >= 25 años)	209.000	413	769	160.761.960
Bronquitis infantil (menores de 15 años)	131	4.216	7.852	1.028.629
Días de actividad restringida (adultos >= 20 años)	94	251.009	467.494	43.944.457
Ataques de asma (menores de 15 años)	31	2.444	4.552	141.107
Ataques de asma (adultos >= 15 años)	31	6.279	11.694	362.526
Coste total de los efectos sobre la salud				809.888.356

Fuente: INFRAS/IWW (2000) y OMS (1999b) y elaboración propia¹⁵.

por la Comisión Europea y realizado en 26 ciudades de 12 países europeos, entre las que se encuentra Bilbao, señala que la reducción del nivel de PM₁₀ en 5 µg/m³ evitaría 18 muertes prematuras por cada 100.000 habitantes en el entorno del Bilbao metropolitano (APHEIS, 2004). La extrapolación de estos resultados, revela que la reducción del nivel de contaminación atmosférica provocada por el tráfico evitaría 664 muertes prematuras en Euskadi lo que confirma los resultados presentados en el cuadro anterior. En otras palabras, al igual que ocurre en países del entorno la contaminación atmosférica en Euskadi provoca más del doble de muertes que los accidentes de tráfico.

Sin ser tan abundante como los efectos sobre la salud, la valoración económica de los daños a materiales, cosechas y bosques se basa en los resultados de diversos estudios llevados a cabo en Suiza según las siguientes fórmulas (INFRAS/IWW, 2000):

Pérdidas en las cosechas agrícolas (PCA):

$$PCA = \alpha \cdot (\text{Emisiones NO}_x / \text{Area}) \cdot \text{producción agraria}$$

donde $\alpha = 0,0037 \text{ Km}^2 / \text{ton}$

Impactos sobre los materiales y edificios (IME):

$$IME = \beta \cdot (\text{Emisiones NO}_x / \text{Area}) \cdot \text{superficie edificada}$$

donde $\beta = 0,322 \text{ €} / \text{ton}$

¹⁵ Dado que el riesgo de mortalidad aumenta con la edad, el valor de la vida estadística se reduce al 61% del valor estimado de 1,5 millones € (OMS, 1999b).

Daños a la masa forestal (DMF):

$$\text{DMF} = \eta \left(\frac{\text{Emisiones NOx}}{\text{Area}} \right) \cdot \text{área forestal}$$

donde $\eta = 0,025 \text{ € / ton}$

Una vez obtenidos los costes externos totales por contaminación, éstos son asignados a los distintos modos de transporte en base a los factores de emisión más actuales contenidos en INFRAS/IWW (2004). Por último, es importante reseñar que en el caso del ferrocarril se incluyen las emisiones indirectas (procedentes de la producción eléctrica).

3.4. Cambio climático

El cambio climático hace referencia a la inquietud de la comunidad científica acerca de los efectos del acelerado calentamiento de la atmósfera ocasionado por la actividad humana. Si bien los efectos socioeconómicos del calentamiento global resultan controvertidos, el diagnóstico es unánime: la temperatura media mundial aumentará durante el siglo *xxi* a niveles sin precedentes en los últimos 10.000 años (IPCC, 2001). El cambio climático constituye, por lo tanto, una seria amenaza para la supervivencia de la vida en el planeta.

El método de cálculo de los costes del cambio climático consiste básicamente en multiplicar las emisiones de carbono por un factor de coste. La elevada incertidumbre científica sobre los efectos globales a largo plazo se traslada al análisis económico en forma de numerosas hipótesis y escenarios. Dicha incertidumbre se debe a que los impactos —y su valoración— dependen en buena medida de

las emisiones futuras de GEIs, de la sensibilidad del clima a las concentraciones de estos gases, de la variación regional en el cambio global, de los efectos de los desastres, de las medidas de adaptación llevadas a cabo y de la valoración de las generaciones futuras. Así, los resultados de las estimaciones de costes son extremadamente sensibles tanto a las hipótesis básicas como a los métodos de valoración. Las hipótesis básicas se refieren fundamentalmente a la tasa de descuento y horizonte temporal, el impacto potencial, la función del daño empleada, el ritmo de cambio climático considerado, el método de agregación del daño individual, o la metodología de valoración del impacto sobre los ecosistemas (Comisión Europea, 1999).

Según el método de valoración económica, los estudios sobre costes del cambio climático pueden dividirse en tres grupos: estudios basados en costes de reposición, en valoración contingente y en costes evitados. En el primer caso, los costes se estiman a través del daño que el calentamiento global pueda provocar sobre la salud de las personas y los ecosistemas. La valoración contingente obtiene mediante encuesta la DAP/DAC de las personas por la prevención del cambio climático. Por último, el método de costes evitados estima el coste de las medidas a emprender para reducir las emisiones hasta un límite concreto.

En consecuencia, la literatura revisada muestra marcadas diferencias en cuanto a los resultados obtenidos. La evidencia empírica basada en el método de costes de reposición (Comisión Europea, 1999; Friedrich y Bickel, 2001) revela unos costes unitarios considerablemente bajos (2,4 €/tCO₂). Esto es debido a que este

método sólo incluye daños razonablemente conocidos y excluye, por tanto, daños que aún no se conocen o no pueden ser evaluados. Los resultados obtenidos mediante valoración contingente tampoco han sido satisfactorios debido a que las personas entrevistadas carecían de información suficiente para valorar económicamente las consecuencias del cambio climático (INFRAS/IWW, 2000).

Actualmente, el método más empleado para estimar los costes del calentamiento global es el de costes evitados, si bien las estimaciones varían enormemente en función de los objetivos planteados. Así, la Conferencia Europea de Ministros de Transporte (ECMT) estimaba en 1998 el coste marginal de cumplir Kyoto en 50 €/tCO₂ (INFRAS/IWW, 2000). A nivel internacional, mientras el Segundo Informe de Evaluación del IPCC estimaba un coste marginal del impacto de la emisión de dióxido de carbono de entre 1 y 34 \$/tCO₂, estudios posteriores lo situaban entre 2 y 47 \$, considerando que en general debería optarse por un coste marginal no superior a los 14 \$/tCO₂ (Tol *et al*, 2001). El último informe del IPCC (2001) señala que Europa podría alcanzar unas pérdidas anuales de PIB en 2010 de entre el 0,31% y 1,5% a consecuencia del cambio climático, lo que supondría unos costes aproximados por tonelada de CO₂ emitida de entre 5 y 181 € (media 58 €)¹⁶. Capros y Mantzos (2000) han calculado que el precio sombra de cumplir el compromiso de Kyoto para la Unión Europea

(reducción de emisiones del 8%) se sitúa entre 5 y 38 €/tCO₂. En base a estos resultados, el proyecto UNITE opta por tomar un precio sombra de 20 € para los Estados miembros. Finalmente, INFRAS/IWW (2004) parte de las recomendaciones científicas de reducir a la mitad en 2030 las emisiones de CO₂ respecto a 1990 para calcular un precio sombra de 140 €/tCO₂.

Por precaución, parece razonable emplear estimaciones superiores a las obtenidas según los métodos de costes de reposición y valoración contingente. Sin embargo, elegir un precio sombra entre los estudios de costes evitados es más complicado dado que tan razonable es emplear criterios políticos como científicos. Con objeto de poder comparar resultados con la Unión Europea, este estudio opta por utilizar un precio sombra de 140 €/tCO₂¹⁷. No obstante, la incertidumbre que rodea la estimación de precios sombra y su influencia en el resultado final será objeto de un análisis de sensibilidad en el apartado 4.2.

3.5. Biodiversidad y paisaje

Las infraestructuras de transporte afectan de diversa manera a ecosistemas, fauna y flora: limitando hábitat naturales, alterando las dinámicas hidrológicas y los procesos naturales, contaminando los alrededores con sustancias químicas y ruido, provocando un efecto barrera para la fauna y la flora, etc. (Seiler, 2001). El porcentaje de ocupación de suelo por infraestructuras

¹⁶ Aproximación de los costes marginales en ausencia de comercio internacional de derechos de emisiones de carbono para los países europeos de la OCDE de entre 20 y 665 USD de 1990 por tonelada de carbono (IPCC, 2001).

¹⁷ Las emisiones del transporte aéreo se multiplican por un factor 2,5 (INFRAS/IWW, 2004).

de transporte en Euskadi duplica la media europea (Hoyos y Guillaumon, 2002).

La valoración económica de los efectos sobre la biodiversidad y el paisaje contempla dos tipos de efectos: los provocados por la provisión de la infraestructura (efecto barrera, disminución de la calidad del paisaje y pérdida de biotopos) y los efectos derivados de la utilización de la infraestructura (contaminación de suelo y agua). Desde el punto de vista económico, lo más adecuado sería valorar el daño según el método de valoración contingente. Sin embargo, dado que no existe ningún estudio de este tipo, la metodología más común es la valoración según el coste de reposición, es decir, mediante la estimación de los costes necesarios para que la red actual de transporte mejore hasta un nivel aceptable o neutro desde el punto de vista ambiental. En este sentido, y siguiendo la opinión de varios expertos, se toma el año 1950 como estado inicial sostenible, y por tanto, los daños a compensar se calculan a partir de esta fecha (INFRAS/IWW, 2000). Concretamente, se parte de la hipótesis de que retornar a 1950 supondría desellar el 100% de las autopistas y autovías, el 30% del resto de carreteras, el 10% de la red de ferrocarril y el 100% de las infraestructuras aeroportuarias. El siguiente paso es cuantificar las medidas de reparación y compensación de los diferentes componentes de coste. Así, en base a estudios empíricos se toman los siguientes valores (INFRAS/IWW, 2004): coste de desartificialización (30 €/m²), coste de restauración de biotopos (11 €/m²), coste de contaminación de suelos y aguas (37 €/m²) y otros costes como el efecto barrera, efectos visuales, etc. (11 €/m²). Por último, el coste total obtenido se divide entre el número de años (50). Los valores obtenidos son asignados

a los modos de transporte en función de unidad-coche¹⁸ para el transporte por carretera, y de los movimientos de trenes, aviones y barcos para el transporte ferroviario, aéreo y marítimo respectivamente.

La sensibilidad que muestran los resultados a las hipótesis de partida aconseja contrastar su plausibilidad con estimaciones realizadas a través de otros métodos de valoración. En primer lugar, el método de los costes evitados arroja unos resultados muy inferiores a los obtenidos por el método de los costes de reposición, lo cual tiene lógica dado que todos los daños no pueden evitarse. En segundo lugar, utilizando la valoración contingente se obtiene que el coste de reposición representa un 16% de lo que las personas estarían dispuestas a pagar por preservar la naturaleza, y parece razonable atribuir este porcentaje al transporte (INFRAS/IWW, 2000).

3.6. Efectos urbanos

La población europea se encuentra cada vez más concentrada en las áreas urbanas; en ellas residen siete de cada diez europeos. Al mismo tiempo, en ningún sitio son más patentes los efectos adversos del transporte motorizado como en los núcleos urbanos, donde la limitación de espacio agrava gran parte de los problemas expuestos a lo largo de este estudio. Este apartado se centra en la valoración de los costes que inflige el modelo territorial y urbanístico imperante (adaptado a las crecientes necesidades de los automóviles) sobre el resto de modos de transporte y la sociedad en general.

¹⁸ La unidad-coche supone aplicar al automóvil un coeficiente 1, a las motos 0,5, a los autobuses 3 y a los camiones 2,5.

Si bien los estudios elaborados por INFRAS/IWW son los únicos que añaden este efecto externo, su incorporación se justifica en base a un principio de justicia: la generalización del transporte por carretera conlleva una mayor escasez de suelo en las áreas urbanas, lo cual origina una serie de costes adicionales especialmente para los transportes no motorizados. La valoración económica de los efectos urbanos considera dos efectos concretos: la pérdida de tiempo para los peatones por el efecto separación que provocan las infraestructuras de transporte y la escasez de suelo urbano para otros modos de transporte distinto del vehículo privado. La valoración del efecto separación parte del caso de Zurich y de algunos estudios europeos (EUROMOS) tomándose un coste externo de 54,8 € por persona urbana¹⁹ y año para la carretera y 18,6 € por persona urbana y año para el ferrocarril (INFRAS/IWW, 2004). Por otro lado, la estimación del espacio disponible para bicicletas pretende ser una aproximación a la escasez de suelo en áreas urbanas, pudiendo interpretarse como los costes de compensación por la escasez de infraestructuras para los modos de transporte no motorizados. En este caso se opta por un coste de 13,1 € por persona urbana y año (INFRAS/IWW, 2004).

3.7. Efectos indirectos

A lo largo de los capítulos precedentes se han analizado las externalidades que provoca el uso de los diferentes modos de transporte. Sin embargo, el cálculo de las externalidades del transporte sería in-

completo si omitiera las provocadas en los procesos anteriores y posteriores al funcionamiento de los vehículos de transporte (efectos indirectos): producción de energía, fabricación y mantenimiento de vehículos, y construcción y mantenimiento de infraestructuras de transporte. De esta forma, el análisis de ciclo de vida tiene en cuenta todas las consecuencias ambientales desde la cuna hasta la tumba. Así, nos encontramos con que en determinadas ocasiones las emisiones indirectas superan considerablemente las emisiones debidas a la utilización de los vehículos. Este es el caso, por ejemplo, del SO₂ o las partículas en suspensión.

A pesar de que los efectos indirectos se refieren a efectos previamente analizados y valorados (principalmente la contaminación del aire y el cambio climático), se ha optado por calcular el coste de las emisiones indirectas de forma separada por razones de transparencia (INFRAS/IWW, 2000). Concretamente, los costes externos de los procesos anteriores y posteriores calculados en este estudio son tres: los de la contaminación del aire en los procesos anteriores, basada en los porcentajes de efectos indirectos y los costes de contaminación del aire previamente calculados; los de la contribución al cambio climático de los procesos anteriores, basada en los porcentajes de efectos indirectos y los costes de cambio climático previamente calculados; y el riesgo nuclear para la producción eléctrica. Este último coste se aplica exclusivamente al transporte por ferrocarril en base al mix eléctrico²⁰. Por el contrario, no se incluyen

¹⁹ Se considera persona urbana a aquellas personas que viven en municipios de más de 50.000 habitantes.

²⁰ La producción eléctrica de origen nuclear fue del 41% en 2000 (REE Boletín Estadístico de Energía Eléctrica, 31.12.2000) mientras que el consumo de energía del transporte por ferrocarril fue de 16,7 Ktep (EVE).

Cuadro n.º 3

Precios sombra para los efectos indirectos

	% Contaminación del aire	% Cambio climático	Riesgo nuclear (e/Kwh)
Motocicleta	0,15	0,21	
Automóvil	0,15	0,21	
Autobús	0,16	0,15	
Camión ligero	0,15	0,18	
Camión pesado	0,16	0,15	
Tren pasajeros	0,14	0,30	0,04
Tren mercancías	0,14	0,30	0,04
Avión pasajeros	0,06	0,02	
Avión mercancías	0,08	0,03	
Barco	0,22	0,31	

Fuente: INFRAS/IWW, 2004.

las emisiones indirectas de la producción eléctrica ya que éstas sí fueron incluidas en la valoración económica de la contaminación del aire y el cambio climático debidos al transporte por ferrocarril.

En base a la metodología descrita en los apartados de contaminación del aire y cambio climático, los costes externos por efectos indirectos se estiman según los porcentajes de emisiones indirectas contenidos en la cuadro n.º 3. Los resultados obtenidos se asignan a los distintos modos de transporte en base a pasajeros-km y toneladas-km.

3.8. Congestión

Los problemas ocasionados por la saturación de las vías de transporte van más allá de cuestiones técnicas, ya que

la congestión contribuye a la degradación del paisaje urbano y repercute gravemente en la competitividad de las economías locales y en la calidad de vida de las personas²¹. Así, la congestión acentúa los impactos ambientales adversos evaluados en capítulos precedentes: consumo de energía, contaminación del aire, ruido, ocupación de suelo urbano, etc. Al mismo tiempo, el estrangulamiento del tráfico provocado por el vehículo privado en áreas urbanas amenaza su habitabilidad e impone serias limitaciones al transporte público, peatones y ciclistas. Por último, la congestión del tráfico afecta a la productividad y competitividad global de la economía urbana imponiendo retrasos

²¹ El parque de vehículos de Euskadi se ha duplicado en los últimos 25 años: desde los 220 vehículos por cada 1000 habitantes en 1976 a los 446 en 2001 (Dirección General de Tráfico).

en la producción y afectando negativamente a la imagen competitiva de la ciudad como emplazamiento para empresas o actividades diversas²². Las vías más congestionadas en Euskadi son las que se sitúan alrededor de las tres capitales vascas.

La valoración económica de los costes de congestión tiene un tratamiento diferenciado debido a su naturaleza especial. Si bien el resto de externalidades analizadas reflejan el coste externo que el transporte impone a la sociedad en su conjunto, la congestión es un fenómeno dentro del sector transporte y por tanto es un elemento de coste que no debe ser añadido sin más a las externalidades clásicas (INFRAS/IWW, 2004). No obstante, en términos de eficiencia económica, la congestión se considera una externalidad debido a que el retraso adicional que impone a un usuario es muy superior al coste adicional que soporta, lo cual viola el principio por el cual los precios deben reflejar el coste marginal que imponen. Al mismo tiempo, se considera una externalidad en la medida en que inflige retrasos en los medios no motorizados y aumenta las emisiones contaminantes. En definitiva, las externalidades por congestión no se refieren a la suma total de costes sino a la diferencia entre costes marginales y costes medios.

Los costes externos de congestión empleados en el estudio de referencia se definen en base a la pérdida de bienestar social debida a la incorrecta utilización de las infraestructuras, es decir, la diferencia acumulada entre el coste social marginal

del usuario y la disposición a pagar de los usuarios para un nivel de calidad de servicio. En el marco de esta teoría, los costes de congestión aparecen únicamente en los modos de transporte donde los usuarios individuales deciden sobre la utilización de la infraestructura. Por consiguiente, el transporte por ferrocarril, aéreo y marítimo carecen de costes de congestión (INFRAS/IWW, 2000). La forma más adecuada de estimar los costes externos de congestión sería calculando el retraso marginal que provoca un vehículo adicional teniendo en cuenta la velocidad de circulación en cada segmento de la vía. No obstante, dado la dificultad que entraña esta metodología, es más común calcularlos a través de la suma de los tiempos adicionales de viaje originados por la congestión sobre unas condiciones de circulación fluida. Las funciones de coste de los usuarios se basan en la velocidad de circulación, donde la velocidad es función del volumen de tráfico. Cuando la circulación de vehículos sobrepasa la capacidad máxima los costes externos marginales se mantienen constantes (INFRAS/IWW, 2004).

En el caso Euskadi y ante la falta de información necesaria, los costes externos de congestión se obtienen a partir de las horas de congestión que sufre el entorno del Bilbao metropolitano y la frontera con Irún. Así, se considera que las horas en las que el tráfico permanece colapsado constituyen un coste externo dado que ningún usuario incluye en su valoración del viaje esta eventualidad. Una vez determinadas las horas de congestión y la composición del tráfico en los tramos congestionados (en base a las intensidades medias de tráfico), se descomponen los usuarios de la vía y sus costes de viaje según los datos

²² Respecto a la productividad de las empresas, el problema no es tanto que la congestión sea recurrente como impredecible, debido a que esta incertidumbre introduce costes adicionales.

Cuadro n.º 4

Motivos de viaje y valor del tiempo en los desplazamientos

	Motivo de viaje (en %)	Valor del tiempo (euros)
Negocios	18	21
Viajes domicilio-trabajo	34	6
Ocio	48	4
Camión ligero		41
Camión pesado		43

Fuente: INFRAS/IWW (2004) y Nash (2002).

del cuadro n.º 4. Por último, se han añadido los costes de congestión del paso fronterizo de Irún (GUITRANS, 2004).

4. COSTES EXTERNOS DEL TRANSPORTE EN EUSKADI

4.1. Resultados e interpretación

El cuadro n.º 5 recoge las principales variables que acompañan la estimación de costes externos para Euskadi. Los datos de transporte han sido estimados en base a la información de aforos de los territorios históricos de Bizkaia, Gipuzkoa y Araba (DFB, 2001; DFG, 2001; DFA, 2001) para el transporte por carretera, las estadísticas de RENFE, EUSKOTREN, FEVE y METROBILBAO para el transporte por ferrocarril, y las estadísticas del Ministerio de Fomento para el transporte aéreo y marítimo (MFOM, 2002).

Teniendo en cuenta las variables anteriores y la metodología explicada en el apartado anterior, los costes externos totales del transporte en Euskadi se esti-

man en 3.514 millones € en 2000, equivalente al 8,65% del Producto Interior Bruto (ver cuadro n.º 6). El transporte por carretera concentra la práctica totalidad de estos costes (95%), seguido del transporte aéreo (2%), el transporte por ferrocarril (2%) y el transporte marítimo (1%). Los accidentes de tráfico (25%), la contaminación del aire (23%) y el cambio climático (20%) constituyen las externalidades más gravosas para la sociedad.

Los costes externos del transporte de personas se valoran en 1.938 millones €, de los cuales el automóvil representa 1.701 millones € (88%). Los accidentes de tráfico representan la externalidad más destacada (33%), la carretera prácticamente la única responsable. Por detrás se sitúan el cambio climático (21%) y la contaminación del aire (13%). Por su parte, las externalidades del transporte de mercancías se estiman en 1.576 millones €. El transporte por carretera genera unas externalidades valoradas en 1.516 millones € (97%), como consecuencia de un desequilibrado reparto modal a su favor (90%). A diferencia de lo que ocurría en el trans-

Cuadro n.º 5

Transporte y principales variables socioeconómicas en Euskadi
Año 2000

	Transporte Mill pkm/tkm	Otros datos	
		Importe	Unidades
Motocicleta	58,39		
Automóvil	13.054,19		
Autobús	2.287,03		
Camión ligero	547,81		
Camión pesado	13.439,32		
Tren pasajeros	1.389,46		
Tren mercancías	874,90		
Avión pasajeros	1.364,75		
Avión mercancías	33,03		
Marítimo	609,00		
PIB		40.639	Millones €
Renta <i>per cápita</i>		19.638	€
Renta <i>per cápita</i> (PPA)		19.834	€
Población		2.069.400	Personas
Población urbana		1.045.236	Personas
Superficie		7.235,50	Km ²

Fuente: Elaboración propia.

porte de personas, en este caso la externalidad más importante es la contaminación del aire (36%), seguida del cambio climático (17%) y de los accidentes (15%).

La estimación de costes externos totales del transporte en Euskadi se sitúan 0,69 puntos por encima de la media europea, a pesar de que la movilidad global es un 40% menor²³. Esta diferencia obedece, entre otros, a los siguientes factores:

- a) La siniestralidad en las carreteras supera a la media europea: la tasa de accidentalidad por pasajero-km es un 25% más elevada (Hoyos, 2005). Ésto, lógicamente, eleva los costes por accidentes.
- b) El importante peso del transporte de mercancías por carretera en el territorio: la tasa de camiones por cada mil habitantes supera en un 30% a la media comunitaria (Hoyos y Guillamón, 2002), lo cual eleva los costes por contaminación del aire y congestión principalmente.

²³ Calculado a partir del ratio de vehículos-km entre población.

Cuadro n.º 6

Costes externos totales por categoría de coste y modo (mill €)
Año 2000

	Accids	Ruido	Contam	Clima	Biodiv	Urban	Indir	Cong	TOTAL	%
Motocicleta	13,78	1,35	0,24	0,88	0,44	0,12	0,22	0,00	17,04	0,5%
Automóvil	622,81	108,19	194,50	329,64	141,85	39,17	98,65	166,59	1.701,39	48,4%
Autobús	2,88	3,84	43,96	27,87	6,01	1,66	11,34	18,70	116,24	3,3%
Cam. ligero	73,31	42,45	107,38	40,48	33,39	9,22	23,70	49,43	379,36	10,8%
Cam. pesado	165,31	47,86	438,90	220,67	75,30	20,79	104,64	63,30	1.136,76	32,3%
<i>Carretera</i>	<i>878,08</i>	<i>203,68</i>	<i>784,97</i>	<i>619,54</i>	<i>257,00</i>	<i>70,97</i>	<i>238,54</i>	<i>298,02</i>	<i>3.350,80</i>	<i>95,4%</i>
Tren pasaj.	3,52	0,41	9,73	6,95	0,77	11,93	7,86	0,00	33,74	1,0%
Tren merc.	0,00	1,37	7,00	1,75	2,56	7,51	4,57	0,00	32,18	0,9%
<i>Ferrocarril</i>	<i>3,52</i>	<i>1,78</i>	<i>16,73</i>	<i>8,70</i>	<i>3,33</i>	<i>19,44</i>	<i>12,43</i>	<i>0,00</i>	<i>65,92</i>	<i>1,9%</i>
Avión pasaj.	0,00	6,60	2,73	51,87	7,36	0,00	1,21	0,00	69,77	2,0%
Avión merc.	0,00	0,84	0,53	6,61	0,94	0,00	0,24	0,00	9,16	0,3%
<i>Aéreo</i>	<i>0,00</i>	<i>7,44</i>	<i>3,26</i>	<i>58,48</i>	<i>8,30</i>	<i>0,00</i>	<i>1,45</i>	<i>0,00</i>	<i>78,93</i>	<i>2,2%</i>
<i>Marítimo</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>8,53</i>	<i>4,03</i>	<i>2,73</i>	<i>0,00</i>	<i>3,10</i>	<i>0,00</i>	<i>18,39</i>	<i>0,5%</i>
<i>Tpte pasaj.</i>	<i>642,98</i>	<i>120,39</i>	<i>251,15</i>	<i>417,20</i>	<i>156,44</i>	<i>52,88</i>	<i>119,27</i>	<i>185,29</i>	<i>1.938,18</i>	<i>55,2%</i>
<i>Tpte merc.</i>	<i>238,62</i>	<i>92,51</i>	<i>562,33</i>	<i>273,54</i>	<i>114,92</i>	<i>37,53</i>	<i>136,25</i>	<i>112,73</i>	<i>1.575,85</i>	<i>44,8%</i>
Total	881,60	212,90	813,48	690,75	271,36	90,41	255,52	298,02	3.514,03	100%
	25,1%	6,1%	23,1%	19,7%	7,7%	2,6%	7,3%	8,5%		
% PIB EUS	2,17%	0,52%	2,00%	1,70%	0,67%	0,22%	0,63%	0,73%	8,65%	
% PIB UE	1,75%	0,51%	1,95%	2,18%	0,22%	0,12%	0,53%	0,70%	7,96%	

Fuente: Elaboración propia.

c) La ocupación de suelo por infraestructuras de transporte dobla la media europea (Hoyos y Guillamón, 2002). Esto se traduce en una mayor fragmentación del territorio y consecuentemente en unos mayores costes por pérdida de biodiversidad y deterioro del paisaje.

d) Algunas características específicas de la región: orografía montañosa, alta densidad poblacional, región de paso del transporte peninsular

con Europa y el importante peso relativo de la industria pesada en la economía vasca. La concentración de la población en valles estrechos contribuye a elevar los costes por ruido, efectos urbanos y congestión por encima de la media europea.

Por su parte, el análisis de costes medios pone de manifiesto la mayor eficiencia del transporte ferroviario y marítimo respecto del transporte por carretera y aéreo (ver

Cuadro n.º 7

Costes externos, medios por categoría y modo en Euskadi (€/1000 pkm-tkm)
Año 2000

	TOTAL	Accids.	Ruido	Contam.	Clima	Biodiv.	Urban.	Indir.
Motocicleta	291,85	236,02	23,18	4,05	15,12	7,60	2,10	3,78
Automóvil	117,57	47,71	8,29	14,90	25,25	10,87	3,00	7,56
Autobús	42,65	1,26	1,68	19,22	12,18	2,63	0,73	4,96
Camión	100,34	17,06	6,46	39,06	18,67	7,77	2,15	9,18
Tren pasajeros	28,63	2,53	0,30	6,00	5,00	0,56	8,59	5,66
Tren mercancías	27,30	0,00	1,56	7,00	2,00	2,93	8,59	5,22
Avión pasajeros	51,12	0,00	4,84	2,00	38,01	5,40	0,00	0,89
Avión mercancías	277,22	0,00	25,45	16,00	200,04	28,40	0,00	7,33
Barco	28,75	0,00	0,00	14,00	5,18	4,48	0,00	5,09

Fuente: Elaboración propia.

cuadro n.º 7). Así, el automóvil conlleva unos costes externos medios estimados más de dos veces superiores al autobús y al avión y cinco veces superiores al ferrocarril. A su vez, el coste externo medio estimado del transporte de mercancías por ferrocarril, similar al marítimo, es un tercio del coste de transporte por carretera y la séptima parte del transporte aéreo. Los costes medios estimados del transporte aéreo son significativamente superiores, debido fundamentalmente a que transportan mercancías de alto valor específico.

El gráfico n.º 1 muestra cómo los costes externos medios estimados (excluida la congestión) tanto del transporte de pasajeros como del transporte de mercancías son en general similares en Euskadi y en la Unión Europea, aunque algunas diferencias requieren comentarios adicionales:

- Los costes externos medios estimados del automóvil en Euskadi

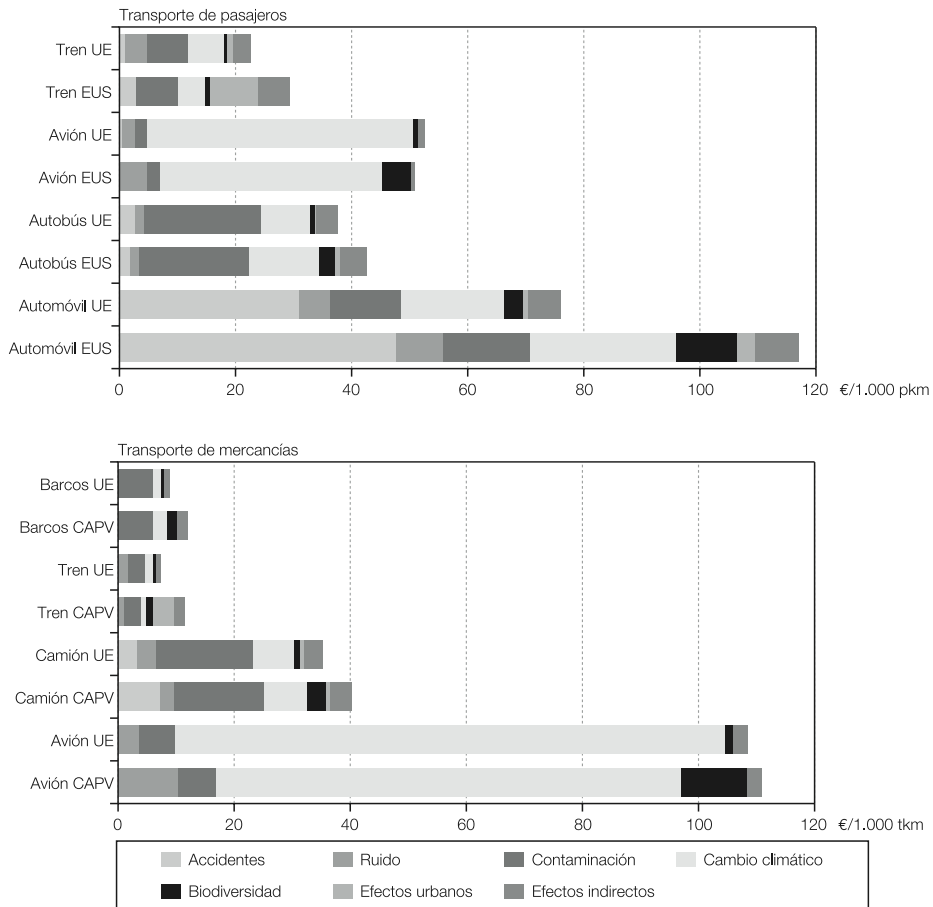
son superiores a la media europea principalmente debido a la mayor accidentabilidad de las carreteras vascas.

- Los costes externos medios estimados del transporte de personas y mercancías por ferrocarril en Euskadi son superiores a la media europea debido a que la mayor proporción de población urbana dispara los costes por efectos urbanos.

En términos relativos, la valoración económica de los costes externos en Euskadi en el año 2000 (8,65% del PIB) se sitúa 0,69 puntos por encima de la media europea (7,96% del PIB), por encima de países como Francia, Alemania o Italia, si bien por debajo de Grecia, Portugal o el Estado español (ver cuadro n.º 8). Por otro lado, los costes externos *per cápita* en Euskadi se estiman en 1.698 €, por encima del Estado español (1.137 €) o la

Gráfico n.º 1

Comparación de costes externos medios Euskadi y Unión Europea Año 2000



Fuente: Elaboración propia.

media comunitaria (1.466 €). Los costes externos *per cápita* pueden interpretarse como los costes que cada ciudadano está dispuesto a pagar cada año por prevenir las externalidades del transporte (Amici della Terra, 1999).

4.2. Análisis de sensibilidad

La estimación de costes externos del transporte incluye una gran incertidumbre, sobre todo en lo que respecta a los valores elegidos para determinadas variables. En

Cuadro n.º 8

Comparativa de costes externos en la Unión Europea
Año 2000

País	PIB (mill €)	Población (miles)	CET (mill €)	CET/PIB (% PIB)	CET <i>per cápita</i> (€)
Austria	204.840	8.103	17.797	8,69	1.741,34
Bélgica	248.340	10.239	24.479	9,86	1.983,39
Dinamarca	176.490	5.330	11.898	6,74	1.778,57
Finlandia	131.670	5.171	7.257	5,51	1.102,60
Francia	1.404.780	59.226	96.995	6,90	1.458,58
Alemania	2.025.530	82.164	165.408	8,17	1.742,01
Grecia	122.990	10.543	14.459	11,76	918,48
Irlanda	103.470	3.777	7.168	6,93	1.251,06
Italia	1.165.680	57.680	95.238	8,17	1.437,69
Luxemburgo	20.930	436	1.566	7,48	2.903,70
Países Bajos	401.090	15.864	34.731	8,66	1.594,34
Portugal	115.260	9.998	13.383	11,61	1.047,03
Estado español	608.790	39.442	62.041	10,19	1.136,70
Suecia	246.620	8.861	14.447	5,86	1.240,55
Reino Unido	1.547.900	59.623	114.727	7,41	1.384,62
Unión Europea	8.524.380	376.457	681.594	7,96	1.465,63
Euskadi	40.640	2.069	3.514	8,65	1.698,08

Fuente: Elaboración propia.

este apartado, mediante un análisis de sensibilidad se examina cómo varía la estimación de costes externos totales ante variaciones en algunas variables sensibles como el valor de la vida estadística, la DAP por reducir el nivel de ruidos y el precio sombra de la tonelada de CO₂ emitida. Concretamente, en base a la discusión planteada en los apartados correspondientes, se permitirá que la vida estadística varíe entre 0,75 y 2,5 millones €, la DAP por reducir los niveles de ruido entre un 0,08 y un 0,12% de la renta y el precio sombra de las emisiones de CO₂ entre 9 y 200 € por

tonelada. El cuadro n.º 9 resume los intervalos considerados para cada variable y la variación que sufre el resultado final.

Sin embargo, dado que los intervalos de sensibilidad varían tanto hacia arriba como hacia abajo, unas sensibilidades podrían compensarse con otras con lo que disminuiría el nivel de incertidumbre. Así, mediante una simulación informática realizada con el programa estadístico *R* (R Development Core Team, 2004) se extraen aleatoriamente valores para cada una de las tres variables y se analiza cómo varían los cos-

Cuadro n.º 9

Resultados más significativos del análisis de sensibilidad

Variable	Sensibilidad considerada	Intervalo de sensibilidad
Vida estadística	0,75-2,5 mill €	Entre -22 y +29%
DAP por ruido	15,71-23,57 € / dB(A)	Entre -0,01 y +0,003%
Precio sombra CO ₂	9-200 € / ton CO ₂	Entre -21 y +10%

Fuente: Elaboración propia.

tes totales²⁴. En consecuencia, los costes externos totales del transporte estimados en Euskadi ascenderían a 3.514 millones € de media (8,65% PIB), si bien con un 95% de probabilidades se situarían entre 2.936,72 millones € (7,23% PIB) y 4.091,35 millones € (10,07% PIB). De esta forma, el resultado final varía entre -/+16%.

5. CONCLUSIONES E IMPLICACIONES POLÍTICAS

Los costes externos totales del transporte en Euskadi en el año 2000 se han estimado en 3.514 millones € (equivalente al 8,65% del Producto Interior Bruto), pudiendo oscilar entre 2.937 y 4.091 millones € (7,23% y 10,04% del PIB)²⁵. El transporte por carretera concentra la práctica totalidad de estos costes (95%), seguido del transporte aéreo (2%), el transporte por ferrocarril (2%) y el transporte marítimo (1%). Los

accidentes de tráfico (25%), la contaminación del aire (23%) y el cambio climático (19%) son las externalidades más graves. En términos relativos, Euskadi se sitúa siete décimas por encima de la media europea (7,96% del PIB).

Las dinámicas actuales hacen prever un aumento de los costes totales y medios del transporte en Euskadi, a pesar de mejoras en productividad o tecnología. Esta afirmación se justifica por varias razones: tendencia de crecimiento del tráfico de vehículos; aumento de la disposición a pagar de los individuos con la renta; menores tasas de ocupación y mayores distancias recorridas por los vehículos; aumento de determinados elementos de coste como el cambio climático o los efectos de la contaminación conforme avanza el conocimiento científico; etc. Además, es previsible que los costes externos de congestión aumenten en Euskadi ante el agotamiento del modelo de permanente ampliación de la oferta de nuevas infraestructuras, como ha sucedido en la Unión Europea donde entre 1995 y 2000 la congestión ha aumentado un 56% (INFRAS/IWW, 2004).

La interpretación de estos resultados debe ir acompañada de cierta cautela al

²⁴ La distribución de probabilidad elegida para la toma aleatoria de valores es una distribución normal.

²⁵ No obstante, es importante destacar que los efectos descritos constituyen tan sólo una parte de los efectos reales, dado que sólo se valoran las externalidades que se conocen y para las que existen datos. Por ello, es posible que los costes externos del transporte se encuentren en general subestimados.

tratarse de una primera estimación de costes externos del transporte en Euskadi. Además, resulta conveniente leer, entender e interpretar los resultados de este estudio desde un enfoque arriba-abajo, entendiendo que cuanto mayor es el grado de agregación, mayor la robustez de los mismos. Al mismo tiempo, y dada la complejidad y relativa juventud de la materia, es indudable que persiste cierto grado de incertidumbre en la valoración económica de externalidades. No obstante, resulta indiscutible la existencia de un coste real, muy importante, que debe ser tomado en consideración dado que ignorar su cuantía acarrearía mayores errores que su evaluación con cierto grado de imprecisión (Amici Della Terra, 2002). Así, no es de extrañar que la Comisión Europea (1995: 2) señalara hace ya una década (cuando los costes se estimaban en el 5% del PIB comunitario): «la magnitud de costes totales es tan grande que la intervención pública resulta definitivamente necesaria». La valoración económica de externalidades es considerada una herramienta esencial para la inclusión de los costes socioambientales en los procesos de toma de decisión públicos y privados, especialmente en materia de transporte. En este sentido, las posibles divergencias en los resultados alcanzados por diversos estudios de costes externos a nivel europeo se explican por la especificidad de la situación analizada y del tipo de coste calculado lo cual, lejos de cuestionar su fiabilidad, las convierten en herramientas aptas para la toma de decisiones políticas dentro de la Unión Europea.

En base a las conclusiones anteriores se pueden extraer varias implicaciones para la política de transportes dado que, en la práctica, el cálculo de externalidades va a

permitir actuar tanto sobre la evaluación de inversiones como sobre la política tarifaria. En primer lugar, el análisis de externalidades permite entender que si bien la actividad económica requiere transporte, no toda mejora (en el sentido de ampliación de la oferta) en el sistema de transporte es beneficiosa para la economía. Esto es debido a que la toma de decisiones bajo un limitado número de parámetros puede contribuir a solucionar un problema (por ejemplo, la congestión en las carreteras) exacerbando otros (ocupación de suelo, contaminación del aire, daños a la salud, etc.). En segundo lugar, la internalización de los costes externos del transporte busca aumentar la eficiencia del transporte incorporando en las decisiones individuales de transporte los costes socioambientales. Si bien la tarificación de infraestructuras al coste marginal social es considerada teóricamente el instrumento más eficiente de internalización de externalidades, su implementación no sólo es complicada sino que puede resultar inapropiada²⁶.

La complejidad del reto que plantea conciliar transporte y medio ambiente requiere un marco más amplio, centrado en el concepto de sostenibilidad, con nuevos métodos y culturas de negociación política basados en la participación de multitud de agentes sociales. Sólo un enfoque holístico e interdisciplinar (ingeniería, economía, ecología, arquitectura, etc.) con una participación social activa, puede proveer las herramientas necesarias para

²⁶ Algunas externalidades como el ruido o los accidentes no muestran una curva de costes marginales con pendiente creciente por lo que la tarificación marginal entra en conflicto con la recuperación de costes. Además, resulta muy complicado alcanzar un equilibrio entre una serie de objetivos (sociales, medioambientes, etc.) mediante un único instrumento (Rothegetter, 1998).

afrontar adecuadamente las consecuencias indeseadas del transporte. En este contexto, y dada la incertidumbre y limitaciones de la valoración económica, la internalización de externalidades vía precios es válida a corto y medio plazo (INFRAS/IWW, 2000). La sostenibilidad a largo plazo requiere ir más allá de Pigou y plantear un enfoque opuesto: las condiciones de sostenibilidad deben ser operativas en términos de objetivos cualitativos y cuantitativos para, a partir de estos objetivos, introducir las medidas e instrumentos necesarios. Es más, se hace necesario que este proceso de cambio estructural comience lo antes posible con el fin de evitar futuros conflictos económicos y sociales.

En lugar de atender a un único instrumento, numerosos autores son partidarios de implementar una combinación de medidas (técnicas, económicas, institucionales,

etc.) que aseguren la eficiencia y eficacia del sistema general (INFRAS/IWW, 2004): implantación de una tasa por kilómetro recorrido a los camiones pesados del orden de magnitud de los costes externos medios; implementación de peajes para automóviles, especialmente en áreas urbanas; fijación de un precio europeo del combustible que tenga en cuenta los objetivos europeos en la lucha contra el cambio climático, así como otras medidas que aumenten la eficacia del transporte por carretera: sistemas de información, limitaciones de velocidad, etc. En lo que se refiere al transporte ferroviario, se ha destacado la necesidad de considerar sus costes externos en el establecimiento de cánones por el uso de la vía. Por último, es importante que los ingresos obtenidos en estas medidas se inviertan en los modos de transporte más sostenibles en base a estrictos criterios de rentabilidad socioeconómica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEMA (AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE) (2003): *Europe's environment: the third assessment*. Oficina de publicaciones oficiales de las Comunidades Europeas. Luxemburgo.
- (2002): *Emissions of atmospheric pollutants in Europe, 1990-99*. Topic report 5/2002. Copenhagen.
- (1999): «Information tools for environmental policy under conditions of complexity». *Environmental issues series No 9*. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- AMICI DELLA TERRA Y FERROVIE DELLO STATO (2002): *The environmental and social costs of mobility in Italy. Fourth Report*, Amicci della Terra. Roma.
- (1999): *The environmental and social costs of mobility in Italy. Second Report*, Amicci della Terra. Roma.
- APHEIS (AIR POLLUTION AND HEALTH: A EUROPEAN INFORMATION SYSTEM) (2004): *Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy. Third Year Report*. Disponible en: www.apheis.net
- AZQUETA, D. (2002): *Introducción a la economía ambiental*, Madrid, McGraw-Hill.
- (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*, Madrid, McGraw-Hill.
- BERMEJO, R. (2001): *Economía sostenible. Principios, conceptos e instrumentos*, Bilbao, Bakaaz.
- CAPROS, P. Y MANTZOS, L. (2000): «Kyoto and technology at the European Union: costs of emission reduction under flexibility mechanisms and technology progress», *International Journal of Global Energy Issues*, Vol. 14, pp. 169-183.
- COMISIÓN EUROPEA (2002): *EU Energy and Transport in Figures. Statistical pocketbook 2002*. DG Energía y Transporte con Eurostat.
- (2001): *La política europea de transportes de cara al 2010: la hora de la verdad. Libro Blanco*, COM (2001) 370 final, Bruselas.
- (1999): ExternE —Externalities of Energy— Vol. 9 Fuel cycles for emerging and end-use technologies, transport & waste. Oficina de publicaciones oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo.
- (1995): *Hacia una tarificación equitativa y eficaz del transporte. Opciones para la internalización de los costes externos del transporte en la Unión Europea. Libro Verde*. COM (1995) 691 final, Bruselas.

- DE BORGER, B. Y PROOST, S. (EDS) (2001): *Reforming Transport Pricing in the European Union*, Cheltenham (Gran Bretaña), Edward Elgar Publishing.
- DFA (DIPUTACIÓN FORAL DE ÁLAVA) (2001): *Plan de aforos de las carreteras de Álava*. Departamento de Obras Públicas y Transportes. Gasteiz.
- DFB (DIPUTACIÓN FORAL DE BIZKAIA) (2001): *Evolución del tráfico en las carreteras de Bizkaia 2000*. Departamento de Obras Públicas y Transportes. Subdirección General de Planificación y Operación del Sistema. Bilbao.
- DFG (DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA) (2001): *Información de aforos en las carreteras de Gipuzkoa*. Departamento de Transportes y Carreteras. Donostia.
- FRIEDRICH, R. Y BICKEL, P. (2001): *Environmental External Costs of Transport*, Berlin, Springer.
- GOBIERNO Vasco (2003): *Indicadores Ambientales del País Vasco 2003*. Serie PMA n.º 28. Departamento de Ordenación de Territorio y Medio Ambiente. Ihobe. Bilbao.
- GUITRANS (ASOCIACIÓN EMPRESARIAL GUIPUZCOANA DE TRANSPORTE DE MERCANCÍAS POR CARRETERA) (2004): *Congestión del tráfico en Bariatou: análisis y soluciones*. GUITRANS. Donostia.
- HOYOS, D. (2005): *MUGIKOST 2005. Costes externos del transporte en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, Departamento de Ordenación de Territorio y Medio Ambiente, Ihobe, Bilbao.
- HOYOS, D. Y GUILLAMÓN, D. (2002): *Transporte y medio ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores TMA 2002*, Departamento de Ordenación de Territorio y Medio Ambiente y Departamento de Transportes y Obras Públicas, Ihobe, Bilbao.
- INFRAS/IWW (2004): *External Costs of Transport. Update Study*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- (2000): *External Costs of Transport. Accidents, Environmental and Congestion Costs in Western Europe*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- (1995): *External Effects of Transport*, Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).
- IPCC (GRUPO INTERGUBERNAMENTAL DE EXPERTOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO) (2001): *Cambio Climático 2001. Informe de Síntesis*. En: www.ipcc.ch
- LITMAN, T. (2002): *Transport cost análisis: techniques, estimates and implications*. Victoria Transport Policy Institute. En: www.vtpi.org
- LYNHAM, B. (1997) *Traffic and Health*. European Federation for Transport and Environment. T&E 97/7. Diciembre 1997.
- MFOM (MINISTERIO DE FOMENTO) (2002): *Anuario Estadístico 2001*. Dirección General de Programación Económica. Centro de Publicaciones. Madrid.
- NASH, C. (2002) «Final Report for Publication», *UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)*, Funded by the 5th Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies, University of Leeds, Leeds.
- NELLTHORP, J. ET AL (2000) «Valuation Conventions for UNITE», *UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)*, Funded by the 5th Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies, University of Leeds, Leeds.
- NIJKAMP, P. (2001) «Benefits and Costs of Transport. Classification, methodologies and policies», *Papers in Regional Science*, Vol. 80, Issue 2, pp. 139-164.
- OCDE (ORGANIZACIÓN DE COOPERACIÓN Y DESARROLLO ECONÓMICO) (2003): *External Costs of Transport in Central and Eastern Europe*, París, OCDE.
- OMS (ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD) (2000a): «Air Quality Guidelines for Europe», *European Series, No. 91*, WHO Regional Publications.
- (2000b): «Transport, environment and health», *European Series, No. 89*, WHO Regional Publications.
- (1999a): *Guidelines for community noise*. Ginebra.
- (1999b): *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland*. Technical report, London.
- PEARCE, D. Y TURNER, R. K. (1995): *Economía de los recursos naturales y del medio ambiente*, Madrid, Celeste Ediciones.
- PERMAN, R. ET AL (1996): *Natural Resource and Environmental Economics*, Londres, Pearson Education.
- QUINET, E. (2004): «A meta-analysis of Western European external costs estimates», *Transportation Research*, Part D 9, 465-476.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2004): *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-00-3.
- ROTHENGATTER, W. ET AL (1998) «External Costs and Ways of Internalisation», *SOFTICE (Survey on Freight Transport including Cost Comparison in Europe)*. Funded by the 4th Framework RTD Programme.
- SEILER, A. (2001) *Ecological Effects of Roads. A Review*. Introductory Research Essay No. 9. Swedish University of Agricultural Sciences.
- SAEFL (SWISS AGENCY FOR ENVIRONMENT, FOREST AND LANDSCAPE) (2002) «Attribution to road traffic of the impact of noise on health», *Environmental Series No. 339*, SAEFL, Berna.
- TOL R. ET AL (2001) «Progress in estimating the marginal costs of Greenhouse Gas Emissions», *WORKING Paper SCG-4 Research Unit Sustainability and Global Change*. Hamburg University

Referencias bibliográficas comentadas

El presente trabajo es una recopilación de las principales fuentes estadísticas sobre métodos de valoración económica de activos ambientales y catástrofes como la protagonizada por el *Prestige*. Como todo intento de realizar un *survey* representativo queda limitado por los propios conocimientos de los autores y por sus preferencias subjetivas a la hora de centrar su atención e interés. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

Lan honetan, ingurumen-aktiboek eta Prestige-k eragindakoaren antzeko hondamendiei buruzko balioespen ekonomikoa egiteko metodoen inguruko iturri estatistiko nagusiak biltzen dira. Adierazgarria izango den surveya egiteko saio orotan bezala, egileen ezagutzek eta, arreta eta interesa bideratzeko garaian, haien lehenespen subjektiboek mugatzen dute lan hau. Atal honen asmoa ez da ekarpen guztiak zehatz-mehatz aztertzea, erreferentziazko informazio-iturriak nabarmentzea baizik, ingurumen-aktiboak balioesteko teknikei buruzko gaian barneratzearen.

This study is a collection of the major statistical resources related to the economic valuation methods of environmental assets and catastrophes like the one of the *Prestige*. As all attempt to carry out a representative survey, it results a bit limited, and this is due to the personal knowledge of the authors and their subjective preferences at the moment when they focus their attention and interest. The aim of this section is not to hold an exhaustive revision of all data, but it rather highlights the sources of reference information in order to deal with the theme of the valuation techniques of the environmental assets.

ÍNDICE

1. Referencias bibliográficas comentadas

1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales

1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

Palabras clave: bibliografía, estimación de daños, Prestige

N.º de clasificación JEL: Q51, Q54, D62

1. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMENTADAS

Es numerosa la literatura que se ha venido desarrollando en los últimos años en relación a la materia que ocupa este número de *Ekonomiaz*. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

La sección ha sido dividida en dos apartados. El primero se refiere a fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales —en especial con el caso del Prestige—. El segundo, por su parte, incluye algunas referencias respecto a las técnicas de valoración económica y sus aplicaciones.

1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales

En materia de vertidos marinos e impactos ambientales que han sido valora-

dos económicamente, existe un caso que marcó un antes y un después: el caso del Exxon Valdez. Este incidente supuso el inicio de un importante esfuerzo por valorar los daños ambientales causados por accidentes similares, con el fin, entre otros, de proceder a la reclamación de éstos en los tribunales. Algunas de las técnicas empleadas —desarrolladas y aplicadas hasta la fecha esencialmente en el mundo académico— se reconocieron como válidas para fundamentar procesos de litigación y reclamación de daños ambientales, así como para apoyar la toma de decisiones. El artículo que recoge el estudio base en esta materia es:

CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMANN, M., KOPP, R.J., PRESSER, S. y RUUD, P.A. (2003): «Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill», *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, págs. 257-286.

Este documento desarrolla y aplica la metodología de Valoración Contingente al caso del Exxon Val-

dez con el propósito de valorar los daños del vertido sobre la costa de Alaska. El artículo ilustra al lector respecto a las particularidades del diseño de las encuestas, valoración de la disposición a pagar de la población para evitar sucesos similares y respecto a la validez de los resultados obtenidos. Finalmente, ofrece una serie de consideraciones en relación al proceso de debate que el estudio original puso en marcha en la sociedad americana.

Algunas consideraciones añadidas al artículo anterior pueden encontrarse en la siguiente aportación así como en la página personal de uno de los autores principales:

CARSON, R.T. (1997): «Contingent Valuation: Theoretical Advances and Empirical Tests since the NOAA Panel», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n.º 5, págs. 1501-1507.

<http://econ.ucsd.edu/~rcarson/>

Llegados a este punto, merece la pena destacar otras fuentes de información que recogen gran parte de la literatura económica relacionada con esta materia. Algunas de éstas son:

Asociación Hispano Portuguesa de Economía de los Recursos Naturales y Ambientales - AERNA. Esta asociación organizó un Seminario Científico Internacional sobre los Efectos Económicos Sociales y Ambientales de los vertidos ocasionados por el Prestige. Todos los artículos han sido recogidos en un libro que puede ser descargado de la página web de la organización (www.aerna.org).

INSTITUTO DE ESTUDIOS ECONOMICOS DE GALICIA Pedro BARRIÉ DE LA MAZA (IEEG PBM) (ed) (2003): «*El impacto del Prestige. Análisis y evaluación de los daños causados por el accidente del Prestige y dispositivos para la regeneración medioambiental y recuperación económica de Galicia*». Este libro puede adquirirse en la página web del Instituto: <http://www.fbarrie.org/fundacion/home.htm>

Algunas otras referencias de interés son:

VILADRICH-GRAU, M. (2003): «Monitoring policies to prevent oil spills: lessons from the theoretical literature». *Marine Policy* 27, págs. 249-263.

En este artículo se comenta la evolución y la efectividad de las leyes de prevención, detección y disuasión de vertidos marinos. En concreto, se analizan las características de la regulación norteamericana a la luz de las enseñanzas de la teoría económica. Se comenta, la efectividad y la evolución de las medidas disuasorias reguladas bajo el régimen de responsabilidad civil norteamericano. Se analizan sus ventajas y limitaciones, haciendo hincapié en las consecuencias que sobre la frecuencia de vertidos ilegales de petróleo han tenido y siguen teniendo las diversas modificaciones de dicha legislación.

KIM, I. (2002): «Ten years after the enactment of the Oil Pollution Act of 1990: a success or a failure». *Marine Policy*, n.º 26, págs. 197-207.

Esta aportación muestra y analiza, a través del análisis estadístico, las

consecuencias en la frecuencia y en el tamaño de los vertidos de petróleo de la aplicación de la *Oil Pollution Act de 1990* en las aguas territoriales norteamericanas. Los datos aportados permiten una primera aproximación al análisis de la efectividad de dicha ley y de sus limitaciones.

POLINSKY, A.M. y SHAVELL, S. (2000): «The Economic Theory of Public Enforcement of Law». *Journal of Economic Literature*, n.º 38, págs. 45-76.

El cumplimiento de la ley es costoso, la teoría económica ha contribuido, desde los años sesenta, a resolver los problemas de eficiencia, efectividad, incentivos y equidad a los que se enfrentan las agencias encargadas de hacer cumplir las leyes. Este artículo revisa exhaustivamente estas aportaciones. Lo hace de una forma sistemática, exponiendo la metodología utilizada y respondiendo, paso a paso, a las cuestiones más cruciales en este ámbito de investigación. Entre ellas destacan: ¿Cuál es la cantidad de recursos óptima que la sociedad debe dedicar a identificar y detener a los culpables? ¿Qué tipo de penas se les deben imponer? ¿Penas carcelarias o monetarias? ¿Cuál es el régimen de responsabilidad óptimo, el de la responsabilidad estricta o el de falta? ¿Cómo deben diseñarse las penas y las multas para desincentivar la comisión de delitos más graves? En resumen, este artículo constituye una revisión, completa y documentada, de las aportaciones de la teoría económica al cumplimiento de la ley.

1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

En lo que se refiere a la información respecto a técnicas de valoración de activos ambientales y aplicaciones diversas algunas de las referencias básicas son:

Las bases de datos EVRI (www.evri.ec.gc.ca) y ENVALUE (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>) que recogen una parte importante de los estudios empíricos de valoración económica que se han venido realizando a nivel mundial.

CHAMP, P. A., BOYLE, K. J. y BROWN, T. C. (Eds.)(2003): «A Primer on Nonmarket Valuation». *The Economics of Non-Market Goods and Resources*, Vol. 3, pp. 588. Kluwer Academic Publishers (ISBN: 1-4020-1445-7).

Este libro presenta una introducción a los principales métodos de valoración de bienes de no mercado junto con los principales pasos en su aplicación. El libro se divide en tres partes. En una primera parte se desarrolla la teoría económica que sirve como base en la valoración de valores de no mercado y el proceso de recogida de datos. La segunda parte presenta los métodos de preferencias declaradas y los de preferencias reveladas. En la última parte se discute la utilidad de las valoraciones de no mercado en la transferencia de beneficios y en las decisiones que afectan a bienes ambientales, así como la validez y el futuro de los métodos de valoración. El libro se acompaña de una página

web (<http://www.fs.fed.us/nonmarketprimerdata>), donde los lectores pueden encontrar bases de datos y encuestas para cada uno de los métodos descritos en el libro. Ello da la oportunidad de estimar modelos usando estos datos. Como introducción a la valoración de bienes de no mercado es un libro interesante y se lee con facilidad. Es recomendable para un colectivo que quiera tener una primera visión de estos métodos, sin profundizar demasiado en el análisis econométrico y adecuado para la actividad académica.

BRADEN, J. B. y KOLSTAD, C.D. (eds) (1991): *Measuring the Demand for Environmental Quality*, Elsevier: North Holland. (ISBN 0 444 888772).

Este libro recoge numerosas aportaciones de autores de reconocido prestigio internacional sobre la teoría y los métodos para la valoración de activos ambientales. Representa un libro de partida a tener en cuenta para completar el conocimiento respecto a estas técnicas, sus aplicaciones y sus limitaciones.

BATEMAN, I., CARSON, R.T., DAY, B., HANEMANN, W.M., HANLEY, N., HETT, T., JONES, A., LOOMES, G., MOURATO, S., OZDEMIROGLU, E., PEARCE, D.W., SUGDEN, R. y SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques. A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham Theme: Environmental valuation Misc (ISBN 1-84064-919-4).

Este manual ofrece una descripción detallada de cómo llevar a cabo una valoración económica utilizando

métodos de preferencias declaradas. Para cada uno de los métodos plantea la metodología a seguir, sus principales ventajas y limitaciones, así como los modelos econométricos que se deben aplicar. El libro se divide en 10 capítulos, dos de ellos centrados en los modelos de elección. En los diferentes capítulos se presentan muchos ejemplos, los cuales permiten un mejor seguimiento de las argumentaciones, a la vez que dan lugar a una variada y extensa bibliografía. Es un libro útil para aquellos lectores que quieran introducirse en los métodos de preferencias declaradas y un manual de referencia para aquellos que quieran llevar a cabo una aplicación.

Específicamente sobre la técnica de Valoración Contingente podrían destacarse:

MITCHELL, R.C. y CARSON, R.T. (1989): «Using surveys to value public goods: the Contingent Valuation Method». *Resources for the Future*, Washington, D.C.

Este manual describe exhaustivamente este método de valoración tanto desde un punto de vista teórico como eminentemente práctico.

RIERA (1994) RIERA, P. (1994): *Manual de valoración contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

Manual en castellano que ofrece una interesante descripción del método, aunque quizá con menor nivel de detalle pero con gran sencillez que lo hace muy didáctico.

Monográfico sobre valoración económica de activos ambientales. *Environmental Science and Technology* (vol. 34, n.º 8, año 2000).

Recoge numerosas aportaciones de alto nivel respecto a las técnicas y aplicaciones de valoración.

En relación al método de precios hedónicos podrían seleccionarse las siguientes dos aportaciones:

ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, vol 82(1), pp. 34-55.

WITTE, A. D., SUMKA, H. J, and EREKSON, H. (1979): «An Estimate of a Structural Hedonic Price Model for Housing Market: an Application of Rosen's Theory of Implicit Markets». *Econometrica*, vol. 47, pp. 1151-1173.

El primer documento es el artículo original que presentó la teoría de que los bienes se diferencian por el número de características que poseen. El segundo trabajo ofrece una sencilla ilustración de los pasos necesarios para aplicar debidamente la metodología así como una aplicación al mercado de la vivienda. Puede encontrarse una explicación complementaria del método en el libro de Braden y Kolstad (1991) anteriormente comentado.

En relación al método de coste de viaje cabría destacar el siguiente documento:

HOTELLING, H. (1947): «The economics of public recreation» en *The Prewitt*

Report. Department of the Interior. Washington, D.C.

A mediados de los años cuarenta, el Servicio de Parques Nacionales de los Estados Unidos encargó a Prewitt hallar una forma de calcular el valor patrimonial de los parques que gestionaba. Prewitt consultó a diversos expertos, pero la única respuesta positiva que recibió fue la de Harold Hotelling (más tarde premio Nobel de economía por otros motivos). Éste sugirió que se podía detectar una relación entre el coste en que incurren los visitantes al parque y la propensión a visitar el parque. A partir de ahí se podía estimar el excedente de los visitantes. La carta de respuesta de Hotelling, de escasa página y media, dio lugar al método del coste de viaje.

Algunas referencias sobre las técnicas basadas en las tablas input output y matrices de contabilidad social son:

La página web del International Input-Output Association <http://www.iioa.org/>

Su principal objetivo es el avance del conocimiento en el campo del análisis input-output, de las matrices de contabilidad social y de los modelos de equilibrio general aplicado, incluyendo mejoras en la disponibilidad de datos básicos, en la percepción teórica y en la modelización, así como en las aplicaciones, tanto tradicionales como más novedosas, de estas técnicas. Esto incluye su utilización en áreas tales como el desarrollo, las relaciones interregionales, la energía, el medio ambiente, el co-

Referencias bibliográficas comentadas

El presente trabajo es una recopilación de las principales fuentes estadísticas sobre métodos de valoración económica de activos ambientales y catástrofes como la protagonizada por el *Prestige*. Como todo intento de realizar un *survey* representativo queda limitado por los propios conocimientos de los autores y por sus preferencias subjetivas a la hora de centrar su atención e interés. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

Lan honetan, ingurumen-aktiboek eta Prestige-k eragindakoaren antzeko hondamendiei buruzko balioespen ekonomikoa egiteko metodoen inguruko iturri estatistiko nagusiak biltzen dira. Adierazgarria izango den surveya egiteko saio orotan bezala, egileen ezagutzek eta, arreta eta interesa bideratzeko garaian, haien lehenespen subjektiboek mugatzen dute lan hau. Atal honen asmoa ez da ekarpen guztiak zehatz-mehatz aztertzea, erreferentziazko informazio-iturriak nabarmentzea baizik, ingurumen-aktiboak balioesteko teknikei buruzko gaian barneratzearen.

This study is a collection of the major statistical resources related to the economic valuation methods of environmental assets and catastrophes like the one of the *Prestige*. As all attempt to carry out a representative survey, it results a bit limited, and this is due to the personal knowledge of the authors and their subjective preferences at the moment when they focus their attention and interest. The aim of this section is not to hold an exhaustive revision of all data, but it rather highlights the sources of reference information in order to deal with the theme of the valuation techniques of the environmental assets.

ÍNDICE

1. Referencias bibliográficas comentadas

1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales

1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

Palabras clave: bibliografía, estimación de daños, Prestige

N.º de clasificación JEL: Q51, Q54, D62

1. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMENTADAS

Es numerosa la literatura que se ha venido desarrollando en los últimos años en relación a la materia que ocupa este número de *Ekonomiaz*. El objeto de esta sección no es realizar una revisión exhaustiva de todas las aportaciones, sino más bien, destacar las fuentes de información de referencia para adentrarse en la temática sobre técnicas de valoración de activos ambientales.

La sección ha sido dividida en dos apartados. El primero se refiere a fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales —en especial con el caso del Prestige—. El segundo, por su parte, incluye algunas referencias respecto a las técnicas de valoración económica y sus aplicaciones.

1.1. Fuentes de información relacionadas con vertidos marinos accidentales

En materia de vertidos marinos e impactos ambientales que han sido valora-

dos económicamente, existe un caso que marcó un antes y un después: el caso del Exxon Valdez. Este incidente supuso el inicio de un importante esfuerzo por valorar los daños ambientales causados por accidentes similares, con el fin, entre otros, de proceder a la reclamación de éstos en los tribunales. Algunas de las técnicas empleadas —desarrolladas y aplicadas hasta la fecha esencialmente en el mundo académico— se reconocieron como válidas para fundamentar procesos de litigación y reclamación de daños ambientales, así como para apoyar la toma de decisiones. El artículo que recoge el estudio base en esta materia es:

CARSON, R.T., MITCHELL, R.C., HANEMANN, M., KOPP, R.J., PRESSER, S. y RUUD, P.A. (2003): «Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill», *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, págs. 257-286.

Este documento desarrolla y aplica la metodología de Valoración Contingente al caso del Exxon Val-

dez con el propósito de valorar los daños del vertido sobre la costa de Alaska. El artículo ilustra al lector respecto a las particularidades del diseño de las encuestas, valoración de la disposición a pagar de la población para evitar sucesos similares y respecto a la validez de los resultados obtenidos. Finalmente, ofrece una serie de consideraciones en relación al proceso de debate que el estudio original puso en marcha en la sociedad americana.

Algunas consideraciones añadidas al artículo anterior pueden encontrarse en la siguiente aportación así como en la página personal de uno de los autores principales:

CARSON, R.T. (1997): «Contingent Valuation: Theoretical Advances and Empirical Tests since the NOAA Panel», *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 79, n.º 5, págs. 1501-1507.

<http://econ.ucsd.edu/~rcarson/>

Llegados a este punto, merece la pena destacar otras fuentes de información que recogen gran parte de la literatura económica relacionada con esta materia. Algunas de éstas son:

Asociación Hispano Portuguesa de Economía de los Recursos Naturales y Ambientales - AERNA. Esta asociación organizó un Seminario Científico Internacional sobre los Efectos Económicos Sociales y Ambientales de los vertidos ocasionados por el Prestige. Todos los artículos han sido recogidos en un libro que puede ser descargado de la página web de la organización (www.aerna.org).

INSTITUTO DE ESTUDIOS ECONOMICOS DE GALICIA Pedro BARRIÉ DE LA MAZA (IEEG PBM) (ed) (2003): «*El impacto del Prestige. Análisis y evaluación de los daños causados por el accidente del Prestige y dispositivos para la regeneración medioambiental y recuperación económica de Galicia*». Este libro puede adquirirse en la página web del Instituto: <http://www.fbarrie.org/fundacion/home.htm>

Algunas otras referencias de interés son:

VILADRICH-GRAU, M. (2003): «Monitoring policies to prevent oil spills: lessons from the theoretical literature». *Marine Policy* 27, págs. 249-263.

En este artículo se comenta la evolución y la efectividad de las leyes de prevención, detección y disuasión de vertidos marinos. En concreto, se analizan las características de la regulación norteamericana a la luz de las enseñanzas de la teoría económica. Se comenta, la efectividad y la evolución de las medidas disuasorias reguladas bajo el régimen de responsabilidad civil norteamericano. Se analizan sus ventajas y limitaciones, haciendo hincapié en las consecuencias que sobre la frecuencia de vertidos ilegales de petróleo han tenido y siguen teniendo las diversas modificaciones de dicha legislación.

KIM, I. (2002): «Ten years after the enactment of the Oil Pollution Act of 1990: a success or a failure». *Marine Policy*, n.º 26, págs. 197-207.

Esta aportación muestra y analiza, a través del análisis estadístico, las

consecuencias en la frecuencia y en el tamaño de los vertidos de petróleo de la aplicación de la *Oil Pollution Act de 1990* en las aguas territoriales norteamericanas. Los datos aportados permiten una primera aproximación al análisis de la efectividad de dicha ley y de sus limitaciones.

POLINSKY, A.M. y SHAVELL, S. (2000): «The Economic Theory of Public Enforcement of Law». *Journal of Economic Literature*, n.º 38, págs. 45-76.

El cumplimiento de la ley es costoso, la teoría económica ha contribuido, desde los años sesenta, a resolver los problemas de eficiencia, efectividad, incentivos y equidad a los que se enfrentan las agencias encargadas de hacer cumplir las leyes. Este artículo revisa exhaustivamente estas aportaciones. Lo hace de una forma sistemática, exponiendo la metodología utilizada y respondiendo, paso a paso, a las cuestiones más cruciales en este ámbito de investigación. Entre ellas destacan: ¿Cuál es la cantidad de recursos óptima que la sociedad debe dedicar a identificar y detener a los culpables? ¿Qué tipo de penas se les deben imponer? ¿Penas carcelarias o monetarias? ¿Cuál es el régimen de responsabilidad óptimo, el de la responsabilidad estricta o el de falta? ¿Cómo deben diseñarse las penas y las multas para desincentivar la comisión de delitos más graves? En resumen, este artículo constituye una revisión, completa y documentada, de las aportaciones de la teoría económica al cumplimiento de la ley.

1.2. Referencias generales sobre técnicas de valoración de activos ambientales

En lo que se refiere a la información respecto a técnicas de valoración de activos ambientales y aplicaciones diversas algunas de las referencias básicas son:

Las bases de datos EVRI (www.evri.ec.gc.ca) y ENVALUE (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>) que recogen una parte importante de los estudios empíricos de valoración económica que se han venido realizando a nivel mundial.

CHAMP, P. A., BOYLE, K. J. y BROWN, T. C. (Eds.)(2003): «A Primer on Nonmarket Valuation». *The Economics of Non-Market Goods and Resources*, Vol. 3, pp. 588. Kluwer Academic Publishers (ISBN: 1-4020-1445-7).

Este libro presenta una introducción a los principales métodos de valoración de bienes de no mercado junto con los principales pasos en su aplicación. El libro se divide en tres partes. En una primera parte se desarrolla la teoría económica que sirve como base en la valoración de valores de no mercado y el proceso de recogida de datos. La segunda parte presenta los métodos de preferencias declaradas y los de preferencias reveladas. En la última parte se discute la utilidad de las valoraciones de no mercado en la transferencia de beneficios y en las decisiones que afectan a bienes ambientales, así como la validez y el futuro de los métodos de valoración. El libro se acompaña de una página

web (<http://www.fs.fed.us/nonmarketprimerdata>), donde los lectores pueden encontrar bases de datos y encuestas para cada uno de los métodos descritos en el libro. Ello da la oportunidad de estimar modelos usando estos datos. Como introducción a la valoración de bienes de no mercado es un libro interesante y se lee con facilidad. Es recomendable para un colectivo que quiera tener una primera visión de estos métodos, sin profundizar demasiado en el análisis econométrico y adecuado para la actividad académica.

BRADEN, J. B. y KOLSTAD, C.D. (eds) (1991): *Measuring the Demand for Environmental Quality*, Elsevier: North Holland. (ISBN 0 444 888772).

Este libro recoge numerosas aportaciones de autores de reconocido prestigio internacional sobre la teoría y los métodos para la valoración de activos ambientales. Representa un libro de partida a tener en cuenta para completar el conocimiento respecto a estas técnicas, sus aplicaciones y sus limitaciones.

BATEMAN, I., CARSON, R.T., DAY, B., HANEMANN, W.M., HANLEY, N., HETT, T., JONES, A., LOOMES, G., MOURATO, S., OZDEMIROGLU, E., PEARCE, D.W., SUGDEN, R. y SWANSON, J. (2002): *Economic Valuation with Stated Preferences Techniques. A Manual*. Edward Elgar, Cheltenham Theme: Environmental valuation Misc (ISBN 1-84064-919-4).

Este manual ofrece una descripción detallada de cómo llevar a cabo una valoración económica utilizando

métodos de preferencias declaradas. Para cada uno de los métodos plantea la metodología a seguir, sus principales ventajas y limitaciones, así como los modelos econométricos que se deben aplicar. El libro se divide en 10 capítulos, dos de ellos centrados en los modelos de elección. En los diferentes capítulos se presentan muchos ejemplos, los cuales permiten un mejor seguimiento de las argumentaciones, a la vez que dan lugar a una variada y extensa bibliografía. Es un libro útil para aquellos lectores que quieran introducirse en los métodos de preferencias declaradas y un manual de referencia para aquellos que quieran llevar a cabo una aplicación.

Específicamente sobre la técnica de Valoración Contingente podrían destacarse:

MITCHELL, R.C. y CARSON, R.T. (1989): «Using surveys to value public goods: the Contingent Valuation Method». *Resources for the Future*, Washington, D.C.

Este manual describe exhaustivamente este método de valoración tanto desde un punto de vista teórico como eminentemente práctico.

RIERA (1994) RIERA, P. (1994): *Manual de valoración contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.

Manual en castellano que ofrece una interesante descripción del método, aunque quizá con menor nivel de detalle pero con gran sencillez que lo hace muy didáctico.

Monográfico sobre valoración económica de activos ambientales. *Environmental Science and Technology* (vol. 34, n.º 8, año 2000).

Recoge numerosas aportaciones de alto nivel respecto a las técnicas y aplicaciones de valoración.

En relación al método de precios hedónicos podrían seleccionarse las siguientes dos aportaciones:

ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, vol 82(1), pp. 34-55.

WITTE, A. D., SUMKA, H. J, and EREKSON, H. (1979): «An Estimate of a Structural Hedonic Price Model for Housing Market: an Application of Rosen's Theory of Implicit Markets». *Econometrica*, vol. 47, pp. 1151-1173.

El primer documento es el artículo original que presentó la teoría de que los bienes se diferencian por el número de características que poseen. El segundo trabajo ofrece una sencilla ilustración de los pasos necesarios para aplicar debidamente la metodología así como una aplicación al mercado de la vivienda. Puede encontrarse una explicación complementaria del método en el libro de Braden y Kolstad (1991) anteriormente comentado.

En relación al método de coste de viaje cabría destacar el siguiente documento:

HOTELLING, H. (1947): «The economics of public recreation» en *The Prewitt*

Report. Department of the Interior. Washington, D.C.

A mediados de los años cuarenta, el Servicio de Parques Nacionales de los Estados Unidos encargó a Prewitt hallar una forma de calcular el valor patrimonial de los parques que gestionaba. Prewitt consultó a diversos expertos, pero la única respuesta positiva que recibió fue la de Harold Hotelling (más tarde premio Nobel de economía por otros motivos). Éste sugirió que se podía detectar una relación entre el coste en que incurren los visitantes al parque y la propensión a visitar el parque. A partir de ahí se podía estimar el excedente de los visitantes. La carta de respuesta de Hotelling, de escasa página y media, dio lugar al método del coste de viaje.

Algunas referencias sobre las técnicas basadas en las tablas input output y matrices de contabilidad social son:

La página web del International Input-Output Association <http://www.iioa.org/>

Su principal objetivo es el avance del conocimiento en el campo del análisis input-output, de las matrices de contabilidad social y de los modelos de equilibrio general aplicado, incluyendo mejoras en la disponibilidad de datos básicos, en la percepción teórica y en la modelización, así como en las aplicaciones, tanto tradicionales como más novedosas, de estas técnicas. Esto incluye su utilización en áreas tales como el desarrollo, las relaciones interregionales, la energía, el medio ambiente, el co-

mercio internacional, los flujos financieros, así como en el análisis de precios y del equilibrio general. La asociación fomenta el intercambio de ideas organizando conferencias y reuniones científicas (la próxima, 15 th International Input-Output Conference, a celebrar en Beijing, China, entre junio y julio de 2005), editando una revista científica (*Economic Systems Research*) y fomentando la comunicación entre profesionales y académicos especializados en el análisis input-output.

PYATT, G. y ROUND, J.I., (eds) (1985): *Social Accounting Matrices. A basis for planning*. The World Bank, Washington, D.C.

Las Matrices de Contabilidad Social, en su doble vertiente de base de datos estadística e instrumento fundamental para la planificación económica, experimentaron un fuerte desarrollo en la década de los 70. Este libro, compendio de artículos que recogen el estado del arte sobre este tema al comienzo los años 80, sigue representando una lectura imprescindible para todo aquel que se acerque por vez primera a las Matrices de Contabilidad Social y su aplicación en el análisis de impactos económicos por varias razones. En primer lugar, incluye trabajos pioneros en este campo, como los de Sir Richard Stone, gran arquitecto de las SAM no sólo desde el punto de vista de Contabilidad Nacional sino también en relación con los modelos para la planificación económica, o los de autores como Pyatt, Round o Roe, que siguen siendo referencias clave

en la actualidad cuando se llevan a cabo estudios de impactos mediante modelos lineales de multiplicadores basados en las SAM. Además, este libro proporciona al lector no iniciado, una visión completa del ámbito de trabajo de las SAM partiendo de una introducción sobre su estructura y siguiendo con la presentación de las primeras SAM construidas así como de los análisis económicos derivados de las mismas tanto en el marco de los modelos de multiplicadores lineales como para los modelos de equilibrio general computables.

Finalmente, para el caso concreto del transporte entre las referencias a tener en cuenta deberían incluirse las siguientes aplicaciones empíricas:

INFRAS/IWW (2000): *External Costs of Transport. Accidents, Environmental and Congestion Costs in Western Europe*. Zurich/Karlsruhe, UIC (Unión Internacional de Ferrocarriles).

NASH, C. (2002): *Final Report for Publication*. UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency), Funded by the 5th Framework RTD Programme. Institute for Transport Studies, University of Leeds, Leeds.

Ambas fuentes bibliográficas reflejan el estado del arte de la estimación de costes externos del transporte en la Unión Europea. Las similitudes metodológicas de ambos estudios han contribuido a aumentar la credibilidad en torno a la teoría de las externalidades. Entre éstas destacan variables

controvertidas como el valor de la vida estadística (1,5 millones €) o el procedimiento de transferencia de valores (en base a la renta per cápita medida en paridad de poder adquisitivo). Persisten, no obstante, algunas diferencias significativas como las fuentes de datos, la naturaleza del riesgo de accidente (parcialmente ex-

terno en UNITE y totalmente externo en INFRAS/IWW), el precio sombra de la tonelada de CO₂ emitida (20€ en UNITE y 135€ en INFRAS/IWW) o el enfoque para calcular los costes por contaminación del aire (abajo-arriba según el método de recorrido de impactos en UNITE y arriba-abajo en INFRAS/IWW).

El yin y el yang de las finanzas

La esencia del capital radica en su capacidad de permanecer a lo largo del tiempo. Es un bien que se conserva y acumula. En este trabajo hemos pensado el capitalismo financiero desde una perspectiva nueva, en la que el modo en que la deuda y el crédito evolucionan en el tiempo está en relación directa con la calidad de la estructura financiera de los pagos de la deuda y los ingresos que los cubren, esto es, con la fragilidad o la robustez de dicha estructura de flujos de dinero intertemporales. La hipótesis que proponemos sobre los determinantes del nivel de endeudamiento de la economía nos conduce a una reflexión sobre cuestiones de gran interés tales como por qué se requiere más o menos deuda para financiar un mismo volumen de gasto, qué explica el crecimiento de la deuda y qué la fuerza con que lo hace, y por qué pueden surgir problemas en su amortización.

Kapitalaren funtsa irauteko duen ahalmenean datza. Ondasun bat da, gorde eta metatzen dena. Lan honetan, ikuspegi berri batetik hartu dugu kapitalismo finantzarioa. Ikuspegi horretatik, zorrak eta kredituak denboran zehar duten bilakaera zuzenean lotuta dago zorraren ordainketen eta ordainketa horiek estaltzen dituzten sarreraren egitura finantzarioarekin, hau da, denbora arteko diru-fluxuen egitura horren ahultasunarekin edo sendotasunarekin. Ekonomiaren zorpetze-mailaren baldintzatzaileei buruz proposatzen dugun hipotesiak interes handiko arazoen inguruan gogoeta egitera garamatza, besteak beste, honako hauen inguruan: zergatik eskatzen den zor handiagoa edo txikiagoa gastu-bolumen bererako, zein den zorra areagotzearen eta halako indarrez areagotzearen arrazoia eta zergatik sor daitezkeen arazoak zor horren amortizazioan.

The essence of the capital resides in its capacity of performance lengthways in the time. In this study, we have considered the financing capitalism from a new perspective that we wish to be also a valid and promising one. In this perspective, the way in which economy's debt and credit develop through the time, is directly connected with the quality of the financing structure of the payments of the debt and with the incomings that cover them. All this is linked to the fragility or to the robustness of the said structure of inter-temporaries flows of money. The theory that we propose about the determinants of the indebtedness's level of economy, will lead us to a reflection of a chief political interest about the ordinary questions, such as the question why it is required more or minus debt in financing the same volume of cost? What can explain the debt increasing? Which is the force with which it acts? And why can problems rise in its amortization?

ÍNDICE

1. Introducción
 2. El concepto de financiación externa
 3. La medición de la financiación externa
 4. Estructura financiera de pagos e ingresos
 5. Teoría de la dinámica de la deuda, el crédito y la estructura financiera
 6. Tipos de dinámicas financieras
 7. Una aplicación de la teoría: la ayuda financiera al desarrollo
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: capital, deuda externa, financiación externa, fragilidad financiera

N.º de clasificación JEL: E12, E32, O16

1. INTRODUCCIÓN

El capital es un tipo particular de mercancía que caracteriza a toda una clase de economías, denominadas por esta razón capitalistas (o capitalismo). Recordemos que la esencia del capital radica en cómo permanece en el tiempo; en cómo se acumula y se conserva. Y por eso, dado que es un bien duradero, sucede que: (a) en su valor hay algún tipo de visualización del futuro —lo que nos lleva de cabeza a la naturaleza incierta de tal creencia, de lo que será—, y (b) el concepto de pago para un bien así ha de ser problemático tanto en cuanto el momento de su compra y el de su construcción no coincide ni cronológica ni cuantitativamente con el periodo de tiempo en el que presta sus servicios. El origen de las finanzas modernas es el pago problemático del capital. Siendo lo

financiero la identidad del capitalismo, y habiendo llegado a ocupar un papel tan primordial —por culpa de la naturaleza del capital— en nuestras economías, es por eso que las llamamos capitalistas.

Observamos, en efecto, que generalmente en las compras de capital parte del pago se hace mediante deuda, esto es, el pago «efectivo» del mismo es aplazado. Y puesto que este tipo de compras, porque son inversiones reales que incrementan el *stock* de capital productivo, están relacionadas con el crecimiento de la renta y con el nivel de empleo de la economía, es lógico pensar, cerrando una vez más el círculo del pensamiento, que la cantidad de deuda, y, sobre todo, su composición cualitativa según las diversas clases de deuda que la formen, afectarán a la dinámica de la economía (esto es, por la vía de la dinámica del capital),

y viceversa. Razón suficiente para preguntarse por la cosa de las finanzas¹.

Ahora bien, la deuda no lo explica todo. Ella sola es una de las dos caras de la moneda financiera. Dicho con otras palabras: la realidad de las finanzas se asienta sobre dos polos, o como se expresaría en la filosofía de Oriente tan popular en Occidente, tiene un *Yin* y un *Yang*². Porque si bien la deuda es lo contrario del crédito, no es menos verdad que no puede existir deuda si no se le concede crédito, es decir, si no hay creencia en su pago. De ahí que a quienes lo dan se les llama acreedores. Para ellos, la deuda que resulta de su acción (los créditos) se transforma en riqueza de carácter financiero —entre cuyas expresiones está el dinero mismo—.

En este trabajo de investigación hemos pensado el capitalismo financiero problemático desde una perspectiva nueva; que esperamos sea también válida y prometedora. En ella, el modo en que la deuda y el crédito de la economía evolucionan en el tiempo está en relación directa con la calidad de la estructura financiera de los

pagos de la deuda y los ingresos que los cubren, esto es, con la fragilidad o la robustez de dicha estructura de pares de flujos de dinero intertemporales. Mientras que la teoría que proponemos sobre los determinantes del nivel de endeudamiento de la economía nos conducirá a una reflexión de gran interés político sobre cuestiones ordinarias de las que se habla demasiado y sin fundamento tales como por qué se requiere más o menos deuda para financiar un mismo volumen de gasto, qué explica el crecimiento de la deuda y qué la fuerza con que lo hace, y por qué pueden surgir problemas en su amortización. Por último, señalaremos que nuestra visión polar de las finanzas no mitifica ninguna de las figuras que concurren en la dinámica global del proceso financiero, sino que reintegra a los acreedores y a los deudores a su necesaria y esencial unidad. Y es sólo por ello que en esta investigación se apunta ya una desmitificación del ahorrador (o acreedor), justificada por el papel y posición que tiene en la teoría de la dinámica de la deuda, el crédito y la estructura financiera que se presenta.

En tanto que nos ocupamos de dar cuenta de la dinámica de la deuda y, en relación con ella, de la estructura financiera de la economía, y si bien nosotros no usamos o no necesitamos de teoría alguna del ciclo para validar los resultados alcanzados, sí que la investigación guarda relación con una teoría del ciclo económico basada en el endeudamiento. Es decir, este trabajo se ha concebido como el desarrollo de un elemento implícito y central de dicha teoría del ciclo, uno que es necesario para su comprensión, pero del cual nadie antes se ocupó aisladamente de él con objeto de su dilucidación. Los siguientes autores y sus obras,

¹ La obra de H. P. Minsky (1919-1996), centrada en la Hipótesis de la fragilidad y de la inestabilidad financiera, es un ejemplo de esta visión de la naturaleza del capitalismo.

² Lloyd (1966), en págs 40-41, dice al respecto del *Yin* y del *Yang* que: «Es bien conocido, por cierto, el papel que han desempeñado los opuestos en el antiguo pensamiento chino, en particular la doctrina del *Yin* y del *Yang*. Originariamente, *Yin* es la "parte sombreada" de una colina o de una casa, y *Yang* la "parte expuesta al sol". De un lado, son *Yin* la oscuridad, el frío, el sexo femenino, la noche, la luna, la tierra, el oeste, el norte, lo blando, lo pesado, lo débil, lo situado detrás, lo situado debajo, la derecha y la muerte. Del otro lado, son *Yang* la luz (la claridad diurna), el calor, el sexo masculino, el día, el sol, los cielos, el este, el sur, lo duro, lo ligero (por oposición a lo pesado), lo fuerte, lo situado delante, lo situado encima, la izquierda y la vida».

escogidos porque hablan del tema de la deuda y el ciclo económico, constituyen, a nuestro modo de ver, el paradigma de referencia sobre este tema.

De Irving Fisher, son fundamentales para nosotros sus publicaciones de 1932 y de 1933, puesto que en ellas se presenta originalmente la tesis del endeudamiento como causa de la gran depresión que siguió al crack bursátil de 1929. La obra completa de Hyman P. Minsky es relevante y oportuna para nosotros, pues es un autor que consideró la dinámica de la deuda como exclusivo objeto de toda su investigación. Y si bien no cabe entender el presente trabajo como una formalización de sus ideas, sí es cierto que hay en común, en este con el de él, la preocupación por entender el porqué del crecimiento de la deuda y el qué de la estabilidad de la estructura financiera a ella asociada. Autores como Gatti y Gallegatti (1990) y Taylor y O'Connell (1985) han presentado resultados valiosos sobre la dinámica de la financiación externa. Pero éstos sólo son válidos para una economía en la que toda la financiación externa es directa, es decir, para el caso de que toda la financiación del capital venga de la «bolsa». Se trata de una restricción inadmisibile para realidades significativas. En otras palabras, por ejemplo, «las acciones» son una forma de financiación marginal para economías pequeñas como España, donde las grandes empresas son pocas y las pequeñas, muy numerosas, no cotizan en bolsa, o bien para una economía muy grande, como cuando consideramos una economía internacional donde los deudores son países pobres y sucede que quienes son pobres tampoco pueden acceder a la bolsa. Es por ello que el análisis que presentamos es novedoso en tanto que la

financiación externa es deuda del tipo de la del crédito bancario, aquella que implica pagos contractuales de la deuda fechados (y no contingentes, como las acciones). Financiación indirecta que es relevante no sólo en las economías de las que hemos hablado, sino que en el caso de algunos sectores, por ejemplo, en la deuda de las familias, esto es, de las hipotecas de las viviendas, es la única forma posible de financiación.

El artículo comienza por la definición de la variable original del sistema, nos referimos a la financiación externa. Por original se entiende que la variable no es producida por ninguna anterior, esto es, que es primitiva. De ahí que, posteriormente, se la considere una variable exógena del modelo. A continuación, en la sección «la medición de la financiación externa» se analizan las partes constituyentes de la financiación externa, diferenciándolas y dándoles una significación financiera plena; esto es, obtenemos un número mayor de variables, ahora ya más especificadas, con las que discursar sobre lo financiero; al mismo tiempo que dejamos constancia de que esta unidad original de la que se han obtenido todas ellas, y a la que todas pertenecen, es decir, la financiación externa, da la lógica de las relaciones recíprocas de sus partes; y que, por consiguiente, como todas se relacionan mutuamente forman un sistema financiero. En esta primera descomposición, en particular, la financiación externa se presenta como suma de tres partes caracterizadas como movimientos del *stock* de deuda existente en la economía. Esta segunda sección, pues, apunta ya el sistema financiero de dos dimensiones, es decir, uno constituido por deuda-*stock* y crédito-flujo, que se discute en la sección cuarta.

En la sección tercera, se deducen dos nuevas variables, los pagos contractuales de la deuda y el beneficio que los cubre, a partir del crédito y la financiación externa, ambas magnitudes definidas en la sección anterior. El tipo de interés, que da lugar a una de las partes del pago contractual de la deuda, se introduce en esta sección, en efecto, a partir del crédito, a saber, como un porcentaje que al aplicársele obliga a que se de cómo parte del pago contractual de la deuda el ingreso de los rentistas. Estas dos variables de la sección tres permiten hablar ya de estructura financiera de la economía como relación de igualdad o desigualdad, positiva y negativa, que en el tiempo mantienen los pagos contractuales de la deuda con los beneficios que los cubren. La sección cuarta explicitará las relaciones recíprocas y dinámicas de las variables financieras previamente definidas. Por un lado, las que constituyen el sistema bidimensional crédito y deuda; y como imagen y totalmente determinado por este, el de la estructura financiera. Esta sección aborda, por consiguiente, la dinámica tanto del sistema financiero como de su estructura. Estando ambos aspectos del mismo sistema mutuamente afectados o determinados. Termina la sección cuarta con una expresión visual que facilita a través de gráficas espaciales de fases la comprensión de la dinámica financiera que se acababa de presentar en términos analíticos. En la sección quinta, se estudian distintas trayectorias dinámicas que pudiesen corresponder a modificaciones a algunos de los parámetros básicos del modelo. Acaba el artículo con una aplicación del modelo teórico a un asunto de actualidad como es el de la ayuda financiera al desarrollo. Ocupándonos, en concreto, de la exigencia de inversión directa en capital real por los países ricos en los pobres

para asegurar la estabilidad financiera de la economía internacional en su conjunto.

2. EL CONCEPTO DE FINANCIACIÓN EXTERNA

La financiación externa del gasto, por ejemplo, en capital productivo o real, es un concepto clave para cualquier teoría de la deuda y del crédito. El término “externo” se refiere al tiempo bien pasado o bien futuro de los pagos; a los que se representa en el afuera del momento presente tanto en cuanto todo tiempo pasado o porvenir, por definición, no ocupan el mismo lugar que el presente que está pasando. Un modo de definir esta dislocación en el tiempo del gasto respecto al pago es recordar el significado de la idea y del ideal de trueque que sustenta el análisis económico clásico; poniéndolo seguidamente en el contexto (para él crítico) de una economía monetaria y en tiempo histórico.

Así diremos que una compra que se financia externamente se caracteriza por la circunstancia de que la(s) venta(s) que da(n) la compensación lógica a tal compra se ha(n) producido bien en el pasado o bien se producirá(n) en el futuro. Esto es, “externo” habla de una(s) venta(s) teóricamente encadenada(s) a una compra que está(n) afuera del presente (o tiempo en que se da la compra). La lógica que está detrás de esta concepción de compras y ventas (de bienes reales) encadenadas intertemporalmente es, como ya dijimos, la del trueque. Si bien, para este caso, ex(n)tendida de tal forma que incluya al hipotético trueque en el que su completa actualización y desarrollo exige dos o más momentos de tiempo; cuando, según su tópico y su esencia, el trueque es un acto

que sucede en el instante, esto es, sin tiempo ni duración alguna. Esta visión clásica de la realidad económica plantea una cuestión fundamental del intercambio y del mercado, a saber, que la adquisición de una mercancía sólo está efectivamente pagada si a cambio se entrega otra cosa de la misma naturaleza, es decir, otra mercancía³.

3. LA MEDICIÓN DE LA FINANCIACIÓN EXTERNA

El gasto en inversión de la economía, según el momento del tiempo en que se gana el dinero con que se paga: pasado, presente o futuro (respecto del acto de gasto), se puede dividir en inversión con financiación externa e inversión con financiación interna. Esta descomposición de la inversión en suma de dos partes se presenta en la ecuación (1):

$$I_t = F_t + Y_t \quad (1)$$

Donde, el total de gasto en inversión está señalado por I_t , la parte financiada externamente está representada por F_t , y la financiada internamente, esto es, con el ingreso de ventas reales producidas en el mismo periodo de tiempo t en que se produce la inversión, se representa por Y_t .

El gasto en inversión puesto ya en el flujo circular de la renta es además un ingreso de la economía. Desde esta pers-

pectiva, Kalecki y Jerome Levy estudiaron cómo se forma en la economía el beneficio del conjunto de empresas. Poniendo en relación este ingreso, clave para la estabilidad financiera del capitalismo, con distintos tipos de gastos. Entre los cuales destaca singularmente la inversión misma. Tal es así que para una economía capitalista en esqueleto, lo que queda de ella cuando se le quita el ahorro de las familias y el déficit público y de balanza de pagos, sucede que lo que ganan las empresas es lo que gastan, es decir, que sus beneficios son su inversión. Esta relación simplificada de los gastos y beneficios empresariales ha de tenerse en cuenta para la comprensión de algunas de las identidades que sustentan nuestra teoría.

Iniciamos en este punto el análisis de la financiación externa con la descomposición más general que cabe de esta variable financiera, esto es, aquella que se obtiene de concebirla como el movimiento del *stock* de deuda de la economía. Los cambios del *stock* de deuda que han de tenerse en cuenta son tres: el aumento, la disminución y el movimiento circular de la masa. A partir de los cuales iremos estableciendo las distintas formas de la financiación externa así como su relación con la estructura financiera de la economía. La identificación de la financiación externa con los distintos movimientos de la masa de deuda se recoge en la ecuación (2).

$$F_t = \Delta^+ S_{t-1} + \Delta^- S_{t-1} + \Delta^* S_{t-1} \quad (2)$$

Donde, S_{t-1} indica el *stock* de deuda en sí mismo (el cual proviene del periodo anterior a t), y ΔS_{t-1} alguna de las alteraciones mencionadas de S_{t-1} que pueden suceder en t . En relación a las clases de movimientos de la deuda: (a) $\Delta^+ S_{t-1}$ representa el

³ Se entiende así porque la economía clásica rechaza un dinero de naturaleza simbólica y crediticio, uno que sea radicalmente diferente a la mercancía por la que él se cambia, y, por consiguiente, carente del valor intrínseco de ella. Mientras que, por otro lado, sucede que los detractores del concepto mercancía del dinero y, por eso, de la economía clásica, comparten el que su pensamiento económico sea bastante heterodoxo; ver, por ejemplo, Foucault (1966), Innes (1919), Polanyi (1957) o Schumpeter (1954).

aumento de la cantidad total del *stock* S_{t-1} no contrarrestado en absoluto por destrucción alguna de la deuda heredada del pasado y, por consiguiente, hace referencia a la creación absoluta⁴ de nueva deuda en t ; (b) $\Delta^- S_{t-1}$ representa, por el contrario, a la disminución del *stock* S_{t-1} no contrarrestada en absoluto por creación alguna de deuda y, por tanto, hace referencia a la destrucción absoluta de deuda del pasado en t ; por último, (c) la tercera clase de movimiento, $\Delta^\pm S_{t-1}$ incluye a su vez dos submovimientos de S_{t-1} : (c_1) el primero que representa la sustitución de parte del *stock* S_{t-1} antiguo por una deuda nueva que se crea en t , y, por tanto, hace referencia a la destrucción en t de deuda originada en el pasado contrarrestada por la creación en t de nueva deuda; (c_2) el segundo que representa un movimiento entre acreedores del *stock* de deuda S_{t-1} , lo cual implica la ausencia total de creaciones o destrucciones de deuda en t ⁵.

Esta expresión de la financiación externa lleva implícita los dos modos con que normalmente la financiación externa se nos aparece en la realidad, a saber, el crédito (por ejemplo, el crédito bancario) y el gasto de la riqueza financiera (por ejemplo, la venta de un activo financiero cualquiera, ya sea muy líquido como un depósito bancario o algo menos como la acción de bolsa). El crédito es, por tanto, creación de nueva

deuda. Mientras que el gasto de la riqueza financiera consiste en el empleo de la deuda ya existente, en tanto que riqueza financiera, para la compra de bienes de capital real. En lo que respecta a la relación entre estas dos formas de financiación externa y los movimientos del *stock* de la deuda (los cuales son al menos de cuatro tipos distintos), ésta no es ni puede ser unívoca. Así, la creación de nueva deuda produce un aumento parcial directo del *stock* de deuda de un periodo a otro, esto es, puede ser un movimiento ascendente absoluto o relativo de la deuda. Mientras que el uso que los acreedores den al *stock* de deuda para su gasto de inversión real puede implicar varios tipos de movimientos distintos en el *stock* de deuda, bien la destrucción del *stock* de deuda, que correspondería a movimientos descendentes del *stock* de deuda ya sea absoluto o relativo, o finalmente un movimiento circular de la masa de deuda, como un submovimiento del tipo c_2 .

4. ESTRUCTURA FINANCIERA DE PAGOS E INGRESOS

Por estructura financiera nos referimos a la relación en el tiempo que se da entre el pago comprometido de la deuda y el beneficio efectivo que lo cubre. La definición de dicha estructura de pagos e ingresos de dinero relativos a la deuda exige, por tanto, que queden determinados los dos flujos de dinero que la constituyen. De lo que nos ocuparemos en esta sección y en la siguiente.

Los pagos comprometidos en la deuda que vencen en un presente cualquiera han de calcularse a partir de la serie de créditos que se hayan producido en el pasado. Como sabemos, cualquier crédito da lugar

⁴ Absoluto indica aquí sin que quepa asociarle ninguna contraprestación en destrucción de deuda antigua del *stock* heredado del pasado.

⁵ Por ejemplo, en el submovimiento c_1 puede verse una sustitución de activos en la cartera de un acreedor tal como la que se produce cuando cambia el deudor en relación al mismo acreedor (se sustituye la deuda vieja por nueva dentro de una misma cartera); mientras que en c_2 puede verse un movimiento del mismo activo entre carteras distintas de acreedores tal como cuando cambia el acreedor en relación a un mismo deudor.

a un plan de pagos sobre un horizonte de tiempo futuro cuyo cumplimiento cancela dicho crédito. Calificaremos a dichos pagos como contractuales de la deuda. Luego, el volumen de pagos contractuales en t de la economía va a depender de la historia pasada de los créditos y , en su caso, del interés que se pudiese cobrar por la deuda viva. Sea P_t el total de dinero a pagar en t por los créditos que se han dado en todo periodo $t-n$ en el pasado de t , designados por C_{t-n} , donde $n = 1, 2, \dots, N$ indica algún periodo pasado $-n$ en el que se concedió el crédito C respecto al presente t , y siendo i un tipo de interés sobre la deuda no amortizada en t , la ecuación (3) da cuenta de los argumentos para la determinación del pago contractual de la deuda en cada periodo t , esto es, historia pasada del crédito y tipo de interés actual:

$$P_t = P_t(C_{t-1}, C_{t-2}, \dots, C_{t-N}; i_t) \quad (3)$$

Como contrapunto al pago contractual está el ingreso de la economía con el que cumplir lo acordado en la deuda. Al volumen de ingresos que permiten cumplir con los pagos contractuales de la deuda los denominaremos R . Será una parte del beneficio logrado por las empresas. En la sección siguiente se presentará un análisis que lo explica como una parte del gasto de inversión agregado de las empresas, siguiendo la propuesta de Kalecki y Levi, pero lo expresaremos como una parte de la financiación externa de dicha inversión, y no de la inversión total en sí.

La estructura financiera, en resumen, nos dará cuenta de la relación que hay, para un horizonte largo de tiempo, entre R y P en una economía dada. Dándose tres posibles situaciones de la estructura financiera de la economía: (a) robusta, en

el caso de que $R > P$; (b) frágil, en el caso de que $R < P$; y (c) equilibrio o estabilidad, en caso de que $R = P$.

5. TEORÍA DE LA DINÁMICA DE LA DEUDA, EL CRÉDITO Y LA ESTRUCTURA FINANCIERA

La teoría propuesta explica la trayectoria que siguen los valores de la deuda y del crédito de la economía hasta alcanzar su equilibrio. Donde los valores de la deuda y del crédito distintos a los de equilibrio se identifican con un estado de la estructura financiera de la economía en la que los beneficios de los deudores o bien son insuficientes o bien sobrepasan a la amortización de la deuda que vence en el periodo. La estructura financiera de la economía será robusta o frágil según sea que los valores de la deuda y del crédito sean superiores o inferiores a aquellos que aseguran la igualdad de los pagos de la deuda con los ingresos que la cubren. La relación planteada entre finanzas y estructura financiera se puede interpretar en el sentido de que la fragilidad o la robustez de la estructura financiera modifica los valores existentes de la deuda y del crédito de tal manera que a lo largo del tiempo éstos alcanzan sus valores de equilibrio.

Esta relación obtenida entre estructura de los pagos de la deuda y de los beneficios que los cubren y la cantidad de crédito y deuda de una economía para un horizonte temporal largo es el resultado del análisis de las partes en que se divide la financiación externa, y del modo en que se pueden interpretar y relacionar entre sí, que ahora pasamos a exponer.

Como hemos visto anteriormente (ver ecuación 2), el análisis de la financiación

externa nos muestra dos sentidos de este concepto: (a) el que se obtiene de las formas particulares de la financiación externa, a saber, el crédito y el gasto de la riqueza financiera, y (b) el que concibe la financiación externa como el movimiento del *stock* de deuda: un aumento o una disminución, bien en términos absolutos o bien relativos, o, por último, la mera circulación de la deuda existente.

De las dos formas de la financiación externa (en su sentido a), una de ellas, la compra directa de capital real realizada por los acreedores o inversión con cargo a la riqueza financiera coincide con los beneficios potenciales para los deudores cuando la disminución relativa del *stock* de deuda es cero. La parte de estos beneficios que se materialice, en efecto, como beneficio de los deudores es la fuente de dinero ordinaria con la que los deudores deberán amortizar su deuda. Obtenemos así la relación fundamental que liga el comportamiento del gasto de los acreedores con el cumplimiento de las obligaciones de los deudores, y, por consiguiente, el núcleo de la teoría dinámica de las finanzas capitalistas. Esta interpretación del gasto de los acreedores nos lo ofrece como el elemento que buscábamos para conectar las formas de la financiación externa con la estructura financiera de la economía, puesto que el beneficio por él definido forma parte de la estructura financiera de la economía siendo él mismo financiación externa. Téngase en cuenta que en tanto que el gasto de la riqueza financiera en capital productivo (o real) es una forma de financiación externa, el beneficio de los deudores será también una parte de ésta, porque será parte de aquella parte de la financiación externa que es su origen.

Nombremos L a la parte del *stock* de deuda o riqueza financiera que se gasta en capital real por periodo, siendo S la masa de deuda de la economía, LS es la parte de la financiación externa de la que acabamos de decir que los deudores ganan sus beneficios. Luego, la financiación externa es la suma de dos elementos, el crédito C más el gasto de la riqueza financiera LS. Esto es:

$$F = C + LS \quad (4)$$

Nombremos G a la parte de LS que finalmente es el beneficio de los deudores. Luego, GLS es aquella parte de la financiación externa que en la estructura financiera será el beneficio de la economía con el que se cubre el pago de la deuda vencida. Es decir, es R⁶:

$$R = G L S \quad (5)$$

Con las definiciones de F y de R de las ecuaciones 4 y 5, estamos ya en disposición de calcular los valores de C y de S, que denominaremos C^E y S^E, tales que la estructura financiera de la economía que

⁶ La variable R se obtiene de la ecuación (2), donde se concibe a la financiación externa como suma de los movimientos del *stock* de deuda. Dado que, de los movimientos de la deuda allí señalados, sólo podemos tratar como R aquellos que supongan gasto en inversión, es decir, que sean fuente del beneficio agregado, pero, al unísono, que indiquen ingreso para los deudores que puedan emplear en la amortización de su deuda, R ha de ser la suma de dos movimientos (de los cuatro allí recogidos) del *stock*; aquellos que se explican en dos apartados del texto que sigue a la ecuación (2); a saber, el apartado (b) destrucción absoluta de deuda, y el apartado (c₁) crédito del periodo que se usa para amortizar deuda heredada del pasado. Por tanto, R no mantiene, excepto en el equilibrio final, una relación fija con la financiación externa; y sólo la mantendría con el beneficio agregado si hubiese a su vez una relación fija entre financiación externa e inversión.

de ellos se obtenga sea de equilibrio (esto es, que $R = P$). Expresaremos estos dos valores, C^E y S^E , como función lineal de F , dados los valores de L y de G . Recordemos que cualesquiera otros valores de C y S diferentes a C^E y S^E serán también diferentes en la estructura financiera que determinan, dicha estructura será bien frágil ($R < P$) o bien robusta ($R > P$). El análisis que sigue se ha particularizado para el caso en que P coincida con la amortización de la deuda uniformemente distribuida en el tiempo y que no incluya el pago de intereses de la deuda pendiente.

Por definición, una estructura financiera en equilibrio es aquella en que los pagos de la deuda P están exactamente cubiertos por los ingresos ordinarios R . Si designamos a P y R cuando están en equilibrio, respectivamente, por P^E y R^E , establecemos la igualdad como:

$$P^E = R^E$$

Si los pagos contractuales consisten en la amortización uniforme de la deuda, cuando la economía alcance una estructura financiera de equilibrio necesariamente sucederá que la amortización de la deuda adoptará el valor del crédito⁷. Por tanto, de $P = R$ llegamos a la siguiente igualdad:

$$P^E = C^E$$

De estas dos identidades de la amortización de la deuda de equilibrio P^E obtene-

mos a su vez la igualdad de sus imágenes. Por consiguiente, en equilibrio, el beneficio de los deudores que cubre la amortización de la deuda es igual al crédito:

$$R^E = C^E$$

Dando el valor de R de la ecuación (5) a esta última identidad, obtenemos que $C^E = GLS^E$. Expresión que pasamos a sustituir en la ecuación (4), la cual quedaría como: $F = GLS^E + LS^E$. Basta ahora despejar S^E de esta nueva formulación de la ecuación (4) para obtener el valor del *stock* de deuda de equilibrio como función lineal de la financiación externa, dados los valores de G y L , como ya anticipábamos:

$$S^E = \frac{F}{(1+G)L}, \quad (7)$$

Sustituyendo este valor para S^E en la ecuación (5), se determinará el de C^E ; el cual será también una función lineal de la financiación externa, dados los valores de G y L :

$$C^E = \frac{G}{(1+G)}F \quad (8)$$

En tanto que C y R , tal y como acabamos de ver, forman parte de la financiación externa, lo mismo que ésta pueden expresarse como movimientos de S . Como dijimos, los movimientos de la deuda eran el segundo sentido (el *b*) del concepto de financiación externa. Y dado que hemos considerado que los movimientos de creación o destrucción relativos del *stock* de dinero son cero, resulta que las partes C y R de la financiación externa, que hemos denominado crédito y beneficios para amortizar la deuda respectivamente, pueden identificarse en

⁷ Demostración: si $C_t = C^E$, y la deuda se amortiza uniformemente en N periodos, siendo T un periodo de tiempo en el que la economía ya ha alcanzado la estructura financiera de equilibrio, entonces sucederá que

cuando $t > T \rightarrow P_t = \frac{1}{N} \sum_{i=N}^{t-1} C_i = \frac{1}{N} NC^E \Rightarrow P_t = C^E = P^E$.

términos absolutos con los aumentos, en el caso de C, y disminuciones, en el caso de R, del *stock* de la deuda:

$$\Delta^+ S = C$$

$$\Delta^- S = R.$$

Relaciones con las que se completa la expresión analítica de la teoría dinámica de la estructura financiera y la deuda de la economía.

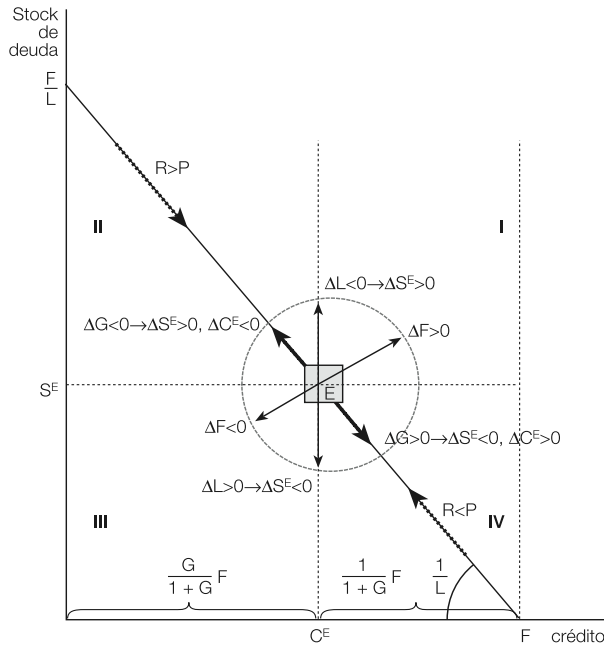
Presentamos en el gráfico n.º 1 la línea recta de extremos F y F/L como la trayectoria que sigue el crédito y la deuda desde cualquiera de sus valores iniciales hasta alcanzar los valores de equilibrio representados por el par (C^E, S^E) correspondiente al punto E, intermedio de esta recta, dados los valores de F, L y G⁸. Tomando el punto E como referente, la recta de la trayectoria está dividida en dos partes: la situada en el cuadrante II, donde el *stock* de deuda es superior al de equilibrio S^E , y el cuadrante IV donde el *stock* de deuda es inferior al de equilibrio S^E . Vemos que cualquier estado del crédito y la deuda de la economía localizado en el cuadrante II implica una estructura financiera robusta, de ahí la leyenda $R > P$ del cuadrante II. Lo cual es lógico, porque una cantidad muy elevada de la deuda, por tanto, de la riqueza

financiera, para un valor de L y G determinado, implica que el beneficio que cubre la amortización de la deuda será muy superior al valor de la amortización vencida en ese periodo. Esta estructura robusta del beneficio y de la amortización de la deuda modifican los valores iniciales del crédito y de la deuda que pudiesen localizarse en dicho cuadrante. Hemos señalado con una línea recta de trazo grueso discontinua superpuesta a la recta de la trayectoria y cuya cabeza apunta a E la dirección que siguen el crédito y la deuda cuando se encuentran en el cuadrante II. Esto es, que el par (C, S) sobre la recta y en el cuadrante IV se desplaza por la trayectoria lineal en dirección sur-este, lo que finalmente le conduce al equilibrio E. Hay un razonamiento simétrico cuando la situación inicial del crédito y la deuda están en el cuadrante IV. Ilustraremos con este último caso la dinámica del crédito y la deuda según nuestra teoría, es decir, cuando la economía parte de un valor inicial de S inferior al de equilibrio y, por consiguiente, la estructura financiera es frágil, como nos indica la leyenda $R < P$ que se encuentra en el cuadrante IV.

Supongamos que, efectivamente, la economía comienza su dinámica con el *stock* de deuda igual a cero. Este estado naciente de la economía estaría representada en el gráfico n.º 1 por el punto de corte con el eje de abscisas de la trayectoria lineal, donde se nos da el nivel de financiación externa F. Puesto que por la ecuación 4, si $S = 0$ necesariamente $C = F$. Todo el crédito es financiación externa y viceversa. La estructura financiera está en desequilibrio dado que el valor del crédito es superior al suyo de equilibrio y, sobre todo, un *stock* de deuda inferior al suyo de equilibrio implica beneficios pequeños en relación a la amortización de la

⁸ Téngase en cuenta que el análisis se centra en el uso productivo del crédito acumulado en forma de deuda en manos de los acreedores, esto es, en el hecho de que L es la parte del *stock* de deuda o riqueza financiera que se «gasta» en bienes de capital real. En este sentido, ha de entenderse que $1-L$ no es la parte del endeudamiento utilizado para financiar el consumo, sino la parte de la deuda que satisface la preferencia por la liquidez de los acreedores. De hecho, a partir de la definición de «C» (crédito) y al establecer la igualdad entre C y R en el equilibrio, el modelo postula que todo endeudamiento se destina a financiar la inversión productiva o a satisfacer la preferencia por la liquidez en las carteras de los acreedores.

Gráfico n.º 1

Deuda y crédito de equilibrio en el espacio de fases

deuda vencida. Si a partir del punto $(0, F)$ realizamos un simple desarrollo en el tiempo de los cambios que debe sufrir S y C , dado que L , G y el propio valor de F no cambian en el tiempo, siguiendo las reglas de evolución que nos dan la ecuación (4) y (5) comprobaremos que, en efecto, estos valores se aproximan a los de equilibrio de un modo lineal y progresivo⁹. La dirección de aproximación a E de los

estados localizados en el cuadrante IV están señalados en el gráfico n.º 1 por una recta discontinua de trazo grueso que apunta hacia E , por tanto, en dirección noroeste. A la derecha de la cual puede leerse la leyenda $R < P$ que indica la naturaleza frágil de las estructuras financieras de todos los estados del crédito y la deuda de dicho cuadrante IV.

⁹ Se puede comprobar con la paciencia suficiente, que el desarrollo de la serie correspondiente de los valores de C y S que constituyen su trayectoria hacia el equilibrio a partir del estado naciente $S = 0$ adopta la forma de una serie en potencias de Newton, lineal y convergente tal que:

$$C_t = \left(1 - \sum_{n=1}^t (-1)^n \binom{t}{n} L^n (1+G)^{n-1} \right) * F;$$

$$S_t = \left(\sum_{n=1}^t (-1)^{n-1} \binom{t}{n} L^{n-1} (1+G)^{n-1} \right) * F$$

6. TIPOS DE DINÁMICAS FINANCIERAS

Cualquier modificación de F , L o G provoca un cambio en los valores de equilibrio del crédito y la deuda, es decir, del contenido del par (C^E, S^E) . En el gráfico n.º 1, diremos que mueven el punto E y con él también toda la línea de la trayectoria que siguen los valores del crédito y la deuda hacia ese punto E . Por las necesarias relaciones trigonométricas que guarda la recta de la trayectoria con sus cortes con los ejes, así como con la abscisa y ordenada del punto medio de equilibrio E , podemos comprobar fácilmente que la pendiente de esta recta es $1/L$; así como que el producto de esta tangente $1/L$ del ángulo del triángulo rectángulo de extremos F - C^E - E multiplicado por el cateto contiguo, cuyo valor es

$\frac{1}{1+G} F$, nos da en efecto el valor de S^E de la ecuación (7).

Teniendo en cuenta que la posición relativa del punto E con el punto F ha de satisfacer las relaciones trigonométricas en las que participan los valores de L y G , podemos analizar en el gráfico n.º 1 el efecto de los cambios en los valores de L , G y F sobre el punto E y, por consiguiente, sobre la posición de la trayectoria de la dinámica del crédito y la deuda.

Así, por ejemplo, los cambios en L , sólo afectan a la pendiente de la recta de trayectoria, lo que implican que el equilibrio sólo se desplazará verticalmente hacia arriba o verticalmente hacia abajo. Pero nunca a derecha o izquierda, puesto que no afecta nunca al valor de equilibrio del crédito, esto es, a la abscisa de E . Estos desplazamientos verticales del punto E están indicados en el gráfico n.º 1 por una flecha vertical hacia arriba

con la leyenda $\Delta L < 0 \rightarrow \Delta S^E > 0$, y por una flecha vertical hacia abajo con la leyenda $\Delta L > 0 \rightarrow \Delta S^E < 0$.

Por una razón similar, como G no afecta en nada a la pendiente de la recta de la trayectoria, variaciones en G sólo puede desplazar hacia arriba o hacia abajo respecto al equilibrio E a lo largo de la recta de trayectoria inicial que conserva intacta su pendiente $1/L$. En particular, como se indica el gráfico n.º 1 con una línea recta corta y de trazo grueso superpuesta a la trayectoria que tiene su extremo en el punto E y con cabeza que apunta en dirección noroeste, toda disminución en G desplaza hacia arriba a lo largo de la trayectoria lineal el punto E , esto es, aumenta el *stock* de equilibrio pero disminuye el del crédito. Sucediendo lo simétrico para un aumento del valor de G .

Analizaremos a continuación un tipo importante de dinámica de la deuda y del crédito y de la estructura financiera: aquella que se produce cuando hay aumentos o disminuciones en L . Y daremos una interpretación realista de los resultados del análisis.

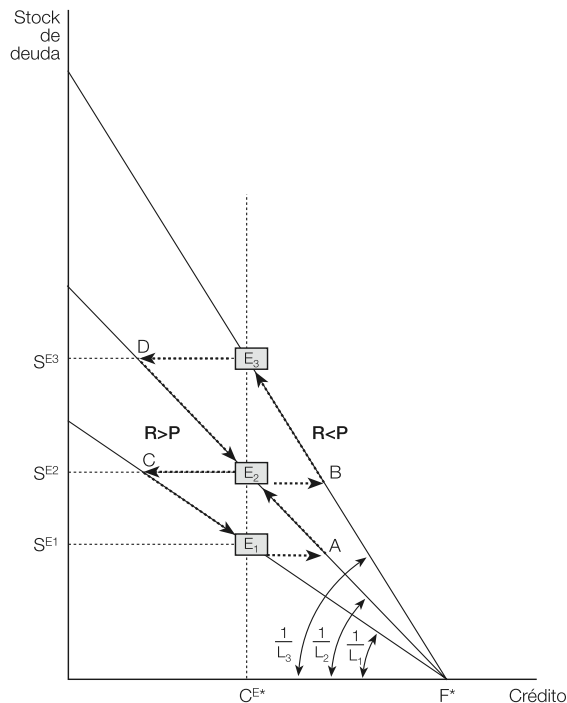
En tanto que L representa la disposición de un acreedor a transformar 1 euro de capital financiero en capital real por unidad de tiempo, podemos afirmar que cuanto más baja sea L mayor será la preferencia de los acreedores por mantener su riqueza en activos financieros. De cierto modo, esta disposición favorable por la riqueza financiera se podría considerar como una preferencia por la liquidez, esto es, por una riqueza los más parecida al dinero posible. Además sucederá también que a menor valor de L mayor será la separación entre poseedores de capital financiero y usuarios de capital real. En tal

caso el sector financiero tendrá un mayor peso dentro de la economía. El modelo no puede dar cuenta de los cambios en la composición cualitativa del *stock* de deuda, pero sí de su evolución cuantitativa.

Un caso que se analiza en el gráfico n.º 2. Donde se supone que la economía parte de una situación inicial de estabilidad financiera como la indicada por el punto E_1 , con un nivel de deuda S^1 y de crédito C^* para la financiación externa de la inversión por valor F^* . La estructura financiera de partida de la economía es,

por tanto, equilibrada. Una disminución de L , generaría un desplazamiento del equilibrio inicial en la recta vertical que pasa por el equilibrio de partida E_1 . En lo que respecta a la trayectoria que seguiría la deuda y el crédito para el tránsito de uno a otro equilibrio, de E_1 a E_2 , se observa que habría que generar un crecimiento inmediato del crédito, como el señalado por el paso del punto E_1 a A . Y posteriormente desde A se seguiría una trayectoria de corrección del primer incremento del crédito, que iría siendo sustituido por aumentos en el *stock* de deuda. La econo-

Gráfico n.º 2

Análisis de las variaciones en L 

mía en lo que respecta a la estructura de sus finanzas pasaría por una zona de fragilidad, $R < P$. La zona de fragilidad financiera, $R < P$, es la parte del plano situada a la derecha de la vertical que une todos los puntos de equilibrio E correspondiente a los distintos valores adoptados por L . Si las disminuciones en L son progresivas y continuadas, se volverá a repetir o a prolongar la trayectoria que acabamos de definir. Vemos en el gráfico n.º 2 que una disminución de L desde E_2 , en caso de que la economía pudiese alcanzar ese estado, paso de L_2 a L_3 , vuelve a llevar a la economía a la zona de fragilidad de la estructura financiera, generando crecimientos temporales de la deuda, posteriormente corregidos, pero con aumentos finalmente mayores del *stock* de deuda en comparación con los de partida.

Aumentos en los valores de L dan lugar a un proceso dinámico de ajuste de los valores del crédito y de la deuda totalmente simétricos a los descritos para las disminuciones de L . En el gráfico n.º 2, aumentos sucesivos de los valores de L a partir de L_3 , conducen a la economía del equilibrio E_3 al E_2 desde el punto D y en dirección sureste por la trayectoria de la recta correspondiente a E_2 . Y lo mismo sucede al aumentar una vez más L , de L_2 a L_1 , la economía pasaría del equilibrio E_2 al E_1 a partir del punto C y siguiendo la dirección noreste de la trayectoria que corresponde a E_1 . Todo aumento de L como vemos tiene un efecto muy positivo sobre las estructuras financieras de la economía en su proceso de ajuste y dinámica hacia los nuevos equilibrios, ya que todos los estados temporales del crédito y la deuda se sitúan en la región de estructuras robustas, $R > P$.

7. UNA APLICACIÓN DE LA TEORÍA: LA AYUDA FINANCIERA AL DESARROLLO

No pretendo abarcar todo el problema actual de las finanzas entre países avanzados y en desarrollo dada su enorme complejidad dentro de la teoría de la dinámica financiera de la deuda y de la estructura financiera de la economía. Es harto sabido y discutido que una teoría es una abstracción y, por tanto, simplificación de algún tramo de la realidad, y de ahí que interpretar la realidad por la teoría como algo simple pero inteligible (cosa que la realidad nunca lo es) supone siempre un esfuerzo formidable de juicio. Así y todo, es nuestra intención elaborar un discurso fundamentado en la verdad y la racionalidad de la teoría que mejore nuestro entendimiento de la cuestión de la financiación al desarrollo económico. Además servirá para manifestar los aciertos y las debilidades de la teoría siempre y cuando el discurso obtenido aporte conocimiento nuevo sobre el tema.

Empezamos por determinar elementos de la realidad que pueden expresarse en el lenguaje de la teoría, y que son, por tanto, un objeto satisfactorio de análisis: (1) existe un grupo de acreedores y un grupo de deudores interrelacionados: los países ricos son acreedores de los pobres, y éstos son sus deudores; (2) la masa de la deuda crece continuamente y no se amortiza en las economías en desarrollo; (3) como resultado de esta fragilidad de su estructura financiera, el crédito se les retira, lo que pone fin al aumento de la inversión y, por consiguiente, genera el declive persistente de esas economías. Se explica de este modo por qué la pobreza es un círculo vicioso del que es difícil escapar.

Al ser ésta una cuestión de economía internacional, esto es, nos encontramos en un contexto de una economía formada por un conjunto de economías, debemos precisar cuál de todas ellas es la economía objeto del análisis. Pues bien, la economía de la que hablaremos es el bloque de los países en desarrollo que trataremos como la «economía deudora». Consideraremos otra economía constituida por el bloque de los países desarrollados que denominaremos como la economía acreedora. Cumpliéndose así que estas dos economías, la deudora y la acreedora, conjuntamente formarán la economía internacional. Por consiguiente, al hablar de financiación externa nos referimos a una forma de financiar la inversión realizada por la economía deudora dentro de dicha economía. La inversión de la economía deudora incluye tanto las importaciones de producciones hechas en la economía acreedora como la compra de producción propia de la economía deudora. En lo que respecta a la riqueza financiera o *stock* de deuda será también la que sea debida a la inversión en la economía deudora. Por lo que el gasto de la riqueza financiera se interpretará como compra por los acreedores de capital producido en la economía deudora.

Establecido el marco adecuado para la aplicación de la teoría al caso de la economía internacional formada por una economía acreedora y una economía deudora, pasamos a estudiar por qué la masa de deuda es más grande, crece más y la estructura financiera es frágil para la economía deudora. En la teoría, estas tres cuestiones, en verdad, hacen referencia a un mismo problema: la situación del par $(C^E \text{ y } S^E)$ en relación a un valor dado de F .

Si miramos de nuevo el gráfico n.º 1, podemos observar que, en efecto, dado F , los

valores de L y de G sitúan el par (C^E, S^E) en un punto del plano tal que en relación a F , que consideraremos el estado inicial de la deuda y el crédito de la economía deudora, no sólo determinan la trayectoria que siguen crédito y deuda desde dicho estado inicial F hasta los valores finales de equilibrio de ambas variables (C^E, S^E) , sino sobretudo la longitud que separa ambos puntos, que, como sabemos, se corresponde con el tramo de estados del crédito y la deuda para los cuales $S < S^E$, es decir, aquéllos con una estructura financiera frágil: $R < P$. Y cuanto más larga sea la longitud de este tramo de la trayectoria de situaciones de fragilidad financiera, más grande ha de ser la deuda necesaria para financiar una misma cantidad de inversión, más tiempo observaremos que la deuda crece periodo a periodo, y más larga será la travesía de la economía por situaciones de fragilidad financiera. Recordemos de qué depende la longitud de este tramo de la trayectoria de la dinámica de la economía.

Pues bien, la longitud de este tramo de la trayectoria lineal será tanto más larga en cuanto el punto (C^E, S^E) esté más lejos de F , lo que sucederá cuando: (a) dado un valor de la coordenada horizontal del equilibrio, esto es de C^E , cuanto más alto sea el valor de la coordenada vertical (cuanto más arriba verticalmente el punto de equilibrio financiero —lo que sucede cuanto más bajo sea el valor de L —; y (b) dado un valor de la pendiente de la trayectoria, cuanto más alejado esté el equilibrio de la economía en la dirección del vector marcado y con origen en F —lo que ocurre cuanto más bajo sea el valor de G —.

Por tanto, si en realidad estos dos factores L y G toman valores desfavorables para los países pobres, sucederá que el volumen total de beneficios potenciales

puestos a su disposición son escasos (nivel bajo de L) y que su capacidad de ganarse una parte de estos es baja (bajo nivel de G), es de esperar que las finanzas de estos países exijan en efecto que en equilibrio su nivel de endeudamiento sea muy elevado respecto a sus acreedores y que además el crédito que se les conceda por periodo sea muy bajo. Pero además que tengan un camino largo a través de una sucesión de estados de fragilidad financiera, es decir, que tengan problemas de pago de la deuda durante mucho tiempo. Nuestra teoría plantea la paradoja de que estos países padezcan fragilidad financiera, no por el hecho de que su nivel de deuda sea muy elevado, sino, al contrario, porque es aún demasiado bajo, es decir, demasiado bajo en relación al volumen necesario para que se pueda dar completa cuenta de sus pagos de la deuda; nivel alto de referencia que está determinado por los bajos niveles de L y de G. Lo que equivale a decir que la economía acreedora no dispone aún de riqueza financiera suficiente como para gastar una cuantía de la misma en inversiones reales y directas en la otra economía, la deudora, lo bastante alta como para que esta última pueda cumplir adecuadamente con sus pagos contractuales de la deuda.

De los dos problemas mencionados, el más primitivo, y quizás también el más importante porque incumbe directamente a la actitud de los acreedores en relación con los deudores, es el bajo valor de L. Como esta cuestión fue tratada con más detalle en la sección anterior, sólo recapitulamos y ordenaremos los principales resultados allí obtenidos:

- a) el volumen total de beneficios potenciales de los cuales la economía deudora obtiene los beneficios efec-

tivos con los que amortizar la deuda lo deben generar los acreedores. Este es el resultado del gasto de su riqueza financiera en la adquisición de capital real de la economía deudora. Si entendemos esta acción como un compromiso de la economía acreedora con la economía deudora, este compromiso vendría representado por el valor de L. Cuanto más bajo sea este compromiso mayor será el endeudamiento y por consiguiente la dependencia financiera de la economía deudora de la acreedora. Más finanzas y más deuda para financiar el mismo grado de crecimiento de la producción de los países pobres.

- b) en la teoría, la estructura financiera es frágil cuando los beneficios obtenidos por los deudores son insuficientes para la amortización de la deuda. Que se corresponde con un estado transitorios del crédito y del *stock* de deuda que representamos por un punto sobre la trayectoria lineal hacia el equilibrio y a su derecha. Luego, el problema, en teoría no viene explicado por un volumen de deuda excesivo, sino por el contrario insuficiente. Encontramos aquí una explicación del por qué se da la paradoja del pago de la deuda de los países en desarrollos, que con niveles altos de deuda no logran amortizar la deuda vencida y que la trayectoria de las finanzas de esas economías las conduce a aumentar aún más la cantidad de deuda
- c) la situación se agrava si sucede que se produce una disminución progresiva de los valores de L en el tiempo.

Ante la crítica persistente de los acreedores a los deudores por su falta de pago pueden darse dos soluciones: bien el aumento de la inversión directa de capital real en esas economías o bien la disminución de la financiación y la inversión global allí realizada. De las dos soluciones propuestas, es más probable que se produzca finalmente, y hasta más lógico, aquella en la que los acreedores deciden recortar la ayuda financiera al desarrollo, esto es, disminuir la financiación externa disponible para esa economía. En el gráfico n.º 3, se representa una dinámica de la deuda de los países en desarrollo correspondiente a un empeoramiento en las condiciones de su estructura financiera que exige al final la aplicación de un recorte en el valor de la financiación externa. Dado el valor inicial F^1 de la financiación externa de la inversión de los países en desarrollo, el punto E_1 indica la deuda y el crédito que cumple las condiciones de equilibrio de la estructura financiera, esto es, que para esa cantidad de deuda S^{E1} (o mayor) los deudores pueden amortizar la deuda vencida, $R = P$. Si la economía deudora se encuentra en algún estado representado por un punto a la derecha de E_1 , tramo discontinuo de la trayectoria lineal entre F^1 y E_1 , la riqueza financiera de los acreedores, dados los valores de L y G , será insuficiente para asegurar el cumplimiento del pago contractual la deuda. Por tanto sucederá que dicha economía tiene una estructura financiera frágil, $R < P$.

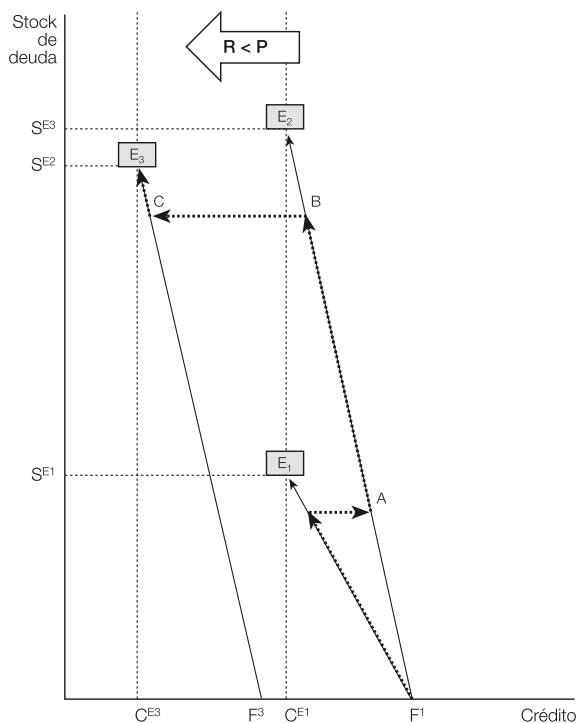
Toda disminución de L aumenta el volumen de deuda necesario para el equilibrio de las finanzas, y prolonga el tiempo de permanencia de la economía por estados financieros frágiles. Por ejemplo, en el gráfico n.º 3, desplaza hacia arriba en la vertical el valor de equilibrio del *stock* de deu-

da, de E_1 a E_2 . Si cuando el país tiene aún dificultades para devolver el principal de la deuda se produce el empeoramiento del comportamiento inversor del país acreedor en el país deudor, esta disminución de L desplaza toda la trayectoria dinámica hacia la derecha, con un nueva situación inicial en el punto A. El sentido económico de este valor bajo de L y de su cambio nos es conocido. Porque A no sólo se encuentra más abajo de E_1 , sino que relativamente se encuentra mucho más abajo del nuevo equilibrio de referencia E_2 . Lo que significa que la economía en desarrollo no sólo sigue una trayectoria por la región de fragilidad financiera y con un mayor endeudamiento final, sino que los problemas del pago de la deuda se han agravado. Sin que se pueda alcanzar en breve plazo de tiempo una situación de estabilidad financiera, en la que pueda cumplir con la amortización de la deuda.

En lo que respecta a la reducción de la ayuda al desarrollo, vemos lo que sucede si F baja su valor de F^1 a F^3 . La consecuencia del menor valor de la financiación externa F^3 , como vemos, es el establecimiento de un nuevo equilibrio hacia donde convergen las trayectorias de la deuda y del crédito, el E_3 , el cual implica un menor endeudamiento final de esta economía. Situación que es coherente con el propósito de reducir los niveles de endeudamiento de las mismas. Pero en el tránsito del punto B al C se daría una disminución brusca del crédito, que posteriormente se iría corrigiendo, al tiempo que aumentase el nivel de deuda. Observamos que aún queda un periodo de ajuste financiero de la economía deudora en el cual siguen los problemas de amortización de la deuda.

Gráfico n.º 3

Un tipo de dinámica de la deuda de un país en desarrollo



8. CONCLUSIONES

La teoría de la dinámica financiera establece los valores de equilibrio de la deuda y el crédito como función del volumen de financiación externa de la inversión (F), de la propensión de los acreedores a invertir en capital real financiando dicha compra con su riqueza financiera (L) y de la capacidad de ganar una parte del beneficio potencial de la economía por parte de los deudores que poseen y usan el *stock* de capital productivo de la economía (G).

El equilibrio de la deuda y del crédito implica, a su vez, la estabilidad de la estructura financiera de la economía. Entendiendo por estructura financiera la relación entre los pagos debidos a la amortización de la deuda (P) y los ingresos ordinarios procedentes de los beneficios que los cubre (R) a lo largo del tiempo. La estabilidad de dicha estructura se da por tanto cuando los pagos de la deuda y beneficios que la cubren coinciden ($R = P$). Todo estado de las finanzas fuera del equilibrio genera movimientos hacia él, trayectorias de la deuda y el crédito, que se corres-

ponden con dos posibles estados de la estructura financiera, la robusta cuando se generan más beneficios en los deudores que sus compromisos de amortización de la deuda ($R > P$) y el frágil cuando los beneficios son insuficientes ($R < P$).

Para cualquier equilibrio financiero de la economía, disminuciones de la disponibilidad de los acreedores a gastar su riqueza en capital productivo, disminuciones en L , alejan a la economía de su trayectoria al equilibrio (en el análisis gráfico presentado la desplaza a la derecha) y aumenta la fragilidad de la estructura financiera de la economía. Esto sucede por el cambio en la posición de equilibrio del crédito y de la deuda que tal cambio provoca. En concreto, aumenta los niveles de *stock* de deuda, pero no tendrá consecuencias sobre el crédito (C), las adiciones que en cada momento habrá al *stock* heredado. Por tanto, no hay más financiación externa del dinero al capital

por ello; y, por tanto, no afecta al volumen de los pagos contractuales.

El efecto sobre el equilibrio financiero de cambios en la financiación externa de la inversión es directo, en el sentido de que si disminuye también lo harán los valores de la deuda y del crédito de equilibrio. Pero lo que suceda con las trayectorias de la economía, y, por tanto, con la estructura financiera dependerá del momento en que ese cambio se produzca. Por último, toda disminución de la capacidad de ganar un beneficio del potencial por parte de los deudores aumenta el nivel global de deuda de la economía y disminuye las necesidades del crédito. Pero agrava la fragilidad de la estructura financiera de la economía. Esto es, se incrementa el tiempo que tarda la economía en llegar desde una situación donde los beneficios de los deudores son insuficientes para el pago de la deuda hasta el estado de equilibrio de su estructura financiera.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- FOUCAULT, Michael (1966): *Les mots et les choses*. Éditions Gallimard, París. [traducción: *Las palabras y las cosas*. Siglo XXI, México].
- GATTI, Domenico Delli and Mauro GALLEGATI. (1990): «Financial Instability, Income Distribution and the Stock Market», *Journal of Postkeynesian Economics*, 12: 356-374.
- GURLEY, J.G. and SHAW E. (1960): *Money in a Theory of Finance*. Brookings Institution, Washington, D.C.
- INNES, M.(1913): «What is Money?», *The Banking Law Journal*, pp. 377-408.
- KALECKI, M. (1954): *Theory of Economic Dynamics*. Cambridge: Cambridge University Press, 1954.
- KALECKI, M. (1971): *Selected Essays on the Dynamics of the Capitalist Economy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- KEEN, S. (2000): «The Nonlinear Economics of Debt Deflation», en Barnett, William A. (eds.), *Commerce, Complexity and Evolution: topics in economics, finance, marketing, and management*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 83-110.
- LEVY, S. Jay and LEVY, David A. (1983): *Profits and the Future of the American Economy*. New York: Harper and Row.
- LLOYD (1966): *Polarity and Analogy. Two types of argumentation in early greek thought*. Cambridge University Press, Cambridge.
- MINSKY, H. P. (1957): «Monetary Systems and Accelerator Models», *American Economic Review* XLVII (6), pp. 859-83.
- MINSKY, H. P. (1964): «Financial Crisis, Financial Systems and the Performance of the Economy», en *Private Capital Markets* [Prepared for the Commission on Money and Credit Research Study], Prentice Hall Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 173-380.
- POLANYI, Karl (1957): *The Great Transformation*. Beacon Press, Beacon Hill, Boston.
- SCHUMPETER (1954): *History of Economic Analysis*. Oxford University Press, Oxford. [traducción: *Historia del Análisis Económico*: Ariel, Barcelona].
- TAYLOR, L. (1985): «A Minsky Crisis», *Quarterly Journal of Economics*, C (supplement), pp. 871-885.

Comparación entre indicadores de capital humano en un modelo de crecimiento económico

Los indicadores que tradicionalmente se vienen utilizando en economía para medir el capital humano dejan de lado muchos matices que se encuentran dentro de un concepto amplio de capital humano. En este trabajo se propone un nuevo indicador más elaborado, construido para una amplia muestra de ochenta y cuatro países y que tiene presente la educación formal e informal, la experiencia laboral y la salud. Se observan diferencias en las dotaciones de capital humano entre diversos países europeos, Estados Unidos y Japón atendiendo a cada uno de los indicadores. Se compara el indicador propuesto con los índices tradicionales, examinando su bondad a través de la evidencia empírica en un modelo de crecimiento basado en el utilizado por Mankiw, Romer y Weil (1992). Los resultados muestran que, con el indicador propuesto de capital humano, el poder explicativo del modelo es mayor que con los indicadores tradicionales.

Giza kapitala neurtzeko ekonomian erabili ohi diren adierazleek alde batera uzten dute giza kapitalaren kontzeptu zabalean bildutako ñabardura ugari. Lan honetan, adierazle berri bat proposatzen da, landuagoa, laurogeita lau herrialdek osatutako lagin zabalerako egindakoa eta hezkuntza formala eta informala, lan-esperientzia eta osasuna kontuan hartzen dituen. Giza kapitalaren hornidurei dagokienez, adierazle bakoitzari erreparatuz gero, bada alderik Europako zenbait herrialderen, Estatu Batuen eta Japoniaren artean. Proposatutako adierazlea ohiko indizeekin alderatzen da, eta ebidentzia enpirikoaren bidez bakoitzaren onura aztertzen da, Mankiw, Romer eta Weil-ek (1992) erabilitako ereduaren oinarritzen den hazkunde-ereduari jarraituz. Emaitzek erakusten dutenez, giza kapitalerako proposatutako adierazlearekin, ereduaren azalpen-ahalmena ohiko adierazleena baino handiagoa da.

The indicators that traditionally are used in economy to measure the human capital leave many shades that are within an ample concept of human capital. In this work, a new elaborated indicator is proposed. This is made for an ample sample of eighty four countries and remembers the formal and informal education, labour experience and health. The differences in the dowries of human capital of diverse European countries, the United States and Japan, taking care of each one of the indicators, are observed. Besides, a comparison of the indicator proposed with the traditional indices of human capital is made, examining its accuracy through the empirical evidence in a model of growth based on the one used by Mankiw, Romer and Weil (1992). The results show that, with the proposed indicator of human capital, the explanatory power of the model is greater than with the traditional indicators.

ÍNDICE

1. Introducción. Concepto de capital humano e indicadores tradicionales
 2. Propuesta de un nuevo indicador de capital humano
 3. Elaboración de un índice global de capital humano y su comparación con los indicadores tradicionales
 4. Comparación de los indicadores a través de la evidencia empírica
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: capital humano, crecimiento económico.

Key words: human capital, growth.

N.º de clasificación JEL: J24, O15, O40

1. INTRODUCCIÓN. CONCEPTO DE CAPITAL HUMANO E INDICADORES TRADICIONALES

Hace más de 200 años que Adam Smith (1776) reconoció la importancia de las habilidades personales en la determinación de la riqueza de los individuos y las naciones. Sin embargo, el concepto formal de capital humano no fue desarrollado hasta las décadas de 1960 y 1970 con los trabajos de Schultz (1960, 1961), Becker (1962, 1964) y Blaug (1976). En ellos, el capital humano se relaciona con la productividad y es definido como la suma de las inversiones en educación, formación en el trabajo, emigración o salud que tienen como consecuencia un aumento en la productividad de los trabajadores.

Más recientemente, se ha expandido el concepto primigenio con el fin de incluir actividades no relacionadas únicamente con el mercado, como analizan Ruggeri y Yu (2000). Así, la OCDE (1999) redefine el capital humano como «*el conocimiento, habilidades, competencias y otros atributos incorporados en los individuos que son relevantes para la actividad económica*»¹. Con ello, se hace referencia a todas las actividades que directa o indirectamente crean renta o riqueza. Estas actividades incluyen tanto el trabajo remunerado como el realizado fuera del mercado, considerando el trabajo voluntario, el comunitario y el trabajo doméstico.

¹ OCDE (1999), p. 9.

En la actualidad, los economistas han empezado a reconocer que estas definiciones de capital humano son demasiado simples, dejando de lado aspectos cruciales, por lo que no contribuyen al diseño de una adecuada política formativa. En Laroche *et al.* (1999) se sugiere que la definición tradicional de capital humano debería ampliarse para poder incluir el potencial de captación de capital humano, así como el capital poseído, siendo «la suma de habilidades innatas y del conocimiento y destrezas que los individuos adquieren y desarrollan a lo largo de su vida»².

En esta misma línea, Ruggeri y Yu (2000) argumentan que el capital humano es un concepto dinámico y multifacético. De este modo, sugieren que el concepto de capital humano debería ampliarse para abarcar cuatro dimensiones: a) el potencial de capital humano, b) la adquisición de capital humano, c) la disponibilidad de dicho capital y d) el uso efectivo del mismo.

Debido a las importantes aportaciones de Lucas (1988), Romer (1986, 1990), Barro (1991) o Rebelo (1991), entre otros, cada vez va siendo más común la introducción del capital humano en los trabajos empíricos, sin embargo, si es difícil definir el capital humano, no menos, por tanto, lo será su medición. Los indicadores del mismo que se han venido construyendo hasta el momento son de tres tipos:

- 1) indicadores basados en la educación formal recibida.
- 2) indicadores basados en la educación formal recibida ponderada por su productividad.

- 3) indicadores basados en la medición de los conocimientos adquiridos.

Los dos primeros son los más sencillos de elaborar y los más utilizados. En casi todos los países existen estadísticas sobre la educación formal que perciben sus ciudadanos. Sin embargo, mediante estos indicadores no se consigue medir el capital humano poseído, sino aproximarse a él a través de la educación académica recibida, la cual contribuye significativamente a su acumulación. Se pueden distinguir, a su vez, dos tipos de indicadores: tasas de matriculación y educación formal recibida³.

El problema que tienen las tasas de matriculación es que representan un flujo, no un *stock*, esto es, a través de ellas nos podemos formar una idea del nivel educativo que ha alcanzado un determinado segmento de población de un país, pero no toda. Además, la matriculación en un nivel educativo no garantiza que dicho nivel sea completado con éxito.

Para solventar el problema anterior, diversos trabajos han tratado de construir indicadores que midan el *stock* de capital humano de los países ofreciendo información sobre el porcentaje de población to-

³ Las tasas de matriculación pueden ser brutas o netas. La tasa de matriculación bruta muestra el número total de matriculados, independientemente de su edad, sobre el total de población a quien, por su edad, le correspondería estudiar ese nivel educativo. La tasa de matriculación neta muestra el número total de matriculados de una determinada edad, que se ajusta al nivel de estudios contemplado, sobre el total de la población a quien, por su edad, le correspondería cursar ese nivel de estudios. Ambos indicadores se pueden referir a cualquier nivel académico. La UNESCO ofrece datos internacionales sobre tasas de matriculación, aunque éstos presentan problemas de homogeneidad y de precisión, especialmente en el caso de los países menos desarrollados.

² Laroche *et al.* (1999), p. 89.

tal que ha conseguido completar un determinado nivel de estudios. Una vez que se cuenta con este dato, se puede calcular los años medios de estudio cursados por un ciudadano tipo, conocida la duración de cada ciclo educativo. Entre los trabajos que han elaborado este tipo de índices destacan los de Psacharopoulos y Ariagada (1986), Barro y Lee (1993, 1996, 2000) y De la Fuente y Doménech (2001).

La utilización de este tipo de indicadores, basados en la educación formal recibida, presenta varios inconvenientes: a) se supone que todos los estudiantes que han recibido la misma educación han alcanzado similar nivel de conocimientos, tanto si se considera un país determinado como el conjunto de países, lo cual, evidentemente, se aleja de la realidad; b) se presume que cada año de educación supone la adquisición de un nivel constante de conocimientos, independientemente del ciclo de estudios en el que se enmarque; c) no se consideran los medios materiales empleados ni la calidad de la educación impartida, a pesar de que condicionan la formación adquirida; d) no se tienen en cuenta los conocimientos que se pueden adquirir bajo otros ámbitos educativos formales o informales como, por ejemplo, los cursos a desempleados, la experiencia laboral o la educación en el seno de la familia y e) tampoco se cuenta con el hecho de que los conocimientos adquiridos se pueden depreciar con el transcurso del tiempo.

Para intentar paliar, en parte, los inconvenientes mencionados y distinguir la calidad de la educación formal recibida, se puede observar el valor económico de la misma atendiendo a las diferencias en productividad y, por tanto, a los ingresos

percibidos. Así, se supone que los individuos que responden a características educativas similares cobrarán salarios parecidos, que diferirán de las ganancias de otros individuos con distinta capacitación. El valor económico del *stock* de capital humano se obtendrá sumando la educación recibida por diferentes grupos poblacionales, ponderada por el salario medio que reciben los individuos de ese grupo en relación al salario recibido por un trabajador no cualificado. Algunos trabajos que se han llevado a cabo siguiendo esta metodología son los de Jorgenson y Fraumeni (1989, 1993) y Mulligan y Sala-i-Martin (1997, 2000)

Las ventajas de este tipo de indicadores con respecto a otros basados exclusivamente en la educación formal recibida son importantes. En primer lugar, permiten reconocer divergencias en la productividad entre individuos que han completado la misma educación. Además, posibilitan aproximarse a las diferencias en las dotaciones de capital humano generadas por distintos niveles educativos. Por otro lado, asumen que se pueden dar cambios en la productividad relativa de los individuos en función de diferencias temporales y espaciales, lo que se acerca más a la realidad. El problema que presentan radica en considerar que las diferencias en los ingresos constituyen un buen indicador de las desigualdades en productividad y que ambas obedecen a disparidades en la cualificación de los trabajadores. Esto es dudoso, aun teniendo en cuenta la corrección propuesta en algunos de los trabajos mencionados de relativizar las ganancias por el salario medio de los trabajadores (sin cualificación) para poder captar los efectos del capital y la tecnología. Por tanto, las diferencias salariales

pueden deberse a otros muchos factores aparte de la capacitación, como el sexo, la situación legal, la legislación laboral vigente o la organización sindical, entre otras. Además, implícitamente, se considera que los trabajadores no cualificados son perfectamente sustituibles, cosa que es cuestionable.

Una tercera posibilidad para medir el capital humano que poseen los individuos consiste en efectuar exámenes que determinen la posesión de ciertos conocimientos relevantes. Existen muy pocas pruebas de este tipo. Un intento de realizar una medición internacional de capital humano basado en este método ha sido llevado a cabo por la OCDE a través de la *International Adult Literacy Survey*. Esta prueba trata de identificar diferentes habilidades prácticas útiles para la vida en sociedad, incluyendo el desempeño de tareas profesionales, poseídas por la población activa de cada país. Las preguntas abarcan diversos aspectos cognitivos y presentan cinco niveles de dificultad. Los resultados revelan que entre un tercio y la mitad de la población adulta de los países comprendidos en la muestra presentan una carencia de las habilidades prácticas necesarias, si bien un número elevado de estos individuos está entre los segmentos de población de más edad. Otras derivaciones interesantes del estudio hacen referencia a la relación directa entre nivel de educación y capacitación y al efecto positivo que una mayor cualificación tiene sobre los salarios. El procedimiento utilizado presenta indudables ventajas, al medir directamente los conocimientos que poseen los individuos en un momento dado, sin necesidad de recurrir a indicadores que constituyen aproximaciones más o menos acertadas del

stock de capital humano. El problema radica en la dificultad que conlleva realizar este tipo de pruebas a escala internacional y en diseñar unas preguntas que sean homogéneas, comprensibles y relevantes para diversos segmentos poblacionales de un amplio número de países.

Uno de los objetivos de este trabajo, teniendo en cuenta un concepto amplio de capital humano y las deficiencias de los indicadores existentes expuestos, es elaborar un indicador de capital humano, en el ámbito internacional y referido al año 1999, que tenga en cuenta diversos elementos que, habitualmente, no se suelen considerar, como la formación de tipo informal que los individuos reciben a través de la familia y los medios de comunicación, la experiencia laboral, el estado de salud o la calidad de la enseñanza formal. Adicionalmente, se analiza la bondad del indicador propuesto tanto de manera aproximativa, con una serie de variables relevantes, como de forma empírica, en un modelo de crecimiento económico.

Para ello, el trabajo se divide en cuatro partes adicionales a esta introducción. En la primera, se explica el indicador confeccionado y cómo se ha elaborado. En la siguiente, se compara éste con los indicadores de educación académica formal que se han venido utilizando tradicionalmente y se trata de ver la relación del indicador confeccionado con una serie de variables relevantes. También se realiza una comparación de las dotaciones de capital humano de Europa, Estados Unidos y Japón teniendo en cuenta cada índice. En tercer lugar, se analiza en un modelo de crecimiento ampliado tipo Mankiw, Romer y Weil (1992), si el indicador propuesto representa una mejora en relación a los indicadores tradicionales en cuanto a la evi-

dencia empírica aportada por cada uno de ellos. El trabajo acaba recogiendo las conclusiones más relevantes.

2. PROPUESTA DE UN NUEVO INDICADOR DE CAPITAL HUMANO

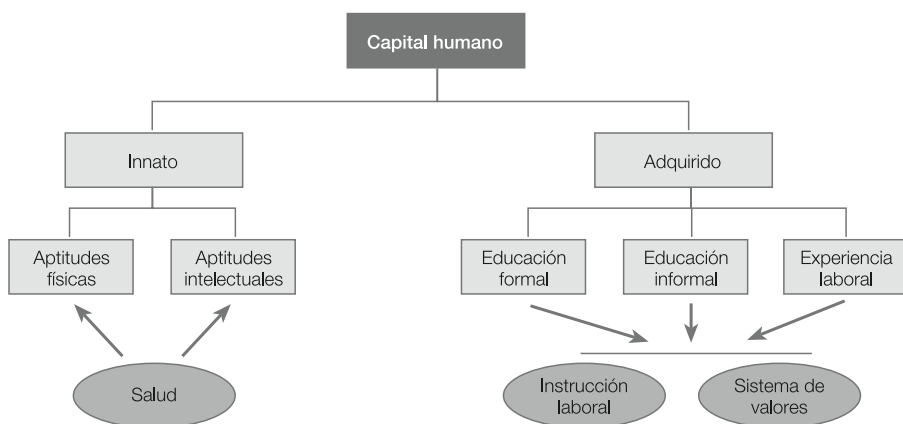
El cálculo de la cantidad de capital humano poseída por los ciudadanos de un determinado país se podría abordar utilizando dos perspectivas diferentes. En primer lugar, intentando medir los conocimientos acumulados por sus habitantes, ideando algún tipo de pruebas que midan dichos conocimientos. El problema radica en la dificultad de abarcar la totalidad de los diferentes campos que componen el saber de una persona. Además, estas pruebas se deberían realizar a un número representativo de individuos, lo que complica aún más esta vía. Otra po-

sibilidad sería tomar como indicador de las nociones poseídas los medios puestos a disposición de los sujetos para poder alcanzarlas; esto es, las condiciones de partida, la educación formal e informal y la experiencia laboral. Estas variables condicionarán la instrucción laboral y el sistema de valores adquirido. El problema, en este caso, vendrá del desconocimiento del aprovechamiento de las posibilidades brindadas y de la heterogeneidad que presentan los medios entre los diversos países. Asumiendo estas limitaciones, esta última será la perspectiva que se va adoptar en este trabajo.

La elaboración de un nuevo indicador de capital humano se va a sustentar en una definición amplia de capital humano que distingue entre capital humano innato y adquirido como se puede ver en el esquema n.º 1.

Esquema n.º 1

El concepto de capital humano



Fuente: elaboración propia.

El capital humano innato comprende aptitudes de tipo físico e intelectual, que pueden verse alteradas debido a las condiciones de alimentación y salud. El adquirido se irá formando a lo largo de la vida de los sujetos a través de la educación formal e informal recibida y por la experiencia laboral acumulada. Estos tres tipos de formación adquirida van a condicionar la instrucción laboral y el sistema de valores de los sujetos, que determinarán su rendimiento en el trabajo junto a las aptitudes innatas.

La instrucción laboral vendrá dada por los conocimientos obtenidos para desarrollar una tarea. En muchos casos, un mismo tipo de formación podrá aplicarse a diversos trabajos. Por ejemplo, el aprendizaje del manejo de un ordenador personal constituirá un ejemplo de conocimiento, adquirido en la escuela, el hogar o el entorno de trabajo, aprovechable para diferentes puestos laborales. Otras veces, un determinado tipo de instrucción laboral sólo será útil para el desempeño de una función concreta. El sistema de valores de los individuos también tiene un origen adquirido. Estos valores van a constituir un elemento clave de la capacidad laboral de las personas. Los empresarios les conceden una gran importancia, ya que, de los valores poseídos, dependerán la motivación, la fidelidad, la integridad, la diligencia o la constancia del trabajador.

2.1. El capital humano innato

Los individuos se distinguen por condicionantes genéticos, que van a provocar que posean diferentes aptitudes físicas e intelectuales que condicionarán el desempeño de los trabajos. Como apti-

tudes físicas tendremos, entre otras, la fuerza, el sentido del equilibrio o la destreza manual; como aptitudes intelectuales la inteligencia⁴, la atención o la concentración. Estas cualidades podrán ser desarrolladas mediante el capital humano adquirido. Aunque cada individuo posea características distintas, será lógico suponer que la media de individuos de un país va a tener las mismas cualidades de partida que la media de individuos de cualquier otro país. Esto es, consideramos que no existen diferencias de orden geográfico o racial. Ahora bien, aunque estas cualidades sean originalmente similares, su aprovechamiento estará condicionado por circunstancias relativas a las condiciones de salubridad del entorno donde se desarrolla la vida de un sujeto. Así, la malnutrición o las inadecuadas condiciones de salud que afecten a un individuo podrán mermar las posibilidades de sacar partido a sus aptitudes innatas⁵. Para realizar este trabajo se ha considerado que, si no se satisfacen unas mínimas condiciones de salud, las posibilidades de uso del capital humano potencial se verán afectadas. El indicador sanitario elegido, ha sido el gasto corriente *per cápita* en salud en cada país para el año objeto de estudio, medido en dólares ajustados por la

⁴ Bajo el concepto general de inteligencia se engloban diferentes cualidades como las capacidades lingüísticas, matemáticas, lógicas o de razonamiento espacial, entre otras.

⁵ Sobre salud y capital humano se hace un interesante análisis en Bandrés y García Delgado (2000). Por otro lado, en González-Páramo (1994) se realiza una aplicación empírica para los países de la OCDE, desagregando el capital humano en capital educativo y capital sanitario, aproximado por la media del gasto sanitario/PIB, obteniendo que el gasto sanitario aumenta la productividad del trabajo.

PPA⁶, tomado de las fuentes estadísticas del *Banco Mundial*. El umbral se ha establecido en la mediana de la distribución. A los países que no lleguen a este umbral, se les supondrá una merma en las posibilidades de desarrollo de su capital humano proporcional a su desviación. Así, tendremos:

$$\text{Si } x_i > u \Rightarrow S_i = 1$$

$$\text{Si } x_i < u \Rightarrow 1 - \left[\frac{-(x_i - u)}{\text{Min}(x_i - u)} \right]^{\beta_1} \alpha_1$$

$$\text{Con } \beta_1 > 1 \text{ y } \alpha_1 \geq 0$$

S_i : efecto de las condiciones de salud sobre el capital humano en un país i .

x_i : gasto corriente *per cápita* en salud de un país i , medido en dólares ajustados por la PPA.

i : 1, 2, ..., N Siendo N el número de países objeto de estudio.

u : umbral establecido. En este caso, la mediana de la distribución.

El país que tenga el mínimo gasto sanitario sufrirá una merma en la capacidad de utilización de su capital humano de α_1 . Además, se ha introducido el coeficiente $\beta_1 > 1$, según una relación de tipo exponencial, indicando que, conforme más nos alejamos del umbral de salud, mayor será el efecto negativo que experimentan los sujetos. El hecho de no suplir ciertas necesidades básicas, contribuye a un deterioro continuado y creciente de la salud, tanto mayor, cuantas más necesidades se han dejado sin cubrir.

⁶ Aunque se puede discutir la idoneidad de esta variable y se podría haber elegido cualquier otra de las muchas relacionadas con la alimentación y la salud, la correlación entre la variable utilizada y otros indicadores es muy alta, con lo que los resultados hubieran sido muy similares.

2.2. Capital humano adquirido

2.2.1. Educación formal

La educación formal comprende la educación primaria, secundaria y superior y es el indicador que se utiliza tradicionalmente para medir el capital humano, bien a través de los años medios de estudio, del tanto por ciento de personas que han completado un determinado nivel de estudios o de los índices de matriculación en cada nivel de enseñanza⁷. Pero, además, también incluirá la formación que se brinda a desempleados por parte de organismos públicos y privados y los cursos de formación que realizan las empresas para sus empleados.

En este estudio, se ha optado por tomar como indicador de enseñanza formal los años medios de estudio por habitante en el año 1999, este dato se ha obtenido de la serie de indicadores confeccionada por Barro y Lee (2000) para un elevado número de países. No se han utilizado datos acerca de la formación proporcionada a empleados y desempleados por no disponer de estas estadísticas en el ámbito internacional, por tanto, este trabajo se centra en la educación de tipo académico. Conviene señalar que ésta constituye el elemento formativo por excelencia, y se convierte en el más importante para la gran mayoría de individuos. Aunque la educación académica se incluye en la totalidad de indicadores de capital humano, no es frecuente que se encuentre corregida por la calidad de la misma, que afecta en gran medida a los resultados de dicha educación. En este

⁷ Para un análisis en profundidad de los indicadores de educación académica formal y calidad de la educación ver Barro y Lee (1993, 1996, 2000).

análisis, el indicador de años medios de estudio empleado si se ha modificado, teniendo en cuenta la calidad de la formación recibida en cada país. Para ello, se ha utilizado el gasto público por alumno en dólares de 1985 ajustados por la PPA, observaciones quinquenales entre 1960 y 1990, elaboradas por Barro y Lee (1996). En el trabajo se ha optado incorporar una medida de calidad, a pesar de que la evidencia empírica es ambigua en cuanto a la relación entre resultados académicos (o salarios) y los recursos empleados⁸.

El procedimiento realizado ha consistido en confeccionar la media entre estos dos años de los datos disponibles para cada país. La razón de utilizar observaciones con este lapso temporal es que se está atendiendo al promedio de años de estudio de toda la población de un país, por tanto, habrá que utilizar datos sobre la calidad de la educación recibida que abarquen a todo el espectro poblacional. Se dispone, exclusivamente, de datos sobre gasto público, no privado, puntualizando además que no se tiene en cuenta el gasto en educación superior. Aun así, dada la importancia que la educación pública tiene en la totalidad de países, la relación que existirá entre los medios públicos y privados y la proporción entre las partidas consignadas a las diferentes etapas educativas, este indicador, aunque no óptimo, sí resultará idóneo.

En consecuencia, se procederá a ponderar los años medios de estudio de la población según la calidad de la formación recibida. La corrección efectuada

tendrá un valor máximo α_2 y se calculará según el siguiente procedimiento:

$$C_i = 1 + \frac{x_i}{\text{Máx}(x_i)} \alpha_2$$

$$\text{Con } \alpha_2 \geq 0$$

C_i : efecto de la calidad de la educación sobre la educación formal recibida en un país i .

x_i = media del gasto público por alumno en educación primaria y secundaria entre 1960 y 1990 en un país i , medido en dólares de 1985 ajustados por la PPA.

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

De manera que el indicador de educación formal, EF , vendrá dado por los años medios de estudio, AME , ponderados por la calidad de la enseñanza recibida, C , según:

$$EF_i = AME_i \cdot C_i$$

2.2.2. Educación informal

El concepto de educación informal abarca toda la formación recibida fuera de los ámbitos educativos académicos clásicos. Esto es, estará constituida por la instrucción que los sujetos reciban de la familia y su entorno más próximo y por el autoaprendizaje. La familia constituye un pilar fundamental en la educación de los seres humanos. Por otro lado, cada vez adquiere más importancia la formación recibida por los sujetos a través de diversos medios de transmisión de información y asimilada de manera individual.

En cuanto al papel pedagógico que ejerce la familia, se puede considerar que todas las familias brindan la misma aten-

⁸ Hanushek (1986) y Hanushek y Kimko (2000), entre otros, no encuentran una relación consistente entre recursos empleados y resultados académicos. Por otra parte, Behrman y Birdsall (1983) o Card y Krueger (1992) sí que encuentran una relación positiva.

ción y educación a sus hijos si ninguna circunstancia se lo impide. Ahora bien, el tamaño de la unidad familiar actúa como un claro factor limitante. Así, lógicamente, no se podrá prestar la misma atención a cada vástago si la familia es reducida que siendo numerosa, más aún teniendo en cuenta que los países con altas tasas de fecundidad cuentan con menos medios por familia para ayudarles en su educación. Por lo tanto, consideraremos un determinado número de hijos, u , por encima del cual, la atención que recibe cada individuo se reduce, de forma exponencial, de acuerdo al tamaño de la unidad familiar. Se debe tener en cuenta que, aunque se podía haber pensado en otros indicadores que condicionan la formación que los hijos reciben de los padres, como la educación de los progenitores o sus medios económicos, éstos estarán altamente correlacionados con la tasa de fecundidad.

La tasa de fecundidad constituirá, en primer lugar, un indicador de la atención que los padres dedican a cada uno de los hijos, la cual disminuirá al aumentar el tamaño de la familia. En segundo lugar, el número de hijos limitará los recursos que se pueden dedicar a cada uno, puesto que habrá que repartir los recursos disponibles entre todos. A esto hay añadir que la fecundidad está fuertemente correlacionada, de forma negativa, con la renta *per cápita*, lo que representa otra razón por la cual la tasa de fecundidad constituirá una aproximación a los recursos que cada familia puede dedicar a la formación de sus hijos⁹.

Se construye, por tanto, el correspondiente indicador, F , con datos de fecundidad del *Banco Mundial*.

$$\text{Si } x_i \leq u \Rightarrow F_i = 1$$

$$\text{Si } x_i > u \Rightarrow F_i = 1 - \left[\frac{(x_i - u)}{\text{Máx}(x_i - u)} \right]^{\beta_2} \alpha_i$$

$$\text{Con } \beta_2 > 1 \text{ y } \alpha_5 \geq 0$$

F_i : efecto del número de hijos sobre el capital humano en un país i .

x_i : tasa de fecundidad en el país i .

i : 1, 2, ..., N Siendo N el número de países objeto de estudio.

u : número de hijos establecido como umbral. A efectos prácticos, este umbral se ha fijado en tres niños por mujer para confeccionar el índice.

Como se puede desprender de la fórmula, nuevamente se considera un efecto exponencial en las desviaciones del umbral. Esto quiere decir que cada hijo por encima de dicho umbral va a implicar un efecto cada vez más pernicioso en la educación de la totalidad de la prole, ya que cada hijo adicional dificultará la atención de los restantes de manera creciente, entre otras cosas, por las mayores necesidades de atención que necesitan los niños más pequeños.

En relación con las posibilidades que tienen los habitantes de cada país de acceder a diversos medios de comunicación, se ha elaborado un índice de acceso a medios de transmisión de información, utilizando datos elaborados por el *Banco*

⁹ La disyuntiva establecida entre cantidad de hijos y calidad en la educación de los mismos ha sido observada por Rosenzweig y Wolpin (1980), Behrman y Taubman (1986), Hanushek (1992) y Lam y Duryea (1999). Dichos trabajos apuntan a que el tamaño de la unidad familiar va a condicionar la inversión en la

educación de los hijos ya que cada hijo podrá recibir menos recursos. Otras relaciones apuntan que el capital humano también puede constituirse como uno de los determinantes de la tasa de fecundidad, como señalan Becker *et al.* (1990) o Lam y Duryea (1999).

Mundial sobre el uso de ordenadores, la disponibilidad de aparatos de radio y televisión, los periódicos publicados y la accesibilidad a Internet¹⁰.

El índice de medios resultante se obtendrá de la siguiente manera:

$$x_i = \frac{\sum_{j=1}^{Me} y_j}{Me}$$

y_j : número de unidades del medio j por cada mil habitantes.

$j = 1, \dots, Me$

Me : medios analizados en cada país.

x_i : promedio de unidades de medio del país i

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

Una vez calculado el índice de medios de cada país, se puede plantear la importancia de los mismos en la adquisición de capital humano, según la siguiente expresión:

$$M_i = 1 + \frac{x_i}{Máx(x_i)} \alpha_3$$

$$\text{Con } \alpha_3 \geq 0$$

x_i : promedio de unidades de medio del país i

M_i : efecto de los medios sobre el capital humano en un país i .

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

Un vehículo adicional de la transmisión de conocimientos es la lectura. Para recogerlo se construye otro indicador de adquisición de educación informal mediante la evaluación de la difusión de información por escrito. Aunque se podría pensar en utilizar un índice del número de libros publicados o vendidos en cada país, se ha optado por emplear información facilitada por la *UNESCO* (2001) sobre la cantidad total de papel usado, con fines culturales, por persona en cada país. Así, se tendrán en cuenta, además de los medios impresos, los fotocopios y manuscritos. El correspondiente indicador se calculará como:

$$P_i = 1 + \frac{x_i}{\text{Promedio10Máx}(x_i)} \alpha_4$$

$$\text{Con } \alpha_4 \geq 0$$

Promedio10Máx: Promedio de los 10 países con mayor consumo.

x_i : papel de uso cultural consumido en un país i (toneladas por habitante)

P_i : efecto del consumo de papel sobre la adquisición de capital humano en el país i .

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

A través de los dos últimos indicadores contruidos, se tiene una aproximación a las diversas posibilidades de formación con las que cuentan los ciudadanos de cada país. Ahora bien, no todos podrán aprovechar de la misma manera los medios de que se dispone. Para poder determinar la rentabilización de estos instrumentos consideraremos que solamente los habitantes alfabetizados podrán sacarles pleno partido, mientras que los analfabetos no obtendrán provecho alguno. Para ello, se emplearán estadísticas

¹⁰ Leadbeater (2000) incide en la importancia de esta vía de adquisición de educación informal. Un hecho que da cuenta de la trascendencia de estos medios de aprendizaje es que el *Centre for Educational Research and Innovation* (CERI), organismo dependiente de la *OCDE*, está desarrollando un amplio programa que pretende estudiar el impacto que las tecnologías de la información y la comunicación ejercen sobre la calidad de la educación.

de alfabetización, obtenidas del *Banco Mundial* y completadas con la fuente de datos, ya citada, confeccionada por Barro y Lee (2000).

A_i : tasa de alfabetización del país i .

Teniendo en cuenta todos estos factores, el índice de educación informal, El , quedará como:

$$El_i = M_i \cdot P_i \cdot A_i \cdot F_i$$

Siendo,

El_i : índice educación informal

M_i : índice de medios

P_i : índice de papel cultural consumido.

A_i : tasa de alfabetización

F_i : índice de posibilidades de educación de los hijos

2.2.3. *Experiencia laboral*

La experiencia laboral constituye un factor determinante en la productividad de los trabajadores¹¹. En este trabajo se ha optado por calcular el número de años que el ciudadano medio de cada país ha estado trabajando. El inconveniente estriba en que las funciones que realiza un individuo suelen cambiar a lo largo de su vida laboral. Además, los trabajos no son homogéneos, hay empleos para los cuales la experiencia laboral es más importante que para otros y tarda más en adquirirse. Los años medios de experiencia laboral, esto es, en los que un individuo se ha encontrado incorporado al mercado de trabajo, se han calculado a partir de la edad media de la población del

país¹², de aquí se ha sustraído la edad en la que el individuo medio empezó a trabajar¹³.

Así, se obtiene:

$$Ex_i = EMP_i - EIMT_i$$

$$EIMT_i = \begin{cases} 16 & \text{si } (6 + AME_i) \leq 16 \\ 6 + AME_i & \text{si } (6 + AME_i) > 16 \end{cases}$$

Ex_i : indicador de experiencia laboral en un país i .

EMP_i : edad media de la población.

$EIMT_i$: edad media de incorporación al mercado de trabajo.

AME_i : años medios de estudio.

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

Para incorporar esta medida al indicador de capital humano, se ha optado por formular una ponderación basada en el indicador de experiencia laboral que modifique el indicador de capital humano de la siguiente forma:

$$E_i = 1 + \frac{x_i}{\text{Máx}(x_i)} \alpha_6$$

Con $\alpha_6 \geq 0$

¹² Datos obtenidos de la *División de población del secretariado de Naciones Unidas*.

¹³ Se ha considerado que la edad mínima de inserción en el mercado laboral son los 16 años, de acuerdo con los convenios internacionales, aunque, en algunas circunstancias, esta edad puede ser considerablemente menor, pero, en estos casos, la experiencia necesaria para realizar esas tareas tiene escasa relevancia. En varios países, la edad considerada es mayor, ya que el individuo medio ha prolongado su etapa formativa más allá de esta edad mínima para realizar un trabajo. Para hallar la edad media en la que se finalizan los estudios se suman seis años, edad a la que empieza la enseñanza primaria, a los años medios de estudio. También se debería atender al periodo medio durante el cual un trabajador arquetípico se ha encontrado en situación de desempleo, este dato no ha sido incorporado por no disponer de suficientes datos a escala internacional.

¹¹ Sobre el aprendizaje mediante la práctica y sus implicaciones sobre la productividad, véase Arrow (1962).

Ex_i : indicador de experiencia laboral en un país i .

E_i : efecto de la experiencia laboral sobre el capital humano en el país i .

$i = 1, 2, \dots, N$ Siendo N el número de países objeto de estudio.

De manera detallada, se ha completado el índice de capital humano quedando como:

$$IH_i = S_i \cdot EF_i \cdot EI_i \cdot E_i$$

IH_i : índice de capital humano

S_i : índice de salud

EF_i : índice de educación formal

EI_i : índice de educación informal

E_i : índice de experiencia laboral

3. ELABORACIÓN DE UN ÍNDICE GLOBAL DE CAPITAL HUMANO Y SU COMPARACIÓN CON LOS INDICADORES TRADICIONALES

Para calcular los valores del índice de capital humano propuesto se han tenido

en cuenta cuatro escenarios diferentes, que corresponden a distintos valores de los parámetros α y β . Así, se han obtenido un total de cuatro indicadores, IH_i , para los escenarios indicados en el cuadro 1.

Los valores de estos parámetros han sido elegidos teniendo en cuenta que cada uno de los condicionantes del capital humano tiene una importancia relevante en el valor final que adopta el índice total. Así, se considera que el peso de cada uno no será inferior al 25% de la educación formal, indicador que se suele utilizar habitualmente, pero tampoco tendrá una importancia superior al 50% de dicho indicador. Los resultados para cada país que conforma la muestra se pueden ver en el apéndice 1, al final del trabajo.

Se comparan, a continuación, los índices de capital humano hallados con los que tradicionalmente se suelen utilizar en los trabajos empíricos; éstos son el tanto por ciento de población que ha completado, como mínimo, estudios secundarios, SEC, y los años medios de estudio de la

Cuadro n.º 1

Escenarios contemplados

	IH1	IH2	IH3	IH4
α_1	0,5	0,25	1/3	0,5
α_2	0,5	0,25	1/3	0,5
α_3	0,5	0,25	1/3	0,5
α_4	0,25	0,25	1/3	0,5
α_5	0,25	0,25	1/3	0,5
α_6	0,25	0,25	1/3	0,5
β_1	1,1	1,1	1,1	1,1
β_2	1,1	1,1	1,1	1,1

Cuadro n.º 2

Análisis de los indicadores de capital humano

	AME	SEC	IH1	IH2	IH3	IH4
Media	6,37	16,66	11,65	9,31	10,51	13,28
Mediana	6,12	14,85	7,73	7,39	7,60	8,56
Máximo	12,05	54,80	38,72	25,48	31,38	45,60
Mínimo	0,84	0,70	0,67	0,65	0,57	0,41
Desviación típica	2,83	13,07	9,69	6,36	7,96	11,84
Coef. asimetría	0,12	1,07	1,20	0,82	0,95	1,16
Coef. curtosis	2,24	3,74	3,54	2,76	2,99	3,42
Estad. Jarque-Bera	2,21	17,83	21,04	9,52	12,73	19,42
Probab. Jarque-Bera	0,3312	0,00013	0,00003	0,00857	0,00172	0,00006

población del país, *AME*. Ambos datos se refieren a 1999, año para el que se ha construido el indicador, y han sido tomados de Barro y Lee (2000)¹⁴. Sus valores concretos para cada país también aparecen en el apéndice 1.

El análisis de las distribuciones de los indicadores, teniendo en cuenta las dos variables tradicionales y los cuatro escenarios creados, se puede observar en el cuadro 2. La única variable que se distribuye según una normal, atendiendo al valor de probabilidad del *test* de Jarque-Bera, es *AME*. El resto de variables son asimétricas positivas y no presentan curtosis pronunciadas. Por otro lado, la diferencia entre el valor máximo y el mínimo de cada variable de las series es alta. Además, las desviaciones típicas son ele-

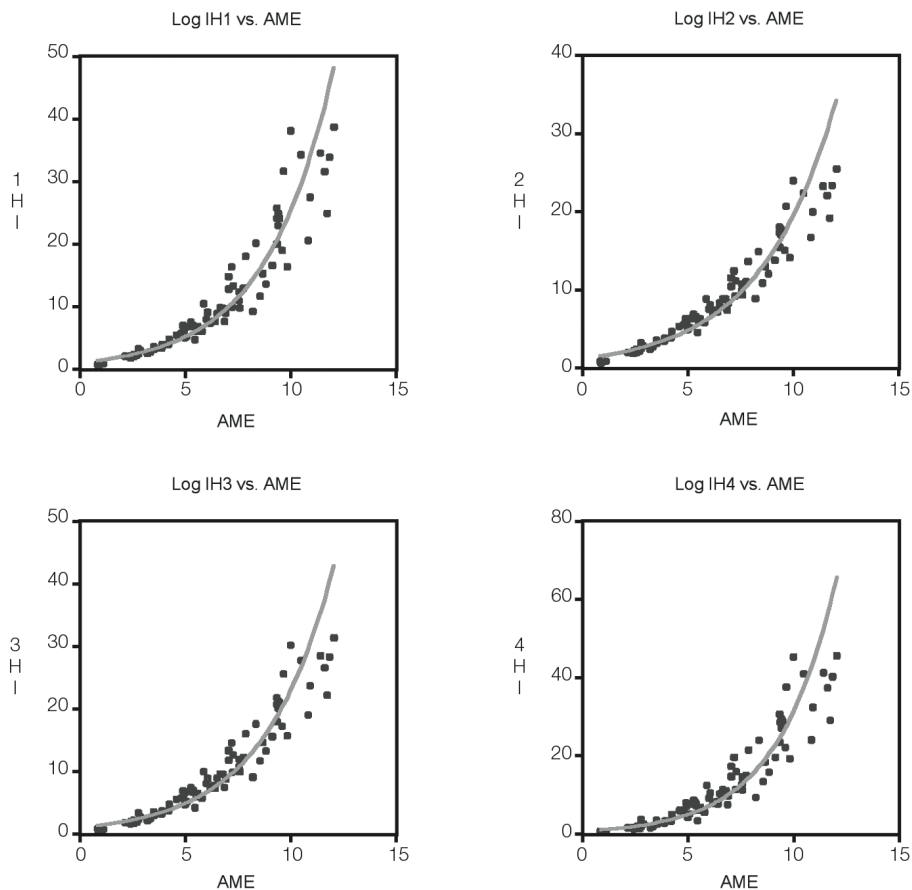
vadas con relación a la media, excepto para *AME*, lo que, en el resto de indicadores significa que nos encontraremos con diferencias considerables entre países.

Se representa cada uno de los índices IH_i frente a las variables de referencia, *AME* y *SEC* en los gráficos n.º 2 y 3. Se aprecia cómo, con la primera variable, existe una relación de tipo exponencial con cada uno de los índices elaborados. La recta de regresión, confeccionada habiendo tomado logaritmos en cada índice IH_i , se ajusta perfectamente a los valores representados. Ello sugiere que los nuevos indicadores, contruidos sobre la base de los años medios de estudio, muestran diferencias más amplias entre países en las dotaciones de capital humano, diferencias que se dilatan en los países con más oportunidades formativas. Representando IH_i frente a *SEC* en el gráfico n.º 3 vemos que la relación entre ambas variables, de nuevo, se hace más débil para los países con

¹⁴ La variable *SEC* ha sido elaborada, a partir de estos datos, sumando el tanto por ciento de población que ha completado estudios exclusivamente secundarios y el tanto por ciento que ha completado estudios universitarios.

Gráfico n.º 2

Representación de IH frente a AME



Fuente: elaboración propia.

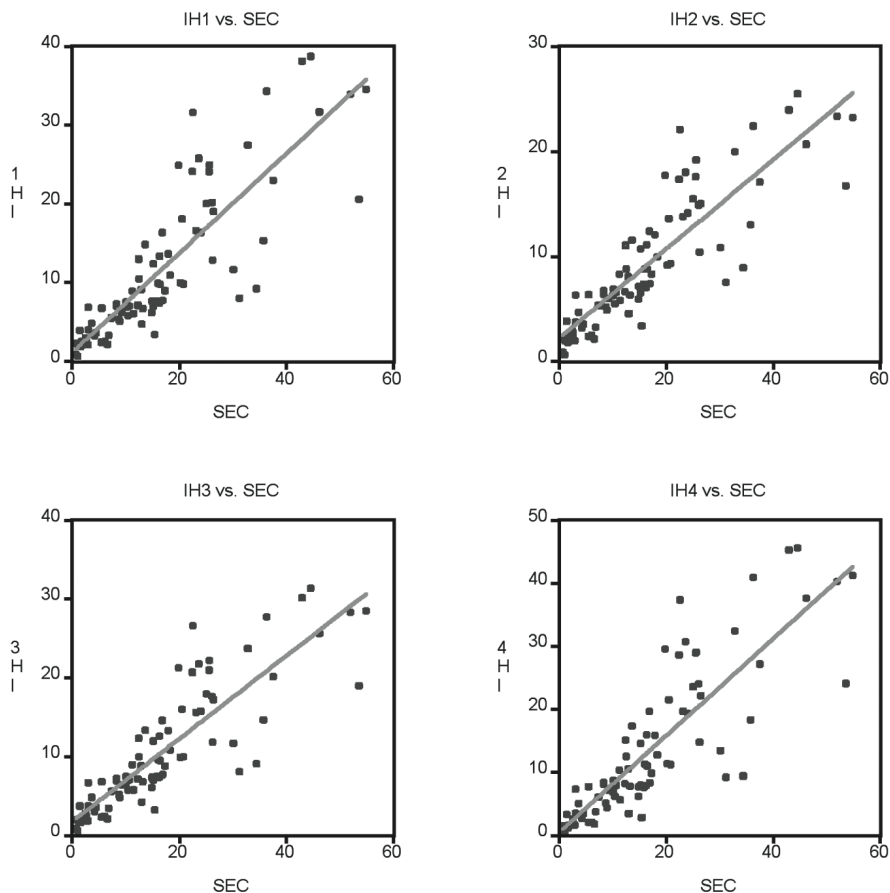
mayor nivel formativo. Por tanto, para toda la muestra de naciones, los nuevos indicadores difieren de los índices tradicionales y lo hacen en mayor medida en el caso de países que cuentan con una mayor acumulación de capital humano.

Para determinar el grado de asociación entre las variables, se han elaborado los

tests estadísticos no paramétricos que se presentan en el cuadro 3, y que tienen la ventaja de que permiten detectar relaciones de carácter no lineal¹⁵. Este análisis detecta un nivel de asociación aprecia-

¹⁵ Su valor varía entre 0 y 1. Valores próximos a 1 indican mayor grado de dependencia entre las variables.

Gráfico n.º 3

Representación de IH frente a SEC

Fuente: elaboración propia.

ble, aunque no excesivamente fuerte, entre las variables.

Con el propósito de estudiar la bondad del nuevo indicador de capital humano con respecto a los tradicionales, se van a analizar una serie de variables que están relacionadas con el capital humano, en concreto, veintisiete de las posibles. Con

el fin de determinar tal relación, el cuadro 4 presenta los coeficientes de correlación que existen entre los indicadores de capital humano y las variables analizadas, utilizando datos referentes a los ochenta y cuatro países con los que se trabaja. La última columna se corresponde con el índice *IH* confeccionado en el trabajo, que,

Cuadro n.º 3
Relación entre IH, AME y SEC

	AME-IH1	AME-IH2	AME-IH3	AME-IH4	SEC-IH1	SEC-IH2	SEC-IH3	SEC-IH4
V de Cramer	0,60	0,79	0,54	0,65	0,70	0,72	0,64	0,71
Coefficiente de contingencia	0,65	0,74	0,61	0,68	0,70	0,71	0,67	0,71

Fuente: elaboración propia

en este caso, es una media de los índices resultantes de los cuatro escenarios contemplados. Es revelador atender tanto al indicador que posee mayor correlación con cada una de las variables estudiadas como al sentido y al grado de asociación con las mismas.

Los resultados son muy significativos. En diecinueve de los veintisiete casos contemplados (lo que representa el 70%), el indicador *IH* presenta la máxima correlación, *AME* lo hace en siete ocasiones (20%) y *SEC* en tan solo una (4%). Este hecho constata la bondad del nuevo indicador elaborado. En todas las ocasiones, el sentido de la correlación es el esperado, variando el grado de asociación. Hay que señalar que, aunque la correlación entre las variables sea relevante, esto no tiene por qué indicar relación de causalidad.

Entre las variables relacionadas de forma positiva con el indicador *IH* en mayor medida que con *AME* y *SEC*, tal y como se muestra en el cuadro 4, se encuentran: la riqueza (medida en PNB en \$ PPA por habitante), el comercio (en % del PIB en PPA), las mujeres en puestos de decisión a nivel ministerial, la tecnología —tanto en su parte de *inputs* (el gasto en I+D,

gastos en tecnología, de la información y comunicaciones, científicos e ingenieros o estudiantes de ciencia y tecnología) como de *outputs* (exportaciones de alta tecnología por habitante, artículos en revistas científicas y solicitud de patentes)—, el menor riesgo del país y el flujo de inmigrantes buscando asilo. Con el signo esperado negativo, se encuentra una mayor relación con la redistribución de la renta (medida por el índice de Gini), la tasa de desempleo y la tasa de crecimiento de la población.

Finalmente, se comparan las diferencias en la dotación de capital humano de varios países aplicando los tres indicadores en estudio, *AME*, *SEC* e *IH* —siendo el indicador *IH*, como anteriormente, la media resultante de los cuatro escenarios barajados—. Concretamente, se analizan los resultados ofrecidos por los doce países de la Unión Europea recogidos en la muestra, Estados Unidos y Japón, como se aprecia en los gráficos n.º 5, 6 y 7. Al utilizar el tanto por ciento de población que posee enseñanza secundaria (*SEC*) y el indicador de capital humano elaborado (*IH*), las diferencias entre países se ven magnificadas con respecto a los años medios de estudio (*AME*).

Cuadro n.º 4

Correlaciones entre indicadores de capital humano y diversas variables¹⁶

Variable	AME	SEC	IH
1 PNB en \$ PPA por hab.	0,828	0,755	0,935
2 Población que vive con menos de 1\$ diario (%)	-0,662	-0,545	-0,761
3 Comercio (% de PIB en PPA)	0,420	0,341	0,479
4 Índice de Gini	-0,016	-0,037	-0,132
5 Tasa de desempleo	-0,150	-0,198	-0,207
6 Porcentaje de niños (10-14 años) empleados como mano de obra	-0,794	-0,664	-0,654
7 Tasa de crecimiento de la población	-0,656	-0,563	-0,688
8 Mujeres en puestos de decisión a nivel ministerial (%)	0,458	0,562	0,596
9 Esperanza de vida al nacer	0,780	0,678	0,701
10 Tasa de mortalidad infantil	-0,800	-0,665	-0,699
11 Fecundidad de mujeres con edad entre 15 y 19 años	-0,716	-0,634	-0,668
12 Uso anticonceptivos entre mujeres de 15 a 49 años	0,736	0,601	0,613
13 VIH (% adultos)	-0,360	-0,391	-0,335
14 Gasto en I+D (como % PIB)	0,717	0,700	0,837
15 Gastos en tecnología de la información y comunicaciones (% del PIB)	0,629	0,400	0,675
16 Exportaciones de alta tecnología en millones de \$ por 100.000 hab.	0,209	0,136	0,254
17 Exportaciones de alta tecnología (% sobre total manufacturado)	0,445	0,402	0,438
18 Científicos e ingenieros dedicados a I+D por cada millón de hab.	0,795	0,713	0,906
19 Estudiantes de ciencia e ingeniería (% total universitarios)	0,054	-0,017	0,057
20 Artículos en revistas científicas y técnicas por 100.000 hab.	0,717	0,662	0,873
21 Solicitud de patentes de residentes por 100.000 hab.	0,495	0,507	0,588
22 Solicitud de patentes de no residentes por 100.000 hab.	0,235	0,253	0,392
23 Riesgo país ¹⁷ 1	0,765	0,695	0,793
24 Riesgo país 2	0,830	0,726	0,875
25 Riesgo país 3	0,842	0,744	0,892
26 Flujo anual de inmigrantes por 100.000 hab.	0,362	0,240	0,344
27 Flujo anual de inmigrantes buscando asilo por 100.000 hab.	0,247	0,148	0,338
Número de veces que el indicador ofrece la correlación más alta	7	1	19

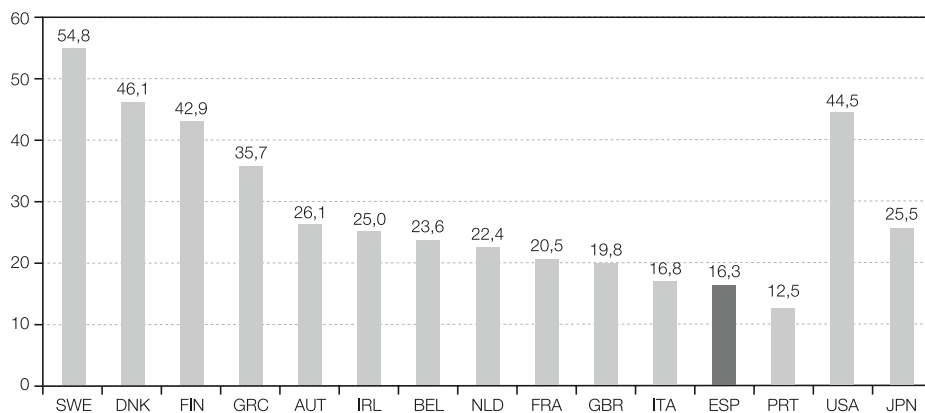
Fuente: elaboración propia

¹⁶ Las series de datos se han obtenido de *World development indicators 2001* del Banco Mundial. Normalmente, los valores de las variables se refieren a 1999. Si no se dispone de este dato, se toma el último año disponible.

¹⁷ Las tres variables de riesgo país se corresponden respectivamente con *Composite ICRG risk rating* (Standard and Poor's rating services), *Institutional Investor credit rating* (Institutional Investor Inc.) y *Euromoney country credit-worthiness rating* (Euromoney Publications). Los indicadores son más elevados cuando disminuye el riesgo país.

Gráfico n.º 5

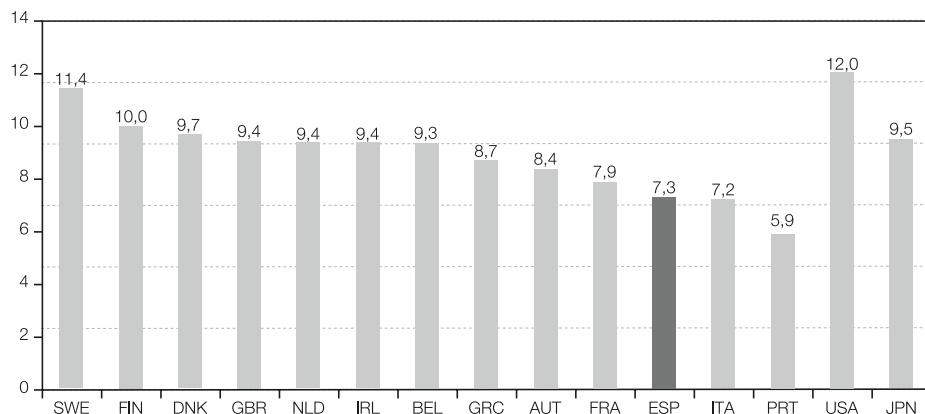
Clasificación de países atendiendo al porcentaje de población que ha completado educación secundaria o superior (SEC)



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Barro y Lee (2000)

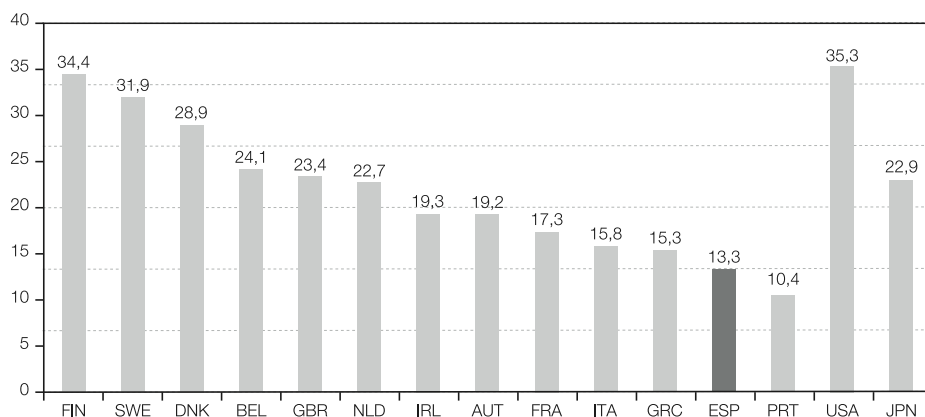
Gráfico n.º 6

Clasificación de países atendiendo a los años medios de estudio de la población (AME)



Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Barro y Lee (2000)

Gráfico n.º 7

Clasificación de países atendiendo al indicador de capital humano elaborado (IH)

Fuente: elaboración propia a partir de los datos confeccionados.

Se observa cómo España ocupa, sin excepción, uno de los últimos lugares sea cual sea la medida utilizada. Los valores que toman los indicadores españoles están en el 56,5% de la media de los países analizados atendiendo a los índices de estudios completados, 80,7% para los años medios de estudio y 59,6% para el indicador de capital humano propuesto. Esto es consecuencia de los menores recursos de todo tipo que nuestro país ha dedicado tradicionalmente a formación, aunque también influye, por tratarse de indicadores que tienen en cuenta a toda la población, la importante brecha que en el ámbito educativo separa a las generaciones más jóvenes, y mejor educadas, de las más mayores.

Estados Unidos tiene una clara ventaja en cuanto a su dotación de capital humano

con respecto al conjunto europeo y a Japón, ya que posee el 154,3% de la media de países si atendemos a la variable *SEC*, el 133,6% si nos fijamos en *AME* y el 158,4% si lo hacemos en el indicador *IH*. Por todo esto, no es de extrañar que, en la actualidad, las reformas y mejoras en cuestiones educativas estén entre los objetivos prioritarios de los políticos europeos, en general, y españoles en particular.

4. COMPARACIÓN DE LOS INDICADORES A TRAVÉS DE LA EVIDENCIA EMPÍRICA

Con el fin de comparar la bondad del indicador elaborado con respecto a los indicadores tradicionales se va a utilizar un modelo de Solow (1956) ampliado

con capital humano tal y como proponen Mankiw, Romer y Weil (1992). Dicho modelo argumenta que, de las observaciones empíricas del modelo neoclásico de crecimiento de Solow, se deduce una elevada infraestimación de la diferencia de ingresos entre países avanzados y en desarrollo, a no ser que se asuma que el capital humano tiene un gran impacto sobre el crecimiento. Ello es debido a la omisión del capital humano. Como variable aproximada del mismo, los autores utilizan el porcentaje de población con estudios secundarios. Los resultados del modelo de Mankiw, Romer y Weil (1992) son, en primer lugar, que el capital humano es siempre significativo. En segundo lugar, el coeficiente de la inversión en capital humano se reduce en gran medida. Finalmente, el ajuste de la regresión mejora. En suma, introducir el capital humano mejora el apoyo empírico para un modelo de Solow aumentado.

En concreto, el modelo de Mankiw, Romer y Weil (1992) se representa a través de la ecuación:

$$Y(t) = K(t)^\alpha H(t)^\beta (A(t)L(t))^{1-\alpha-\beta} \quad (1)$$

$\alpha + \beta < 1$

Donde Y representa el producto, K el capital, H el capital humano, L el trabajo y A la tecnología. La evolución de la economía estará determinada por:

$$\dot{K}(t) = s_k Y(t) - (n + g + \delta)K(t) \quad (2)$$

$$\dot{H}(t) = s_h Y(t) - (n + g + \delta)H(t) \quad (3)$$

Siendo k y h los *stocks* de capital físico y humano per cápita, S_k la fracción de producto invertido en capital físico, S_h la fracción invertida en capital humano, n la

tasa de crecimiento de la población, g la evolución del conocimiento y δ la depreciación sufrida por el capital.

A partir de estas expresiones, se puede hallar el producto *per cápita* del estado estacionario. Si se utilizan niveles de capital humano en vez de inversión en capital humano, vendrá dado por la ecuación:

$$\ln \left[\frac{Y(t)}{L(t)} \right] = \ln A(0) + gt + \frac{\alpha}{1-\alpha} \ln(S_k) - \frac{\alpha}{1-\alpha} \ln(n + g + \delta) + \frac{\beta}{1-\alpha} \ln(h) \quad (4)$$

Utilizando datos de renta per cápita (*RGDPL*) e inversión (*KI*) provenientes de Summers y Heston (Penn World Tables), tasas de crecimiento de la población provenientes del Banco Mundial y los indicadores de capital humano ya explicados, se puede estimar el modelo de Solow ampliado, obteniendo los resultados que se recogen en el cuadro 5 para el periodo comprendido entre 1990 y 2000.

Todas las variables son altamente significativas y presentan el signo esperado. La renta *per cápita* se relaciona directamente con la inversión en capital físico y el nivel de capital humano e inversamente con la tasa de crecimiento de la población. Ahora bien, siendo la muestra de países homogénea, se observa cómo en la tercera regresión, que utiliza como variable explicativa el indicador de capital humano propuesto, presenta un mejor ajuste (R^2 ajustado = 79%) lo que es síntoma del mayor poder explicativo que en el modelo tiene el nuevo indicador.

Las elasticidades del capital físico y humano se pueden deducir a partir de la ecuación (4) y quedan recogidas en el cuadro 6. La elasticidad del capital físico

Cuadro n.º 5

**Comparación de indicadores de capital humano en un modelo
tipo Mankiw, Romer y Weil (1992)**

Variable dependiente: log RGDPL (renta *per cápita*) en 2000

	Regresión 1	Regresión 2	Regresión 3
CONSTANTE	9.46 (7.47)	10.3 (8.56)	8.11 (6.61)
log (KI)	0.53 (3.92)	0.47 (3.42)	0.43 (3.38)
log (n+g+δ)	-2.16 (-3.79)	-2.29 (-4.1)	-1.22 (-2.11)
log (AME)	0.99 (6.63)		
log (SEC)		0.53 (6.75)	
log (IH)			0.76 (8.00)
Observaciones	74	74	74
R2 ajustado	0.760	0.762	0.795

Notas: Estimaciones MCO. Entre paréntesis se ofrecen los t-ratios. La inversión y el crecimiento de la población se refieren a la media entre 1990 y 2000. (g+δ) se considera igual a 0.05, tal y como se asume en Mankiw, Romer y Weil (1992). Los datos de stock de capital humano corresponden a 1999. La realización del contraste de heterocedasticidad de White permite rechazar, en las regresiones, la presencia de heterocedasticidad con un nivel de confianza del 5%.

Cuadro n.º 6

Elasticidades del capital físico (α) y humano (β)

	Elasticidades		
	AME	SEC	IH
α	0.34	0.32	0.30
β	0.64	0.36	0.53

se sitúa en todos los casos en torno al valor teórico esperado de un tercio (0,34, 0,32 y 0,30 para AME, SEC e IH, respectivamente). En cuanto a la elasticidad del capital humano, es más difícil de acotar. En todo caso, la elasticidad de los indicadores utilizados en las regresiones segunda y tercera que utilizan SEC e IH respectivamente, se aproximarían al valor sugerido por Mankiw, Romer y Weil (1992) de entre un tercio y un medio (0,36 para SEC y 0,53 para IH), mientras que la elasticidad del indicador AME llega hasta 0,64 encontrándose, por tanto, más alejado de los mencionados valores.

5. CONCLUSIONES

Existen diferentes definiciones de capital humano en la literatura, aunque no hay una definición generalmente aceptada, y ello a pesar de que el capital humano es considerado uno de los factores productivos clave. El término capital humano ha sido tradicionalmente aplicado a la educación académica y sólo recientemente se ha ampliado para incluir otra serie de aspectos. Los estudios empíricos asumen la necesidad de emplear variables que midan dicho capital humano, aunque la inmensa mayoría de ellos se limitan a utilizar indicadores de educación académica formal, constituyendo ésta una mera aproximación a sólo uno de los factores que contribuyen a la formación del *stock* de capital humano. Los indicadores que se suelen emplear son los años medios de estudio por persona y el tanto por ciento de individuos que ha logrado completar un determinado nivel de estudios, a pesar de los numerosos inconvenientes que plantean.

En este trabajo se ha propuesto una definición amplia de capital humano, que distingue entre capital humano innato y el adquirido. El capital humano innato comprende aptitudes de tipo físico e intelectual, que pueden verse modificadas debido a las condiciones de alimentación y salud. Dentro del capital humano adquirido se distingue la educación de tipo formal, la educación informal y la experiencia. La educación formal comprende la educación académica reglada corregida por la calidad. La educación informal se transmitirá, fundamentalmente, en el círculo familiar, pero también podrá adquirirse mediante el autoaprendizaje realizado a través del uso de diferentes medios de transmisión de información, como los libros, los medios de comunicación o los ordenadores. La experiencia está constituida por todas las vivencias acumuladas por un sujeto, que le permiten reaccionar ante las circunstancias basando su respuesta en los conocimientos adquiridos. Todos estos elementos condicionarán la instrucción laboral y el sistema de valores que poseen los sujetos, determinando, de esta forma, su productividad.

El nuevo indicador propuesto se ha contrastado con dos de los indicadores tradicionales habitualmente utilizados en los trabajos empíricos, esto es, los años medios de estudio de la población (AME) y el tanto por ciento de la misma que ha completado la educación secundaria (SEC). El indicador elaborado muestra diferencias más amplias entre países en las dotaciones de capital humano, diferencias que se dilatan en los países con más oportunidades formativas.

La bondad del nuevo indicador se ha comprobado, en una primera instancia, comparando los coeficientes de correla-

ción que existen entre los indicadores y veintisiete variables sobre las que resulta interesante observar el tipo de asociación que guardan con el capital humano. En el 70% de los casos contemplados, el indicador *IH* propuesto presenta la máxima correlación. En todas las ocasiones, el sentido de la correlación es el esperado, variando el grado de la asociación.

Po otro lado se han comparado las dotaciones de capital humano de doce países europeos, Estados Unidos y Japón, observando los bajos niveles reflejados por España, que presenta el 59,6% de la dotación media de los países objeto de análisis según el indicador elaborado.

Finalmente, se ha utilizado un modelo neoclásico ampliado con capital humano al objeto de ofrecer evidencia empírica de la bondad del indicador elaborado. En

las tres regresiones realizadas, una para cada indicador, todas las variables son altamente significativas y presentan el signo esperado, si bien la regresión que utiliza como variable explicativa el indicador de capital humano propuesto (*IH*) presenta un mayor poder explicativo que los modelos con los indicadores tradicionales. La elasticidad del capital físico se encuentra en todos los casos alrededor del valor esperado de un tercio. En cuanto a la elasticidad del capital humano, los indicadores de SEC e *IH* se aproximarían al valor sugerido por Mankiw, Romer y Weil (1992) de entre un tercio y un medio mientras que la elasticidad de AME se sitúa más alejado de ese intervalo. Los resultados avalan, en consecuencia, la idoneidad del indicador propuesto de capital humano frente a los tradicionalmente utilizados.

Apéndice 1

Datos de los índices de capital humano

País	Cód.	SEC	AME	IH1	IH2	IH3	IH4	IH
Argelia	DZA	10,6	5,4	7,0	6,6	7,0	7,9	7,1
Argentina	ARG	17,9	8,8	13,7	12,1	13,3	15,9	13,7
Australia	AUS	32,8	10,9	27,5	20,0	23,7	32,5	25,9
Austria	AUT	26,1	8,4	20,2	14,9	17,6	24,1	19,2
Bangladesh	BGD	5,4	2,6	2,4	2,4	2,3	2,1	2,3
Bélgica	BEL	23,6	9,3	25,8	18,0	21,8	30,8	24,1
Bolivia	BOL	10	5,6	6,9	6,3	6,5	6,9	6,7
Brasil	BRA	8,3	4,9	7,0	6,4	6,9	8,1	7,1
Camerún	CMR	4,2	3,5	3,3	3,2	3,0	2,7	3,0
Canadá	CAN	22,5	11,6	31,6	22,1	26,6	37,4	29,4
Colombia	COL	12,3	5,3	7,2	6,7	7,2	8,2	7,3
Costa Rica	CRI	12,9	6,0	9,1	8,1	8,9	10,5	9,2
Chile	CHL	18,3	7,5	11,0	10,0	10,8	12,7	11,1
China	CHN	16,9	6,4	7,8	7,4	7,7	8,3	7,8
Dinamarca	DNK	46,1	9,7	31,7	20,7	25,6	37,6	28,9
Rep. Dominicana	DOM	9,2	4,9	6,3	6,0	6,4	7,2	6,5
Ecuador	ECU	14,9	6,4	7,7	7,2	7,4	7,7	7,5
Egipto	EGY	14,8	5,5	6,2	5,9	6,1	6,2	6,1
El Salvador	SLV	5,5	5,2	6,8	6,4	6,8	7,7	6,9
España	ESP	16,3	7,3	13,4	11,1	12,6	16,0	13,3
Estados Unidos	USA	44,5	12,0	38,7	25,5	31,4	45,6	35,3
Filipinas	PHL	34,4	8,2	9,3	8,9	9,1	9,4	9,2
Finlandia	FIN	42,9	10,0	38,1	23,9	30,2	45,3	34,4
Francia	FRA	20,5	7,9	18,1	13,6	16,0	21,5	17,3
Ghana	GHA	3	3,9	4,0	3,8	3,7	3,5	3,8
Grecia	GRC	35,7	8,7	15,3	13,0	14,7	18,4	15,3
Guatemala	GTM	4,5	3,5	3,7	3,6	3,5	3,5	3,6
Guinea-Bissau	GNB	0,7	0,8	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
Holanda	NLD	22,4	9,4	24,2	17,3	20,7	28,7	22,7
Haiti	HTI	6	2,8	2,5	2,5	2,4	2,1	2,4
Honduras	HND	10,4	4,8	5,8	5,5	5,8	6,2	5,8
Hong Kong	HKG	37,5	9,4	23,0	17,1	20,1	27,2	21,8
Hungría	HUN	23,1	9,1	16,6	13,8	15,6	19,7	16,4
India	IND	8,7	5,1	5,3	5,2	5,2	5,1	5,2
Indonesia	IDN	8,9	5,0	5,1	4,9	4,8	4,4	4,8
Irán	IRN	15,2	5,3	7,0	6,6	7,0	8,0	7,1
Irlanda	IRL	25	9,4	20,1	15,5	18,0	23,6	19,3
Israel	ISR	26,4	9,6	19,0	15,1	17,2	22,2	18,4
Italia	ITA	16,8	7,2	16,4	12,4	14,6	19,7	15,8
Jamaica	JAM	10,1	5,3	7,6	6,9	7,5	8,7	7,7
Japón	JPN	25,5	9,5	24,1	17,6	21,0	28,9	22,9
Jordania	JOR	17,3	6,9	9,0	8,3	8,8	9,8	9,0
Kenya	KEN	1,4	4,2	4,0	3,9	3,7	3,4	3,7

Apéndice 1 (continuación)

Datos de los índices de capital humano

País	Cód.	SEC	AME	IH1	IH2	IH3	IH4	IH
Korea	KOR	53,5	10,8	20,6	16,7	19,0	24,1	20,1
Kuwait	KWT	26,2	7,1	12,9	10,5	11,8	14,8	12,5
Lesotho	LSO	3,6	4,2	4,9	4,7	4,8	5,0	4,9
Malawi	MWI	1,7	3,2	2,5	2,4	2,2	1,6	2,2
Malasia	MYS	16,4	6,8	9,8	8,8	9,5	11,1	9,8
Mali	MLI	1	0,9	0,7	0,7	0,6	0,4	0,6
Mauritania	MUS	31,2	6,0	8,1	7,5	8,1	9,2	8,2
México	MEX	20,2	7,2	10,0	9,2	9,9	11,4	10,1
Mozambique	MOZ	0,7	1,1	0,9	0,9	0,8	0,6	0,8
Myanmar	BUR	6,8	2,8	3,3	3,3	3,4	3,8	3,5
Nepal	NPL	6,6	2,4	2,2	2,2	2,1	1,8	2,1
Nueva Zelanda	NZL	25,6	11,7	24,9	19,2	22,2	29,1	23,9
Nicaragua	NIC	7,3	4,6	5,5	5,3	5,6	6,1	5,6
Noruega	NOR	51,9	11,8	33,9	23,4	28,3	40,3	31,5
Pakistán	PAK	15,4	3,9	3,5	3,4	3,2	2,8	3,2
Panamá	PAN	30,1	8,6	11,7	10,9	11,7	13,5	11,9
Papúa Nueva Guinea	PNG	2,5	2,9	3,0	2,8	2,8	2,6	2,8
Paraguay	PRY	16,2	6,2	7,4	7,1	7,4	7,9	7,5
Perú	PER	20,8	7,6	9,9	9,4	10,0	11,3	10,1
Polonia	POL	24	9,8	16,4	14,1	15,8	19,3	16,4
Portugal	PRT	12,5	5,9	10,5	8,8	10,0	12,5	10,4
Reino Unido	GBR	19,8	9,4	24,9	17,7	21,3	29,6	23,4
Ruanda	RWA	1,1	2,6	2,1	2,0	1,8	1,3	1,8
Senegal	SEN	2,6	2,6	2,3	2,2	2,0	1,7	2,0
Sierra Leona	SLE	1,6	2,4	1,9	1,8	1,6	1,2	1,6
Singapur	SGP	13,6	7,0	14,8	11,6	13,3	17,4	14,3
Sri Lanka	LKA	15,8	6,9	7,7	7,4	7,5	7,5	7,5
Sudán	SDN	2,9	2,1	2,1	2,0	1,9	1,7	1,9
Suecia	SWE	54,8	11,4	34,5	23,3	28,5	41,2	31,9
Suiza	CHE	36,3	10,5	34,3	22,4	27,8	40,9	31,3
Siria	SYR	11,4	5,8	6,1	5,8	5,8	5,6	5,8
Tanzania	TZA	0,8	2,7	2,3	2,2	1,9	1,5	2,0
Tailandia	THA	11,2	6,5	9,0	8,3	9,0	10,4	9,2
Togo	TGO	2,6	3,3	2,8	2,7	2,5	2,0	2,5
Trinidad & Tob.	TTO	12,4	7,8	13,0	11,1	12,3	15,1	12,9
Túnez	TUN	13,2	5,0	6,8	6,3	6,8	7,8	6,9
Turquía	TUR	8,3	5,3	7,3	6,8	7,3	8,4	7,4
Uruguay	URY	15,2	7,6	12,4	10,7	11,9	14,6	12,4
Venezuela	VEN	16	6,6	9,9	8,8	9,6	11,3	9,9
Zambia	ZMB	13	5,5	4,8	4,6	4,2	3,5	4,3
Zimbabwe	ZWE	3	5,4	6,9	6,3	6,7	7,4	6,8

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de Barro y Lee (2000) y de los propios datos confeccionados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARROW, K. (1962): «The economic implications of learning by doing», *Review of Economic Studies*, 29, págs. 155-173.
- BANCO MUNDIAL (2001): *World development indicators 2001*.
- BANDRÉS, E. y GARCÍA DELGADO, J.L. (2000): «Estado de Bienestar y crecimiento económico», en Muñoz Machado, S., García Delgado, J.L. y González Seare, L. (dirs.), *Las estructuras del bienestar en Europa*, Escuela Libre Editorial/Civitas.
- BARRO, R. (1991): «Economic growth in a cross section of countries», *Quarterly Journal of Economics*, 106, págs. 407-443.
- BARRO, R. y LEE, J.W. (1993): «International comparisons of educational attainment», *Journal of Monetary Economics*, 32 (3) págs. 218-23.
- (1996): «International measures of schooling years and schooling quality», *American Economic Review*, Papers and Proceedings, 86 (2), págs. 218-223
- (2000): *International data on educational attainment: updates and implications*, WP, Harvard University.
- BECKER, G. S. (1962): «Investment in human capital: a theoretical analysis», *Journal of Political Economy*, 70 (5), parte 2, suplemento, págs. 9-49.
- (1964): *Human capital: a theoretical and empirical analysis, with special reference to education*, New York: National Bureau of Economic Research.
- BECKER, G., K. MURPHY, y R. TAMURA, (1990): «Human capital, fertility and economic growth», *Journal of Political Economy* 98, págs. 12-37.
- BEHRMAN, J.R. y N. BIRDSALL (1983): «The quality of schooling: Quantity alone is misleading», *American Economic Review*, 73 (5), págs. 928-946, diciembre.
- BEHRMAN, J.R. y P. TAUBMAN (1986): «Birth order, schooling, and earnings», *Journal of Labor Economics*, 4 (3, parte 2), págs. 121-145.
- BLAUG, M. (1976): «The empirical status of human capital theory: a slightly jaundiced survey», *Journal of Economic Literature*, 14(3) págs. 827-55.
- CARD, D. y A.B. KRUEGER (1992): «Does school quality matter? Returns to education and the characteristics of public schools in the United States», *Journal of Political Economy* 100 (1), págs. 1-40, febrero.
- FUENTE, A. DE LA y R. DOMENECH (2001): «Schooling data, technological diffusion and the neoclassical model», *American Economic Review*, 91(2), págs. 323-327.
- GONZÁLEZ-PÁRAMO, J.M. (1994): «Sanidad, desarrollo y crecimiento económico», en G. López i Casanova (dir.), *Análisis Económico de la Sanidad*, Departament de Sanitat i Segiritat Social de la Generalitat de Catalunya.
- HANUSHEK, E. (1986): «The economics of schooling: Production and efficiency in public schools», *Journal of Economic Literature*, 24 (2), págs. 1141-1177, septiembre.
- (1992): «The trade-off between child quantity and quality», *Journal of Political Economy*, 100, págs. 84-117.
- HANUSHEK, E. y KIMKO, D. (2000): «Schooling, labor force quality, and the growth of nations», *American Economic Review*, 90, págs. 1184-1208.
- JORGENSEN, D. y B. FRAUMENI (1989): «Investment in education», *Educational Researcher*, 18 (4), págs. 35-44.
- (1993): «Education and productivity growth in a market economy», *Atlantic Economic Journal*, junio, 21 (2).
- LAM, D. y DURYEA, S. (1999): «Effects of schooling on fertility, labor supply and investments in children, with evidence from brazil», *Journal of Human Resources*, 34, págs. 160-92.
- LAROCHE, M., M. MERETTE y G.C. RUGGERI (1999): «On the concept and dimensions of human capital in a knowledge-based economy context», *Canadian Public Policy*, 25(1), págs. 87-100.
- LEADBEATER, C. (2000): *Living on thin air. The new economy*, Penguin, Londres.
- LUCAS, R.E. (1988): «On the mechanics of economic development», *Journal of Monetary Economics*, 22 (1), págs. 3-42.
- MANKIW, G.; ROMER, D. y WEIL, D. (1992): «A contribution to the empirics of economic growth», *Quarterly Journal of Economics*, n.º 107, págs. 407-437.
- MULLIGAN C.B. y X. SALA-I-MARTÍN (1997): «A labor-income-based measure of the value of human capital», *Japan and the World Economy*, 9, págs. 159-191.
- (2000): «Measuring aggregate human capital», *Journal of Economic Growth* 5(3), págs. 215-252.
- OCDE, (1999): *Human capital investment. An international comparison*, OCDE, París.
- PSACHAROPOULOS, G. y A.M. ARIAGADA (1986): «The educational composition of the labor force: An international comparison», *International Labor Review*, 125, págs. 561-574.
- REBELO, S. (1991): «Long-run policy analysis and long-run growth», *Journal of Political Economy*, 99 (3), págs. 500-21.

- ROMER, P.M. (1986): «Increasing returns and long-run growth», *Journal of Political Economy*, 94 (5), págs. 1002-1037.
- (1990): «Endogenous technological change», *Journal of Political Economy*, 98, S7-S102.
- ROSENZWEIG, M. y WOLPIN, K. (1980): «Testing the quantity-quality fertility model: the use of twins as a natural experiment», *Econometrica*, 48, págs. 227-240.
- RUGGERI, G.C., y W. YU (2000): «On the Dimensions of Human Capital: An Analytical Framework», *Atlantic Canada Economics Association Papers*, 29, págs. 89-102.
- SCHULTZ, T. (1960): «Capital formation by education», *Journal of Political Economy*, 69, págs. 571-83.
- (1961): «Investment in human capital», *American Economic Review*, 51, págs. 1-17.
- SMITH, A. (1776): *An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations*. London: Methuen and Co., Ltd., ed. Edwin Cannan, 1904. Disponible online en <http://www.econlib.org/library/Smith/smWN1.html>.
- SOLOW, R. (1956): «A contribution to the Theory of Economic Growth», *Quarterly Journal of Economics*, vol. LXX, n.º 1, págs. 65-94.
- UNESCO (2001): *World culture report 2001*.

AUTORES

AZQUETA OYARZUN, Diego. Catedrático de Fundamentos del Análisis Económico en la Universidad de Alcalá. Premio Nacional de Economía y Medio Ambiente (2001) y Premio de la Fundación 3M a la Innovación en el campo del medio ambiente (2003). Director del grupo de Economía Ambiental de la Universidad de Alcalá.

BERISTAIN ETXABE, Iñaki. Licenciado Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad del País Vasco (EHU-UPV), especialidad en coyuntura y sector público. MBA por la ESTE Universidad de Deusto especialidad en Dirección Financiera. Técnico Superior de la Dirección de Finanzas del Gobierno Vasco. Realizó un stage en la Comisión Europea Dirección General II «Affaires Economiques et Financières». Jefe de Estudios de la Federación de Cajas de Ahorros Vasco-Navarras. Miembro del Comité de Redacción de «Ekonomi Gerizan». Ha sido Director de varios seminarios organizados de los Cursos de Verano de la UPV-EHU. Director de Economía y Planificación del Gobierno Vasco desde septiembre de 2003.

BOTO BASTEGIETA, Alexander. Licenciado en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea y Master en Planificación Urbana y Ambiental por la London School of Economics (Universidad de Londres). Es Subdirector Técnico de IHOBE y cuenta con una amplia trayectoria en materia de medio ambiente.

BOYD, Richard. Es Licenciado en Economía y Master en Análisis de Proyectos, Finanzas e Inversiones. Es profesor de economía ambiental y gestión ambiental integrada en la Universidad de Bath (Reino Unido) y economista senior en Metroeconomica. Cuenta con más de 15 años de experiencia en análisis y consultoría ambiental.

CHAS AMIL, María Luisa. Licenciada en CC. Económicas por la Universidade de Santiago de Compostela (USC). Ejerció como economista en «Ingeniería del Atlántico S.A.» realizando trabajos de consultoría. En 1991 comienza a trabajar como Profesora Asociada en el Departamento de Econometría e Métodos Cuantitativos de la USC. En 1992 realiza una estancia en la Universidad de Wisconsin-Madison (Estados Unidos). Cursa un master en Economía Forestal a la vez que ocupa el puesto de Research Assistant en el Department of Forest Ecology and Management de la University of Wisconsin-Madison, alcanzando el grado de Master of Science-Forestry por esa universidad en 1995. En 1998 obtiene el título de Doctora en Economía por la USC recibiendo el premio extraordinario de doctorado. Actualmente es Profesora Titular del Departamento de Métodos Cuantitativos para a Economía e a Empresa de la USC. Su investigación principal se centra en el campo de la economía forestal, pesquera y de los recursos naturales, con un especial interés en el análisis del mercado de los productos forestales, la contabilización ambiental y económica del monte y el análisis *input-output*. Además, es Associate Editor del «Journal of Forest Economics».

DEL SAZ SALAZAR, Salvador. Es profesor titular de Economía Aplicada de la Universidad de Valencia y doctor en economía por la misma universidad. Su trayectoria investigadora está vinculada a la economía ambiental, especialmente a la valoración de bienes ambientales y públicos como son los espacios naturales, los parques urbanos, el paisaje y el ruido, entre otros. Ha publicado artículos en revistas como *Environmental and Resource Economics*, *Environment and Planning A*, *Land Use Policy*, *Empirical Economics* y *European Journal of Transport and Infrastructure Research*. Asimismo ha completado su formación académica mediante estancias en otras universidades extranjeras como la *Swedish University of Agricultural Sciences*.

DOLDÁN GARCIA, Xoán Ramón. Licenciado en CC. Económicas por la Universidade de Santiago de Compostela (USC) en 1986. En 1987 comienza a trabajar como Profesor Asociado en el Departamento de Economía Aplicada de la USC. Postgrado en Economía de los Recursos Naturales y Medioambiente (Universidad de Alcalá de Henares) en 1997. Se doctora en CC Económicas y Empresariales en 1999 por la USC. Desde el año 2001 ejerce como Profesor Titular en el Dpto. de Economía Aplicada de esta Universidad. Coordina el Curso de Postgrado de Especialización en Economía Pesquera desde 2000 hasta la actualidad. Forma parte desde 1993 del Grupo de Investigación en Economía Pesquera y Recursos Naturales de la USC. Su investigación principal se centra en la economía ecológica, pesquera y de los recursos naturales con un especial interés en la contabilización de los flujos de materiales, energía y agua, y análisis *input-output*.

ESCOBAR JARAMILLO, Luis Alfonso. Economista y especialista en Gestión Ambiental. Profesor de economía ambiental en la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales de la Universidad del Valle (Cali - Colombia) y coordinador del área de Gestión Ambiental de dicha escuela. Diploma en Estudios Avanzados (DEA) y candidato a doctor por la Universidad de Alcalá.

FARRERAS, Verónica. Realiza sus estudios de doctorado en el Departamento de Economía Aplicada de la Universidad Autónoma de Barcelona, centrados en el comportamiento estratégico en el método de valoración por coste del viaje, entre otros. Combina las aportaciones económicas con las psicológicas para modelizar mejor las preferencias de las personas sobre bienes ambientales.

FERNÁNDEZ MACHO, Javier. Es Licenciado en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea, *Master of Science* en Estadística (1983) y *Ph.D.* en Economía por la London School of Economics de la Universidad de Londres (1986). Desde 1994 es Catedrático de Econometría en la Universidad del País Vasco. Ha sido Director de Estudios Económicos y Métodos en la Consejería de Economía y Planificación del Gobierno Vasco, Director del Instituto de Economía Pública y Director del Departamento de Econometría y Estadística de la Universidad del País Vasco y, en la actualidad, es Director de Investigación en Ciencias Sociales de dicha universidad. Ha dirigido proyectos de investigación financiados por el Instituto de Estudios Fiscales, CICYT, Gobierno Vasco y DGES (MEC), etc. y participado en diversos proyectos financiados por el *Economic and Social Research Council* y la *Unión Europea* (5.º y 6.º programas marco) entre otros. Es especialista en el análisis econométrico de series temporales y en la construcción de sistemas de indicadores, habiendo publicado su investigación en revistas como *Annales d' Economie et de Statistique (INSEE)*, *Estadística Española*, *International Journal of Forecasting*, *Journal of Applied Statistics*, *Journal of Business and Economic Statistics*, *Journal of Forecasting*, *Journal of Time Series Analysis*, *Kybernetika*, *Moneda y Crédito* y *Spanish Economic Review* entre otras. Asimismo, es autor de varios libros publicados en temas relacionados con la convergencia en la Unión Europea, el análisis econométrico, el impacto económico de las inversiones medioambientales, el impacto socio-económico de grandes infraestructuras y la política pesquera comunitaria.

GALARRAGA GALLASTEGI, Ibon. Es socio de la empresa NAIDER y profesor de la Universidad Comercial de Deusto. Doctor en Economía (especialidad de Medio Ambiente) por la Universidad de Bath (Reino Unido) y Master en Economía por la Universidad de Essex (Reino Unido). Ha trabajado como consultor en diversas empresas y ha sido profesor de la Universidad de Bath. Ha liderado numerosos proyectos de consultoría en materia de medio ambiente y desarrollo sostenible y cuenta con publicaciones sobre fiscalidad ambiental, eco-etiquetado y comercio justo y técnicas de valoración de activos en las revistas *European Environment*, *Fiscal Studies*, *Economía Agraria y Recursos Naturales* y *Ekonomiaz*.

GARCIA NEGRO, Maria Do Carme. Licenciada en CC. Económicas por la Universidad de Santiago de Compostela (USC) en 1973. Se doctora en CC Económicas y Empresariales en 1986 por la USC. Desde el año 1989 ejerce como Profesora Titular en el Dpto. de Economía Aplicada de esta Universidad. Ocupó el cargo de directora del Centro de Documentación Europea. Dirige el Curso de Postgrado de Especialización en Economía Pesquera desde 1998 hasta la actualidad. Desde 1993 dirige el Equipo de Investigación en Economía Pesquera, que comienza su andadura con la investigación sobre la valoración de las pérdidas económicas para la pesca gallega de la marea negra provocada por el petrolero griego *Aegean Sea*. En la actualidad el Grupo de Investigación en Economía Pesquera y Recursos Naturales lleva a cabo, entre otros proyectos, la valoración de las pérdidas económicas de la marea negra del *Prestige*. Las líneas en las que se desarrolla su investigación son la Economía Pesquera, Economía de Galicia, Economía Feminista, Economía de los Recursos Naturales, Análisis *Input-Output*. Ha dirigido los proyectos de elaboración de las Tablas *Input-Output* de la pesca-conserva gallegas 1995 y 1999 y las Tablas *Input-Output* de la Energía de Galicia 2000 (en términos físicos). Es miembro de la *European Association of Fisheries Economists* y de la *International Input-Output Association*.

GIMÉNEZ ESTEBAN, Gregorio. Licenciado en Economía (Premio Extraordinario de Licenciatura) y Doctor en Economía por la Universidad de Zaragoza, donde ejerce como Profesor Ayudante de Economía Aplicada. Su tarea investigadora está centrada en los factores de crecimiento, especialmente en el capital humano y la tecnología. En ambos temas de investigación ha publicado relevantes aportaciones académicas en forma de artículos y ponencias.

GONZÁLEZ CASIMIRO, Pilar. Es doctora en Economía por la Universidad del País Vasco. Comenzó su labor investigadora siendo estudiante de postgrado en el departamento de Estadística de la London School of Economics (University of London). Actualmente es profesora titular de universidad en el departamento de Economía Aplicada III (Econometría y Estadística) de la Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad del País Vasco y miembro del Instituto de Economía Pública. Ha publicado varios artículos en el área de series temporales y econometría aplicada, tanto en revistas nacionales como internacionales entre otras, *Journal of Forecasting*, *Internacional Journal of Forecasting*, *Annals of Tourism Research*, *Revista Española de Economía y Moneda y Crédito*. Asimismo, ha sido coautora de varias monografías sobre temas de convergencia económica e impactos económicos y de dos libros para la docencia de la Econometría.

Hoyos RAMOS, David. Es licenciado en Ciencias Económicas y Empresariales por la Universidad del País Vasco y MA en Economía del Desarrollo por la Universidad de Manchester (Reino Unido, 1998). En la actualidad es investigador de la Unidad de Economía Ambiental (Instituto de Economía Pública - UPV/EHU), especializado en transporte y medio ambiente. Autor de varios documentos y publicaciones, principalmente para

la Sociedad Pública IHOBE del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Más información en www.bl.ehu.es/uea

HUNT, Alistair. Es licenciado en economía por la Universidad de Leicester (Reino Unido) y Master en desarrollo económico por la misma universidad. Es consultor senior de Metroeconomica, Ltd donde trabaja en las áreas de Medio Ambiente y gestión de recursos. Es también profesor de fiscalidad medioambiental, análisis coste-beneficio ambiental y microeconomía en el Departamento de Economía y Desarrollo Internacional de la Universidad de Bath. Ha participado en diversos proyectos sobre Medio Ambiente y desarrollo sostenible en numerosos países como Rusia, Sri-Lanka, Hungría, India, etc. Entre los clientes para los que ha trabajado se encuentran el Banco Mundial, el Departamento de Desarrollo Internacional del Gobierno Británico, la Comisión Europea y la Agencia Ambiental del R.U. Ha publicado varios artículos en revistas como *Climate Policy* y publicaciones de Organización Mundial de la Salud la UNEP. Cuenta, además, con numerosas aportaciones a libros.

MARKANDYA, Anil. Catedrático de Economía en la Universidad de Bath (Inglaterra), Doctor en Economía por la London School of Economics (Universidad de Londres) y Master en Econometría por la London School of Economics (Universidad de Londres). Ha sido profesor en numerosas universidades internacionales y miembro del consejo editorial de las prestigiosas revistas *Environmental and Resource Economics* y *Environment and Development* siendo, además, galardonado con varios premios honoríficos por sus contribuciones para la protección del Medio Ambiente. Es director de la empresa de consultoría ambiental Metroeconomica y ha trabajado como asesor para países de Europa del Este y antigua Unión Soviética en el Banco Mundial durante 5 años. Cuenta con más de 100 publicaciones entre libros, monografías y artículos entre los que se incluye «Blueprint for a Green Economy» y su contribución sobre «El Financiamiento del Desarrollo Sostenible» en la Agenda 21 de las Naciones Unidas y su contribución como autor líder del Tercer Informe del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change).

MARTÍN LANDA, Imanol. Licenciado con grado en biología, especialidad ecosistemas, por la Facultad de Ciencias de la Universidad del País Vasco en 1982 se formó en biología pesquera gestión de recursos pesqueros en el Marine Laboratory de Aberdeen (Reino Unido). Trabajó durante 8 años en AZTI, Sociedad Pública de Investigación para la Oceanografía, Pesca y Alimentación dependiente del Gobierno Vasco. En 1993 fue socio fundador de LIMIA & MARTÍN S.L. comenzando a trabajar en esta empresa. Tiene una experiencia de más de 10 años en consultoría medioambiental.

MOGAS AMORÓS, Joan. Profesor del Departamento de Economía de la Universidad Rovira i Virgili y doctor en economía por la Universidad Rovira i Virgili. Joan realizó su tesis doctoral sobre métodos de valoración económica de bienes ambientales y es es-

pecialista en la materia. Cuenta con publicaciones en *European Environment*, *Forest Policy and Economics*, *Hacienda Pública Española*, *Economía Agraria y Recursos Naturales*.

NOGUEIRA MOURE, Emilio. Licenciado en CC. Económicas por la Universidade de Santiago de Compostela (USC). Especialista en Comercio Exterior por la USC en 1993. Postgrado en Economía de los Recursos Naturales y Medioambiente (Universidad de Alcalá de Henares) en 1997. Ha sido miembro del Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais de la USC durante varios años participando en numerosos proyectos y en la elaboración de publicaciones y documentos científicos. Realizó dos estancias en 1994 y 1995 como Visiting Scholar en el Department of Agriculture Economics. University of Wisconsin-Madison (EEUU) para trabajar con el profesor Richard Bishop sobre la aplicación del Método de Valoración Contingente en la estimación de daños provocados por mareas negras. En la actualidad continua su colaboración con el Grupo de Investigación de Economía Pesqueira e Recursos Naturais de la USC y trabaja como Economista y Asesor Parlamentario para el Bloque Nacionalista Gallego (BNG).

RIERA MICALÓ, Pere. Es profesor de economía ambiental en la Universidad Autónoma de Barcelona. Ha publicado numerosos trabajos en el campo de la economía pública, la evaluación de proyectos y la utilización de métodos de valoración de bienes ambientales.

SÁNCHEZ GONZÁLEZ, Julián. Santa Cruz de Tenerife, es doctor en Ciencias Económicas por la Universidad Autónoma de Madrid. Especializado en Economía Keynesiana, ha realizado su investigación principalmente en la Hipótesis de la Fragilidad Financiera de Hyman P. Minsky. Su trabajo en este campo lo ha desarrollado en el Jerome Levy Economics Institute of Bard College, en Annandale-On-Hudson (Nueva York), instituto líder en esta área, donde ha realizado diversas estancias de investigación. Actualmente es profesor del Departamento de Análisis Económico: Teoría Económica e Historia Económica de la Universidad Autónoma de Madrid. Ha publicado recientemente *Ejercicios de Microeconomía y Conducta*, Mc-Graw-Hill, 2004; y «La hipótesis de la fragilidad financiera y el dinero», Cuadernos de Economía, XXV, 2002.

SIMÓN FERNÁNDEZ, Blanca. Profesora Titular de Economía Aplicada en la Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales de la Universidad de Zaragoza donde ejerce como vicedecana desde el año 2000. Su tarea investigadora está centrada en tres grandes aspectos. Por una parte, en cuestiones centradas con la intervención estatal en la industria; por otra, en los factores de crecimiento, especialmente en el capital humano y las instituciones y, finalmente, en la economía regional. En todos los temas de investigación mencionados han sido publicadas relevantes aportaciones académicas en forma de libros o artículos.

TAYLOR, Tim. Licenciado en economía por la Universidad de Bath (R.U.) donde está realizando su tesis doctoral sobre instrumentos económicos —en concreto fiscalidad ambiental— y otros temas relacionados con el Medio Ambiente y el desarrollo sostenible. Es profesor a tiempo parcial en el Departamento de Economía y Desarrollo Internacional de la Universidad de Bath y consultor en Metroeconomica, Ltd. donde trabaja en las áreas de Sostenibilidad, Medio Ambiente y gestión de recursos. Ha contribuido con numerosas aportaciones a libros y ha sido co-autor de diversos informes de trabajo para Naciones Unidas, Banco Mundial y otros organismos.

VILADRICH GRAU, Montserrat. Es Doctora en Economía por la University of California, San Diego y profesora en la Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos de la Universitat de Lleida. Ha sido profesora de economía en la University of New Mexico, Universidad Pública de Navarra y Universidad Pompeu Fabra. Su trabajo se ha centrado fundamentalmente en el área de la Economía Medioambiental, en particular, diseñando instrumentos de Política Económica que incentiven la reducción de residuos en los procesos productivos, o que favorezcan los procesos productivos menos contaminantes. También ha trabajado en la medición de los costes económicos de agentes contaminantes como el ruido. Ha colaborado como asesora con la Comisión Nacional de la Energía y con la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea. Ahora trabaja en la estimación de las implicaciones económicas del cambio climático en la agricultura española y en el estudio de la viabilidad económica de la utilización de biomasa en la generación de electricidad. Cuenta con publicaciones en revistas como *Applied Economics*, *Economía Agraria y Recursos Naturales*, *Marine Policy*, *Environmental and Engineering Science* y *Environmental and Resource Economics*.