

## *La gestión del ruido ambiental provocado por infraestructuras de transporte: una aplicación para Euskadi*

Aunque los efectos perjudiciales del ruido sobre la salud humana habían sido reconocidos desde los años setenta, fue la aprobación de la Directiva Europea sobre ruido ambiental (2002) la que marcó el inicio de una etapa en la política ambiental en donde la contaminación acústica ocupa un lugar preferente. El objetivo de este artículo es establecer pautas para la incorporación de los efectos del ruido producido por las infraestructuras de transporte al análisis coste-beneficio, dotando así a las instituciones públicas de una herramienta eficaz para poder priorizar las inversiones públicas de mayor rentabilidad social. A modo de ilustración, se presentan los resultados de un caso de estudio correspondiente al ruido provocado por una carretera nacional a su paso por un municipio.

*Zaratak gizakion osasunean dituen eragin kaltegarriak hirurogeita hamarreko hamarkadatik aitortu izan diren arren, ingurumen-zaradari buruzko Europako Zuzentaraua onetsi izanak (2002) beste etapa bat hasi zuen ingurumen-politikan, kutsadura akustikoak leku nagusia hartzen duen etapa, hain zuzen ere. Artikulu honen helburua da garraio-azpiegiturek eragindako zaraten ondorioak kostua/irabazia azterketan barneratzeko jarraibideak ezartzea; horrela bada, gizarte-errentagarritasun handiena duten inbertsio publikoak lehenetsi ahal izateko tresna eraginkorra ipiniko da herri-administrazioen esku. Adibide moduan, errepide nazional batek eragindako zarataren azterketari buruzko emaitzak aurkeztu dira.*

Although the damaging effects of noise on human health had been recognized since the seventies, the European Environmental Policy had been focused in specific transport emissions, such as the gases of the greenhouse effect or the suspension particles. It was the approval of the law by the European Board regarding ambient noise that marked the start of a new stage in environmental policy, where noise pollution has a prominent place. The aim of this article is to establish guidelines for the inclusion of the effects of noise caused by the transport infrastructures to the cost-benefit analysis, thus providing the public institutions with an effective tool to be able to prioritize public investment of higher social profitability. The results of a case study corresponding to the noise caused by the motorway as it passes by the borough are presented by way of illustration.

## ÍNDICE

1. Introducción
  2. Ruido ambiental y evaluación social de inversiones
  3. El método de transferencia de valor
  4. Caso de estudio
  5. Resultados y discusión
  6. Conclusiones
- Referencias bibliográficas

Palabras clave: valoración económica, ruido ambiental, transferencia de valores.

Keywords: economic assesment, noise pollution, transfer of values.

N.º de clasificación JEL: Q51, Q53, D62.

## 1. INTRODUCCIÓN

El ruido se define como un sonido no deseado y comúnmente acostumbra a tratarse como un contaminante y un problema ambiental, especialmente en los espacios urbanos. Es más, a diferencia de lo que viene ocurriendo con otros contaminantes, el ruido ha aumentado en los últimos años y está crecientemente reconocido como un factor causante de problemas de salud física y mental (OMS, 2000). Investigaciones recientes en esta materia subrayan algunos efectos nocivos del ruido como los problemas de audición, las

dificultades de comunicación oral, los trastornos en el sueño y en el descanso, los efectos psicológicos y fisiológicos, el menor rendimiento laboral y académico, las afecciones cardiovasculares y el malestar e interferencias en las actividades (OMS, 1999). Por ejemplo, se estima que cerca de 4.000 infartos de miocardio anuales en Alemania podrían atribuirse al ruido provocado por el tráfico rodado (Babisch *et al.*, 2005). Además, existe una amplia evidencia que relaciona la exposición al ruido con problemas cognitivos entre los niños y niñas (e.g. Haines *et al.*, 2002). Datos más recientes señalan que uno de cada cinco europeos está expuesto de manera regular a niveles de ruido nocturnos que podrían dañar significativamente su salud (OMS, 2009).

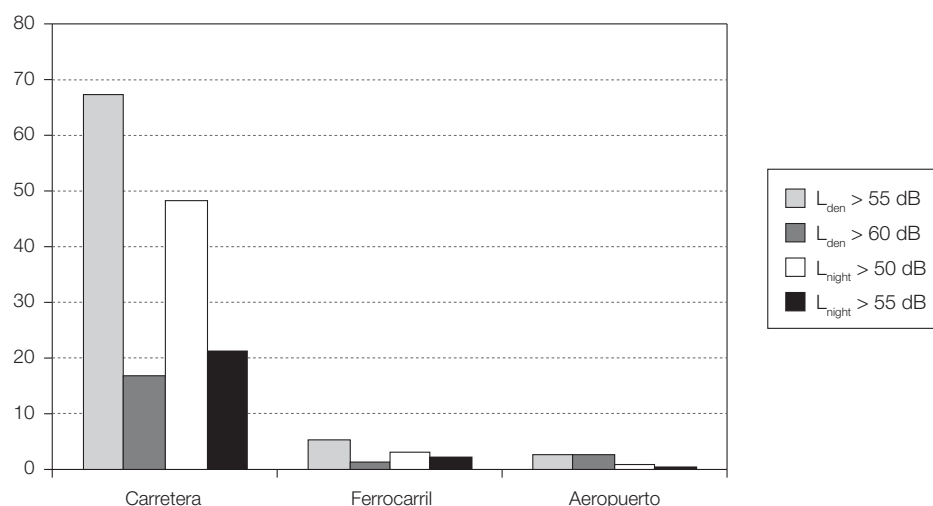
Según datos de la Comisión Europea, cerca de 67 millones de personas, el 55% de la población residente en ciudades de

<sup>1</sup> El autor agradece la colaboración de Alberto Bañuelos. Este trabajo ha sido realizado gracias al apoyo de la Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco (IHOBE, S.A.), de la empresa AAC, Centro de Acústica Aplicada, S.L. y del Departamento de Educación del Gobierno vasco a través del grupo de investigación consolidado *Econometrics Research Group* (IT-334-07).

Gráfico n.º 1

**Población expuesta a diferentes niveles de ruido procedentes del transporte por carretera, ferrocarril y aéreo en entornos urbanos de más de 250.000 habitantes (UE-27)**

(en miles)



$L_{den}$ : media anual de ruido durante 24 horas.

$L_{night}$ : media anual de ruido entre las 23:00 y las 07:00.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de AEMA (2009).

más de 250.000 habitantes, está expuesto a niveles de ruido procedentes de infraestructuras viarias por encima de los límites recomendables durante el día ( $L_{den} > 55$  dB), como muestra el gráfico n.º 1. El nivel de exposición en horario nocturno es asimismo significativo en todos los modos de transporte, si bien, es la carretera la mayor fuente de exposición al ruido provocado por las infraestructuras de transporte. Es más, 21 millones de personas residentes en estas áreas urbanas (un 17% de la población) están expuestas a niveles de ruido provocado por el tráfico rodado en

horario nocturno considerados perjudiciales para la salud ( $L_{night} > 55$  dB).<sup>1</sup>

A pesar de las medidas técnicas introducidas para aminorar los efectos del ruido (tanto en las infraestructuras de transporte como en los propios vehículos), el aumento del parque de vehículos y el tráfico, la constante ampliación de la oferta de infraestructuras, el aumento del transporte de mercan-

<sup>1</sup> La Agencia Europea de Medio Ambiente ha lanzado recientemente el mapa de exposición al ruido más completo publicado hasta la fecha, cuyos datos pueden consultarse en <http://noise.eionet.europa.eu>.

cías por carretera y la mayor concentración de la población, han contribuido a que el problema del ruido ambiental se haya venido agravando con el paso de los años. Hasta el punto de que la emisión de ruido procedente del transporte se ha convertido en la mayor fuente de contaminación acústica en Europa. En términos monetarios, se estima que el ruido ambiental tiene unos costes anuales para la UE-15 (costes para salud) valorados en 42.000 millones € (INFRAS, 2004). En el caso de la CAPV, estos costes fueron estimados en 213 millones € anuales (Hoyos, 2004).

La política ambiental europea ha ido adaptándose de manera progresiva a la mayor concienciación sobre el problema de la contaminación acústica. Tras la publicación del Libro Verde sobre la política futura de la lucha contra el ruido (COM(96)540), la Comisión Europea creó una red de expertos en ruido para asesorarla en la política de ruido, promulgó una directiva europea sobre ruido (2002/49/EC), y viene desarrollando diversos programas de investigación en la materia (e.g. UNITE (Nash, 2002) o HEATCO (Bickel *et al.*, 2006) entre otros). El VI Programa de acción en materia de medio ambiente de la Unión Europea (2002) incluyó como objetivo «reducir sustancialmente el número de personas regularmente afectadas por niveles de ruido medios a largo plazo, particularmente debidos al tráfico dado que, según estudios científicos, provocan efectos perjudiciales para la salud». Asimismo, el VI Programa propuso adoptar y aplicar la Directiva sobre el ruido cuyo objeto no es otro que definir un enfoque común para evitar, prevenir y reducir los efectos adversos del ruido en la Unión Europea. Esta Directiva incluye la obligación de diseñar mapas de ruido y planes de acción para zonas urbanas e infraestructuras de transporte, con el compromiso de que el

problema global del ruido no aumente en los próximos años.<sup>2</sup>

El cálculo de la pérdida total de bienestar provocada por el ruido (o el aumento total de bienestar debido a medidas de mitigación del ruido) acostumbra a basarse en el enfoque de la función del daño (Navrud *et al.*, 2002). El gráfico n.º 2 describe el enfoque de la función de daño aplicada al ruido ambiental: una vez calculados los niveles de ruido soportado por un determinado núcleo de población anteriores y posteriores a la introducción de una medida de mitigación (modelo de dispersión del ruido), se procede a calcular una función dosis-respuesta (FDR) entre el nivel de decibelios (medido por indicadores de ruido como  $L_{den}$ ) y los impactos sobre las personas (molestia, enfermedades cardiovasculares, calidad del sueño, etc.). La FDR junto a la información sobre número de residencias, tamaño de familias, etc., permite calcular el cambio global del impacto del ruido. Las técnicas de valoración económica, por su parte, van a permitir introducir un valor económico por unidad de la FDR, por ejemplo euros por persona altamente molesta por año. Finalmente, los beneficios económicos de poner en marcha una medida de mitigación serán el resultado de multiplicar los impactos por los valores económicos unitarios.

El objetivo de este artículo es establecer pautas para la incorporación del ruido provocado por las infraestructuras de transporte al análisis coste-beneficio de las medidas de mitigación. De esta forma, se pretende dotar a las instituciones públicas de una herramienta eficaz para la gestión del ruido ambiental, con la finalidad de poder priorizar las

<sup>2</sup> La Directiva 2002/49/EC obliga a los Estados miembros a elaborar mapas de ruido estratégicos a partir de mediciones de  $L_{den}$  y  $L_{night}$ .

inversiones públicas de mayor rentabilidad social. A modo de ilustración, se presentan los resultados de un caso de estudio correspondiente al ruido provocado por la carretera nacional N-I a su paso por el municipio guipuzcoano de Villabona. Para ello, el artículo se estructura en seis apartados. Tras esta introducción, el segundo apartado revisa la consideración del ruido ambiental en la planificación y evaluación social de inversiones. El tercer apartado describe el método propuesto para valorar las medidas de mitigación: la transferencia de valor. Posteriormente,

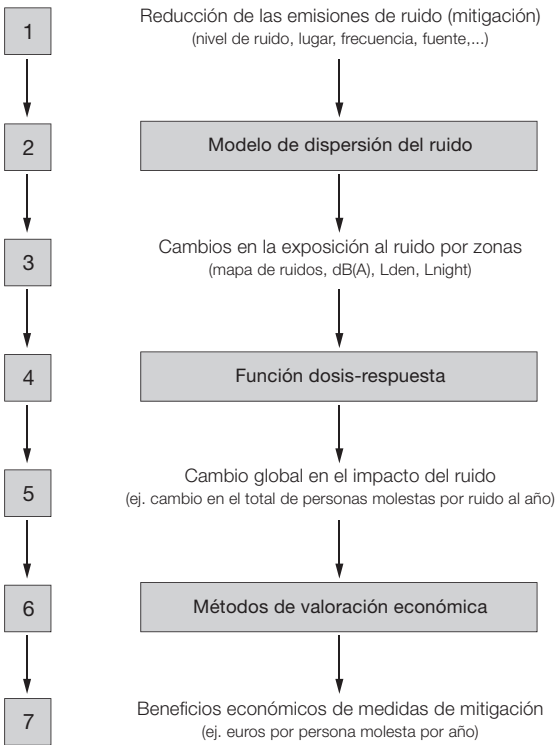
el apartado cuarto introduce el caso de estudio y el apartado quinto describe y discute los resultados principales. Finalmente, el apartado sexto incluye las conclusiones e implicaciones de política pública.

2. RUIDO AMBIENTAL Y EVALUACIÓN SOCIAL DE INVERSIONES

La política ambiental acostumbra a centrarse en la prevención y reducción de efectos ambientales adversos como la contami-

Gráfico n.º 2

El enfoque de la función de daño aplicado al ruido ambiental



Fuente: Elaboración propia.

nación del aire, la degradación del paisaje o la contaminación acústica. Ante la finitud de los recursos públicos, llevar a cabo medidas para mitigar estos efectos debe hacerse analizando sus costes y beneficios para la sociedad, de forma que puedan priorizarse los proyectos socialmente más rentables. Con este fin, la economía del bienestar ha propuesto diversas herramientas para la evaluación social de inversiones, entre las que destaca el Análisis Coste-Beneficio (ACB), cuya característica principal es la traducción de todos los posibles costes y beneficios sociales de un proyecto a términos monetarios.

El ACB de medidas para la mitigación del ruido requiere que todos los costes y beneficios derivados de su puesta en marcha sean valorados monetariamente. Hanley y Spash (1993) distinguen ocho pasos en la evaluación social de inversiones mediante el ACB: 1) definición del proyecto (en relación con la situación de partida, *baseline*); 2) identificación de todos los efectos; 3) identificación de los efectos económicamente relevantes; 4) cuantificación física de los efectos; 5) monetarización de los efectos; 6) descuento de valores; 7) comparación de los costes y beneficios descontados; y 8) realización de un análisis de sensibilidad. En la primera fase del ACB se definen las medidas a poner en marcha y el escenario base. Por ejemplo, la introducción de un pavimento especial que reduce el nivel de ruido entre 6-8 dB cuesta 3,5 €/m<sup>2</sup>. Posteriormente se procede a identificar todos los efectos de la medida (e.g. la reducción del nivel de ruido mejorará la salud de las personas). La identificación de efectos económicamente relevantes persigue delimitar el objeto de estudio a los datos disponibles (e.g. a pesar de que la reducción de los niveles beneficiará la ni-

dificación de aves, el estudio se centra en los efectos sobre el bienestar de las personas). Los efectos considerados deben ser cuantificados (fase 4) para posteriormente traducirse a unidades monetarias (fase 5). Siguiendo con el ejemplo anterior, esto significaría analizar niveles y propagación del ruido anterior y posterior a la medida, así como obtener una medida de la disposición a pagar (DAP) de las personas por reducir el nivel de ruido. El descuento de valores implica la conversión de los costes y beneficios a valores netos presentes, aplicando una tasa de descuento. Estos valores netos presentes son comparados para analizar el ratio coste-eficacia de la implementación de medidas de mitigación del ruido. Por último, el análisis de sensibilidad persigue analizar el efecto que ciertos supuestos (p.e. la tasa de descuento aplicada) tienen sobre el resultado final.

Aunque esta herramienta es aparentemente sencilla, la incorporación de costes ambientales —dado que son bienes que carecen de mercado— resulta complicada si bien, como veremos más adelante, su desarrollo actual es notable. Es por ello, que la siguiente sección presenta el alcance y las limitaciones de los métodos de valoración económica existentes. La sección 2.2. analiza la situación del ruido ambiental en la planificación de infraestructuras en la Unión Europea.

## 2.1. Valoración económica de bienes sin mercado

La valoración económica de bienes sin mercado ha despertado reticencias, tanto fuera como dentro de la ciencia económica, al considerarse que entidades como la vida humana o la biodiversidad no pueden ser

valoradas económicamente. Sin embargo, como señalan Constanza *et al.* (1997) en su famoso artículo sobre la valoración de los ecosistemas mundiales, implícitamente estos intangibles se valoran continuamente: «cuando se determinan estándares de seguridad en autopistas, puentes e infraestructuras similares, estamos valorando la vida humana (lo reconozcamos o no) porque un mayor gasto en la construcción de estas infraestructuras salvaría un determinado número de vidas». Dicho de otro modo, en la medida en que nos vemos obligados a tomar decisiones, existen procesos de valoración.

La economía ambiental ha sido la encargada de desarrollar diversas técnicas para valorar económicamente bienes (y males) públicos como la calidad del aire o el ruido, donde la ausencia de mercados directos donde observar las preferencias que muestran las personas dificulta su valoración.<sup>3</sup> Las técnicas de valoración de bienes públicos se dividen en dos grupos: por un lado los métodos de preferencias reveladas (precios hedónicos, método del coste de viaje) se basan en el comportamiento de los individuos en mercados reales; y por otro los métodos de preferencias declaradas (valoración contingente, experimentos de elección) analizan el comportamiento de los individuos en mercados hipotéticos. En ambos casos se persigue obtener una medida de la DAP de los individuos para estimar el valor económico de estos bienes (Vasquez *et al.*, 2007).

Los métodos de preferencias reveladas analizan el comportamiento de los individuos en un mercado real ligado al bien público. En el caso del método de precios he-

dónicos, es el mercado inmobiliario el que sirve de referencia. Así, este método identifica la DAP por distintas características de una vivienda, una de las cuales es el ruido ambiental. De esta forma se deriva un valor real del ruido ambiental en términos de aumento del valor inmobiliario como consecuencia de una reducción del nivel de decibelios. El método del coste de viaje aproxima el valor recreativo de un espacio natural a partir de los costes de viaje en que incurren sus visitantes. Por su parte, las técnicas de preferencias declaradas preguntan directamente al individuo su DAP, por ejemplo, por una reducción del ruido que soporta en su residencia. En los ejercicios de valoración contingente el individuo se enfrenta a una única valoración, mientras que en los experimentos de elección el individuo elige entre diversas combinaciones de atributos. Por último, el método de transferencia de valor (MTV) utiliza los resultados obtenidos en la valoración económica de un bien o servicio ambiental de un lugar en otro. Lógicamente, la alternativa a una transferencia de valor sería aplicar un estudio original para la zona concreta, aunque los costes pueden ser muy elevados. Es por ello, que la transferencia de valor es una práctica habitual para transferir resultados de estudios específicos a contextos más generales.

La literatura existente en torno a la valoración económica del daño provocado por el ruido ambiental se ha centrado mayoritariamente en los métodos de precios hedónicos y valoración contingente. El problema que tiene la medición del ruido a través del método de precios hedónicos es que resulta muy difícil aislar el efecto del ruido de una combinación de efectos ambientales negativos que habitualmente se asocian a vivir cerca de una carretera. Al mismo tiempo, la

---

<sup>3</sup> El volumen 57 de *Ekonomiaz* aborda de manera exhaustiva las técnicas de valoración económica de bienes sin mercado.

crítica a los métodos de preferencias declaradas se centra en que su naturaleza hipotética puede conllevar resultados poco fiables (Diamond y Hausman, 1994). Sin embargo, el consenso es cada vez más amplio en que siempre y cuando se realice de manera adecuada, el método de valoración contingente permite obtener una información mayor y más precisa sobre el efecto del ruido sobre el bienestar de los individuos, razón por la cual desde principios de los años noventa, los métodos de preferencias declaradas han recibido una creciente atención y desarrollo (Arrow *et al.*, 1993). Es más, en su informe a la Comisión Europea sobre el estado del arte de la valoración económica del ruido, Navrud (2002) se inclina por emplear estimaciones realizadas a partir de preferencias declaradas en vista de que la transferencia de estimaciones realizadas a partir del método de precios hedónicos resulta problemática tanto en la teoría como en la práctica.

El cuadro n.º 1 recoge algunos estudios europeos recientes que han valorado el

coste social del ruido a partir del método de precios hedónicos. Los resultados acostumbra a resumirse a partir del índice de depreciación de la sensibilidad al ruido (IDSR), que se define como el porcentaje de depreciación que sufre el precio de una vivienda por cada dB (A) de ruido por encima del nivel límite. Por ejemplo, un IDSR del 0,6% indica que una casa que soporta un nivel de ruido de 75 dB (A) vale un 12% menos que una casa con un nivel de ruido de 55 dB (A). Los estudios seleccionados del cuadro n.º 1 muestran que el IDSR varía entre un 0,2% y un 1,07%.

Por su parte, el cuadro n.º 2 recoge algunos estudios europeos que han optado por emplear métodos de valoración económica de preferencias declaradas —ya sea mediante valoración contingente (VC) o experimentos de elección (EE)—. En este caso, los resultados se presentan mediante la DAP por dB (A) de reducción por familia y año, en euros de 2001. Los resultados varían entre 2 y 99 euros por familia y año.

Cuadro n.º 1

**Evidencia internacional de precios hedónicos: cambio porcentual en el precio de las viviendas respecto a 1 dB (A) de cambio en el nivel de ruido procedente del tráfico por carretera**

| Referencia                      | Lugar      | Límite (dB(A)) | % Cambio (IDSR) |
|---------------------------------|------------|----------------|-----------------|
| Wilhelmsson (2000)              | Estocolmo  | 56             | 0,60            |
| Lake <i>et al.</i> (1998, 2000) | Glasgow    | 54             | 0,2             |
|                                 |            | 68             | 1,07            |
| Rich and Nielsen (2004)         | Copenague  | 50             | 0,54            |
| Bjorner <i>et al.</i> (2003)    | Copenague  | 55             | 0,47            |
| Bateman <i>et al.</i> (2004)    | Birmingham | 55             | 0,21-0,53       |

Fuente: Nellthorp *et al.*, 2007.

Cuadro n.º 2

**Evidencia internacional de preferencias declaradas: ruido debido al tráfico por carretera: DAP por dB(A) por familia y por año en € (2001)**

| Referencia                    | Método | Año  | Lugar y escenario                                        | DAP (€) |
|-------------------------------|--------|------|----------------------------------------------------------|---------|
| Pmmerehne (1988)              | VC     | 1998 | Basilea, Suiza, cambio porcentual                        | 99      |
| Soguel (1994)                 | VC     | 1993 | Neuchatel, Suiza, cambio porcentual                      | 60-71   |
| Saelinsminde (1999)           | EE     | 1993 | Oslo y Akershus, Noruega, cambio porcentual              | 48-96   |
| Vainio (1995-2001)            | VC     | 1993 | Helsinki, Finlandia, eliminación de molestia             | 6-9     |
| Thune-Larsen (1995)           | VC     | 1994 | Oslo y Ullensaker, Noruega, cambio porcentual            | 19      |
| Wibe (1997)                   | VC     | 1995 | Suecia (estudio nacional), eliminación de molestia       | 28      |
| Wardman <i>et al.</i> (2004)  | EE     | 1996 | Edimburgo, Reino Unido, cambio porcentual                | 37-55   |
| Navrud (1997)                 | VC     | 1996 | Noruega (estudio nacional), eliminación de molestia      | 2       |
| Navrud (2000)                 | VC     | 1999 | Oslo, Noruega, eliminación de molestia                   | 23-32   |
| Barreiro <i>et al.</i> (2000) | VC     | 1999 | Pamplona, España, eliminación de molestia                | 2-7     |
| Lambert <i>et al.</i> (2001)  | VC     | 1999 | Región de Rhones-Alpes, Francia, eliminación de molestia | 7       |
| Arsenio <i>et al.</i> (2006)  | EE     | 2001 | Lisboa, Portugal, cambio al nivel en un lugar conocido   | 55      |

Fuente: Nellthorp *et al.*, 2007.

### 2.3. El ruido en la planificación de infraestructuras de la Unión Europea

La ausencia de una valoración económica del malestar ocasionado por el ruido ambiental en el ACB de un proyecto con efectos significativos de ruido implica una evaluación social incompleta así como una guía incorrecta para la toma de decisiones (Nellthorp *et al.*, 2007). Es por ello que la mayoría de países europeos incluye el ruido ambiental en la planificación de nuevas infraestructuras, aunque de distintas maneras (Odgaard *et al.*, 2005): un primer grupo de países (Austria, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Países Bajos, Suecia, Suiza, República Checa, Hungría, Lituania, Polonia y Eslovenia) incluyen valores monetarios del ruido en los ACB; un segundo grupo de países no incluyen valoraciones monetarias en el ACB aunque sí analizan el impacto del

ruido en términos de Análisis Multi-Criterio, medidas cuantitativas o análisis cualitativos (Bélgica, Irlanda, Reino Unido, Letonia, República Checa, Chipre, Grecia, Portugal y España); por último, un tercer grupo de países no incluyen ningún tipo de información sobre ruido (Estonia, Italia y Malta). Generalmente, cuando se habla de costes del ruido, se distinguen dos categorías de coste: la molestia y los costes sanitarios. Sin embargo, los ACB acostumbra a incluir exclusivamente la molestia provocada por el ruido y sólo cinco países (Dinamarca, Francia, Lituania, Eslovenia, Polonia y Suiza) incluyen, además, costes sanitarios.

En lo que se refiere a las técnicas de valoración empleadas, el método de valoración del ruido más empleado es el de precios hedónicos. El método de precios hedónicos para estimar la molestia por ruido es em-

pleado en Austria, Dinamarca, Francia, Suecia, Suiza, Hungría y Lituania. Por el contrario, Austria y Alemania han empleado el método de valoración contingente. En lo que se refiere a los costes sanitarios, Francia y Lituania los han estimado a partir del método de precios hedónicos mientras que Suiza ha optado por la valoración contingente.

### 3. EL MÉTODO DE TRANSFERENCIA DE VALOR

En multitud de ocasiones, debido fundamentalmente a las restricciones presupuestarias y de tiempo que acompañan a los procesos de toma de decisiones públicas, las decisiones relativas a la gestión de bienes sin mercado se basan en la extrapolación de la información existente respecto a un recurso similar. El uso de información existente en estudios previos en la evaluación de proyectos y análisis de políticas se conoce en la literatura de valoración económica de recursos naturales como transferencia de beneficios (*benefit transfer*) o de manera más genérica, transferencia de valores (*value transfer*).

Como se ha mencionado anteriormente, el MTV emplea los resultados de investigaciones existentes para predecir los cambios en el bienestar en un lugar de estudio diferente. El método acostumbra a describirse como la aplicación de valores y otra información desde el lugar de referencia (*study site*) donde los datos han sido previamente recogidos hacia el lugar de la aplicación (*policy site*), del que se carece de información sobre valores económicos (Johnston y Rosenberger, 2009). A pesar de que el uso de información primaria es siempre preferible a la hora de estimar económicamente cambios en el bienestar de los individuos, la realidad del proceso de toma de decisión pública obliga a menudo a que el MTV se

convierta en el único método de valoración disponible (e.g. Galarraga *et al.*, 2004). Este bien puede ser el caso de la valoración económica de medidas para mitigar el ruido en la planificación de infraestructuras de transporte, cuyo coste en caso de hacerse mediante estudios primarios sería muy elevado. En estas circunstancias, debido al elevado coste de la obtención de información a través de fuentes primarias, el MTV cobra especial interés en la estimación de valores de no mercado. Es por ello que, a pesar de los retos potenciales que tiene el MTV, la literatura económica está reconociendo cada vez más la importancia de la transferencia de valores en las herramientas de evaluación social de inversiones como el ACB (Johnston y Rosenberger, 2009).

Existen dos enfoques en la transferencia de valores (Navrud y Ready, 2007): 1) transferencia de valores unitarios y 2) funciones de transferencia (funciones de transferencia o meta-análisis). En el primer caso, el valor de transferencia se construye a partir del valor estimado en otros estudios, debidamente ajustado en función de la inflación, las diferencias en poder adquisitivo entre las regiones e incluso variaciones en el ingreso. Así por ejemplo los valores unitarios de transferencia con ajuste de ingreso de unos valores de disposición a pagar (DAP) seguirían la siguiente fórmula:

$$B_p = B_s (Y_p / Y_s)^\beta \quad (1)$$

donde  $B_p$  es el valor ajustado de la DAP,  $B_s$  es la estimación primaria de la DAP en área de estudio,  $Y_p$  y  $Y_s$  son los niveles de ingreso en el área de estudio y en el área de aplicación respectivamente, y  $\beta$  es la elasticidad del ingreso de la DAP por el bien ambiental.

En el segundo caso, se transfiere una función de valor construida a partir de otros estudios. Un ejemplo de función de transferencia sería la siguiente:

$$DAP_{ij} = b_0 + b_1 G_j + b_2 H_{ij} + \varepsilon \quad (2)$$

donde  $DAP_{ij}$  es la disposición a pagar del individuo  $i$  en el lugar  $j$ ,  $G_j$  es el conjunto de características del bien ambiental (incluyendo el cambio en la calidad/cantidad a valorar) en el lugar  $j$ ,  $H_{ij}$  es el conjunto de características del individuo  $i$  en el lugar  $j$ , y  $\varepsilon$  es el componente de error. Finalmente, un ejemplo de meta-análisis sería el siguiente:

$$DAP_s = b_0 + b_1 G_j + b_2 H_{ij} + b_2 C_s + \varepsilon \quad (3)$$

donde  $DAP_s$  es la DAP media por individuo en el estudio  $s$ ,  $C_s$  es el conjunto de características metodológicas del estudio  $s$  y el número de observaciones depende del número de estimaciones existentes (teniendo en cuenta que se pueden obtener varias estimaciones de un mismo estudio).

Una correcta transferencia de valores tiene tres requerimientos básicos: 1) una base de datos completa, accesible y funcional de estudios de valoración primarios regionales, nacionales e internacionales (con información lo más detallada posible); 2) adoptar los criterios de las mejores prácticas en la evaluación de la calidad de los estudios de valoración primarios; y 3) adoptar los criterios de las mejores prácticas para la transferencias de valor. Navrud y Ready (2007) identifican siete etapas en la aplicación del MTV:

1. Identificación del cambio en el bien ambiental que se quiere valorar en el lugar de la aplicación: tipo de bien ambiental y descripción de la situación de referencia, magnitud y dirección del cambio en la calidad ambiental.

2. Identificar la población afectada en el lugar de la aplicación.
3. Investigar las características diferenciales de la población afectada en el lugar de la aplicación y la población en el lugar del estudio de referencia.
4. Evaluar la calidad de los valores del estudio de referencia para la transferencia según tres criterios: rigor científico (los valores a transferir son tan sólo tan buenos como la metodología y las hipótesis planteadas en los estudios originales), relevancia (los estudios primarios deberían ser similares y aplicables al nuevo contexto) y nivel de detalle (los estudios primarios deben proveer una base de datos detallada con información suplementaria).
5. Seleccionar y resumir los datos disponibles del área o áreas de estudio.
6. Transferir las estimaciones de valor del área de estudio al área de aplicación determinando: 1) la unidad de transferencia; 2) el método de transferencia para la transferencia espacial; y 3) el método de transferencia para la transferencia temporal.
7. Calcular los beneficios o costes totales en el área de aplicación.

El MTV ha sido objeto de una considerable controversia, si bien actualmente existe un cierto consenso en cuanto a que el MTV puede proveer estimaciones válidas y fiables bajo ciertas condiciones (Johnston y Rosenberger, 2009). Estas condiciones incluyen la similitud entre el bien o servicio a valorar y el estudio de referencia o el hecho de que las estimaciones originales sean fiables para que la transferencia tenga sentido. La Agencia Ambiental Sueca ha publicado recientemente una guía para evaluar la calidad de los estu-

dios existentes (SEPA, 2006). Existen asimismo varias bases de datos internacionales de estudios de valoración que pueden ser consultadas: EVRI, ENVALUE, EUROFOREX, etc.

Los determinantes de la validez y el error dependen en muchas ocasiones de los conocimientos del analista. Por ejemplo, la elección del método de transferencia (valores unitarios o funciones de transferencia), las posibles correcciones sobre diferencias observables (e.g. características de la población) o la inferencia basada en la información disponible (e.g. similitud entre los recursos, estimaciones conservadoras o calidad de las estimaciones originales) forman parte de la ciencia de realizar una correcta transferencia de beneficios. Es más, la propia validez de la transferencia depende de los test empleados. Kristoferson y Navrud (2005) propusieron la utilización de test de equivalencia en lugar de los tests de hipótesis tradicionales con el fin de mejorar la investigación sobre la transferibilidad de valores en diferentes contextos de valoración.

Este tipo de test son preferibles puesto que combinan los conceptos de significatividad estadística y significatividad política en un único test, mediante la definición de un nivel aceptable de error de transferencia previo a la realización del test de validez. El nivel de error de transferencia aceptable dependerá de la medida que pretenda implementarse.

#### 4. CASO DE ESTUDIO

Con el objeto de analizar la viabilidad práctica del marco metodológico expuesto anteriormente, se ha escogido el caso del municipio guipuzcoano de Villabona. Situado en el valle del río Oria y a 20 km de Donostia, Villabona es un municipio de 18 km<sup>2</sup> y cuenta con una población cercana a los

5.600 habitantes. La carretera nacional N-1 (Madrid-Irún) a su paso por Villabona es considerada el mayor foco de contaminación acústica del municipio. Es por ello, que se han analizado los efectos sobre el bienestar de las personas de varias medidas para la mitigación del ruido provocado por esta carretera en tres zonas del municipio: la zona de Txaralde, la zona de Ipurzorrotz-Amasa y la zona urbana de Villabona. Las medidas de mitigación propuestas incluyen la colocación de una pantalla absorbente, la limitación de velocidad máxima de circulación de vehículos, la combinación de pantallas absorbentes más el aislamiento de fachadas en pisos superiores y la combinación de pantallas absorbentes y la reducción de velocidad.

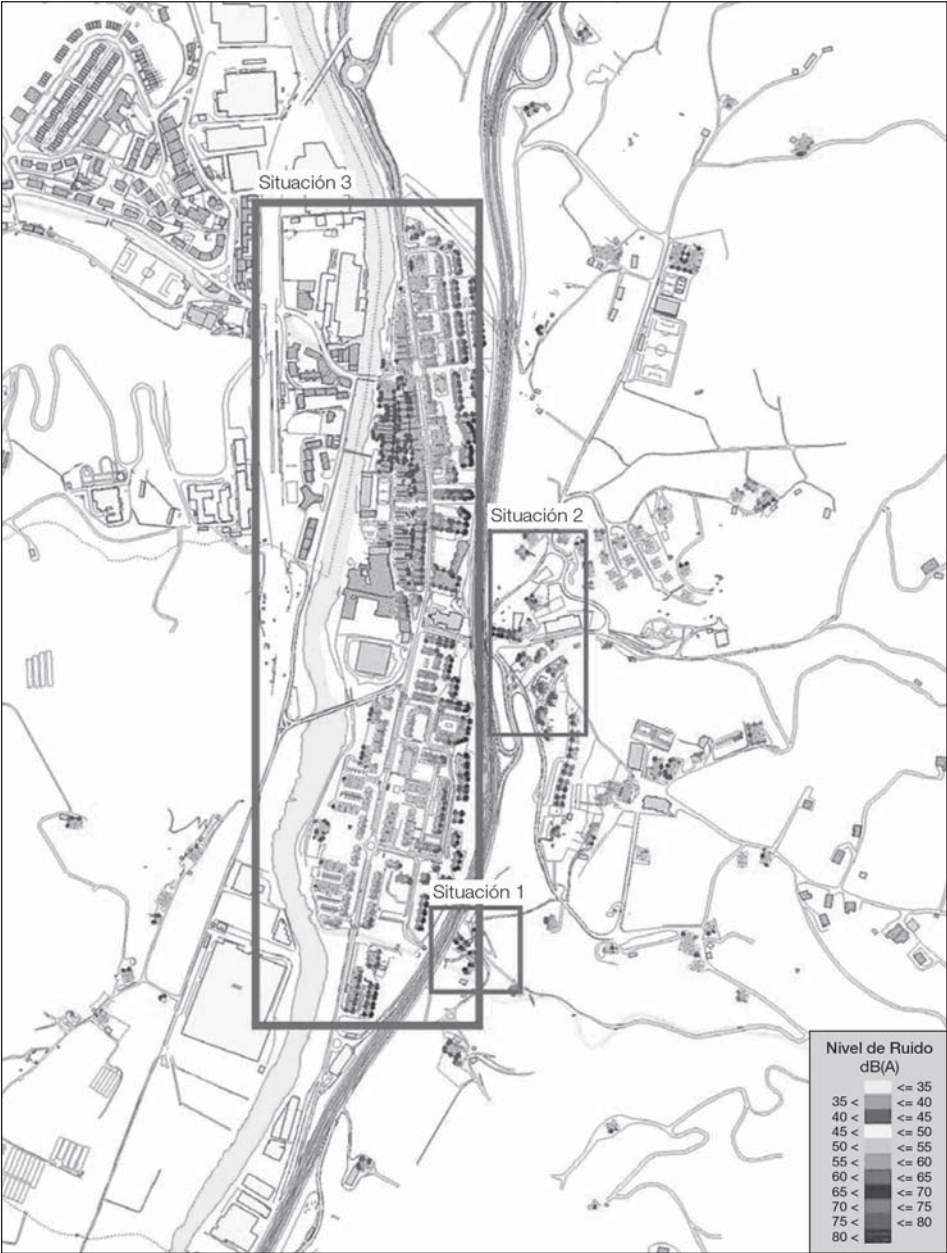
El gráfico n.º 3 recoge gráficamente las tres zonas contempladas en este caso de estudio. Como se aprecia en la imagen la situación 1 (Txaralde) abarca un barrio relativamente pequeño del municipio, la situación 2 (Ipurzorrotz-Amasa) incluye a un barrio ligeramente mayor aunque disperso y la situación 3 (zona urbana) incluye la zona más habitada del municipio.

##### 4.1. Descripción del estudio de referencia

El estudio de referencia para realizar la transferencia de valores es el proyecto europeo HEATCO (*Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment*), perteneciente al sexto programa europeo de investigación (Bickel *et al.*, 2006a). La elección del estudio de referencia obedece a varias razones. En primer lugar, se trata de un proyecto europeo reciente, por lo que cuenta con una revisión actualizada de la literatura sobre la valoración económica del ruido. En segundo lugar porque, dado que se trata de un proyecto con

Gráfico n.º 3

**Situaciones analizadas en el municipio guipuzcoano de Villabona**



Fuente: Elaboración propia.

vocación de unificar los criterios de evaluación de proyectos de transporte entre los países miembros, persigue precisamente identificar unos valores robustos y fiables que sirvan de referencia para toda la Unión Europea. En tercer lugar porque las estimaciones de DAP por evitar el ruido ambiental contenidas en este proyecto son consistentes con la evidencia empírica internacional recogida en los cuadros n.º 1 y n.º 2 del apartado segundo. Por último, como sugería Navrud (2002), realizando el mismo ejercicio de valoración contingente en diversos países comunitarios al mismo tiempo podría servir para testar la validez de la transferencia de valores del ruido entre países. Este proyecto recomienda que la valoración de los efectos sobre el bienestar de llevar a cabo medidas de mitigación de ruido se haga en cinco fases: 1) cuantificar el número de personas expuestas a determinados niveles de ruido para el caso base y el caso de la aplicación; 2) preparar la tabla de factores de coste incrementando el factor de coste según la hipótesis

específica de incremento de renta per cápita anual; 3) calcular el impacto (multiplicar el porcentaje de personas muy molestas por el número de personas expuestas) y el coste (multiplicar el coste por persona por el número de personas expuestas) para ambos casos; 4) restar los costes totales del caso de la aplicación de los costes totales del caso base; y 5) informar tanto de los costes como de los impactos (el cambio en el número de personas muy molestas).

En lo que se refiere a los impactos a valorar, se recomienda incorporar tanto la molestia, es decir, el desagrado que sufren las personas cuando se exponen al ruido, como los efectos sobre la salud derivados de la exposición al ruido a largo plazo, principalmente los efectos sobre la salud relacionados con el estrés como hipertensión e infarto de miocardio. El cuadro n.º 3 recoge los efectos sobre la salud derivados de la exposición al ruido y su valoración económica a partir de los resultados de diversos estudios médicos.

Cuadro n.º 3

**Función dosis-respuesta de los efectos sobre la salud de la exposición al ruido a partir de 70 dB (A) y valoración económica**  
(en euros, 2002)

|                      | Riesgo base | Impactos                | Número de casos esperado | Coste unitario |
|----------------------|-------------|-------------------------|--------------------------|----------------|
| Infarto de miocardio | 0,005       | Años de vida perdidos   | 7                        | 40.300 €       |
|                      |             | Días de hospitalización | 18                       | 590 €          |
|                      |             | Días de trabajo perdido | 70                       | 84 €           |
| Angina de pecho      | 0,0015      | Días de hospitalización | 14                       | 310 €          |
|                      |             | Días de trabajo perdido | 58                       | 84 €           |
| Hipertensión         | 0,0015      | Días de hospitalización | 17                       | 310 €          |

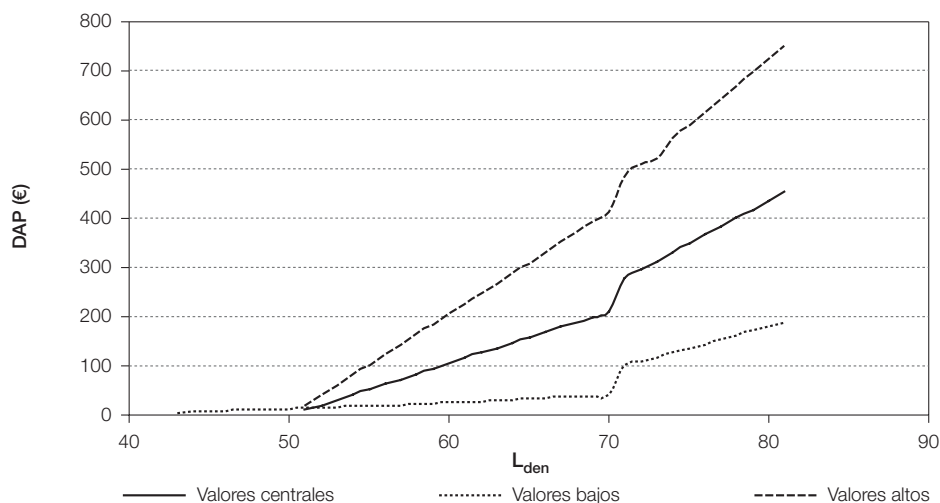
Fuente: Bickel *et al.* (2006a).

A los efectos sobre la salud hay que añadir los costes que supone la molestia del ruido para la sociedad. Aunque su número va en aumento, pocos ejercicios de valoración contingente del ruido provocado por el tráfico rodado presentan la DAP en términos de «euros por persona molesta por año» para distintos niveles de molestia (poco molesta, molesta y muy molesta) que se corresponden con puntos finales de la función dosis-respuesta. Es por ello, que la revisión que hizo Navrud (2002) para la Comisión Europea utiliza una alternativa *second-best*, que es evaluar los ejercicios de valoración contingente en función de su calidad y mostrar los resultados en términos de «euro por dB (A) por persona y año». Partiendo de las recomendaciones contenidas en este informe, el Grupo de

Trabajo de Salud y Aspectos Socioeconómicos de la Comisión Europea (WG HSEA, 2003), aconseja utilizar un valor provisional del ruido percibido por las personas de 25€ por dB ( $L_{den}$ ) por familia y por año (WG HSA, 2003). Con el objeto de realizar un análisis de sensibilidad de estos valores, se emplean dos estimaciones más, una con valores bajos y otra con valores altos. Los valores «bajos» están basados en los estudios de valoración contingente realizados en el proyecto HEATCO en varios estados comunitarios (Navrud *et al.*, 2006) mientras que los valores «altos» se basan en estudios de precios hedónicos (Bickel *et al.*, 2003). El gráfico n.º 4 presenta gráficamente estos valores (en todos los casos se ha añadido los costes cuantificables de los efectos sobre la salud a partir de los 70 dB).

Gráfico n.º 4

**Disposición a pagar por reducir los niveles de ruido por persona y año**  
(€ 2002)



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Bickel *et al.* (2006).

A su vez, el gráfico n.º 5 recoge los indicadores de impacto por persona muy molesta (HA) ante diversos niveles de contaminación acústica.

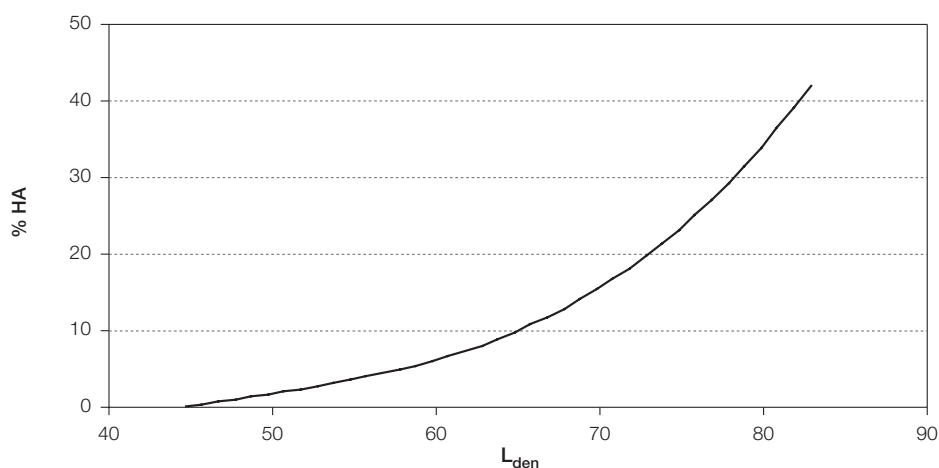
#### 4.2. Transferencia de valores a la Comunidad Autónoma del País Vasco

Una vez hemos establecido en la sección anterior que los valores de referencia se basan en un método robusto y que son consistentes con la evidencia internacional, en este apartado se analiza cómo trasladar estos resultados al ámbito de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El primer paso será traducir los valores del estudio de referencia a la realidad socioeconómica de la CAPV. A la hora de obtener una me-

didada representativa de la DAP media en la CAPV, es necesario tener en cuenta que las diferencias en la DAP que se obtienen en los estudios de valoración del ruido se deben más a diferencias de ingreso que a diferencias sustanciales en la molestia provocada a las personas. Es por ello, que la DAP se transfiere teniendo en cuenta la relación entre la DAP y la renta a partir de la fórmula descrita por la ecuación (1). Por simplicidad, se considera que la elasticidad de la DAP es unitaria, es decir, que  $e$  vale 1 (Nellthorp *et al.*, 2007). Además, dado que se trata de DAP por familia y no por persona, hay que tener en cuenta el tamaño medio de las familias vascas, es decir, 2,76 personas en 2001 (EUSTAT). En consecuencia, los 25€ por familia y año en la Unión Europea equivaldrían a 10,61€. Es decir, la DAP media por reducir un db(A) de

Gráfico n.º 5

#### Indicador de impacto por la exposición al ruido: porcentaje de adultos muy molestos por el nivel de ruido



Fuente: Bickel *et al.* (2006a).

Cuadro n.º 4  
**PIB per cápita (PPC) por país y año (UE-25=100)**  
 (2002-2005)

|        | 2002  | 2003  | 2004  | 2005  |
|--------|-------|-------|-------|-------|
| España | 95,2  | 96,7  | 96,6  | 98,0  |
| CAPV   | 117,2 | 120,7 | 123,4 | 125,6 |

Fuente: EUSTAT.

ruido ambiental en la CAPV se estima de 10,61€ por persona y año.

El siguiente paso es transferir valores a lo largo del tiempo. En consonancia con la línea de trabajo del proyecto HEATCO, se considera que la evolución del valor del ruido está relacionada con el nivel de renta. Es decir, la DAP del año  $n$  será la DAP del año  $m$  por el cociente de la renta per cápita entre ambos años y por la elasticidad de la renta per cápita elevada al número de años. Si bien se suele considerar que el silencio, como un bien ambiental, suele tener una elasticidad superior a la unidad (es decir, ante aumentos en el nivel de vida, las personas van a destinar una mayor proporción de sus ingresos a este bien), en este caso, se ha optado por una elasticidad unitaria con el fin de no sobreestimar los costes del ruido (Nellthorp *et al.*, 2007). El cuadro n.º 4 relaciona la renta per cápita entre la UE-25, España y la CAPV. Así, dado que los datos del estudio de referencia se miden en euros 2002 para España, son convertidos a euros 2007 para la CAPV, a partir de un factor de conversión de 1,37.<sup>4</sup>

En tercer lugar, es necesario tener en cuenta los distintos valores de la DAP para distintos niveles de ruido. El valor marginal del cambio en el ruido provocado por el transporte aumenta a medida que aumenta el nivel de ruido en el rango entre 45-80 dB(A), si bien el aumento en el valor marginal es constante de un dB(A) al siguiente. Los valores por debajo de 45 dB(A) se considera que tienen un valor de DAP cero, mientras que por encima de los 80 dB(A) no aumenta la DAP marginal, según la evidencia empírica. Además, es común considerar que las magnitudes de estos cambios son las mismas tanto para aumentos como para disminuciones de ruido.

Los factores de coste resultantes de la transferencia de valor aparecen recogidos en el cuadro n.º 5. Los valores centrales comprenden la DAP por reducir la molestia del ruido, basado en estudios de preferencias declaradas y los costes cuantificables de los efectos sobre la salud. Los valores bajos caracterizan la DAP por reducir la molestia por ruido, a partir de los estudios de preferencias declaradas del proyecto HEATCO (Navrud *et al.*, 2006) y los costes cuantificables de los efectos sobre la salud. Por último, los valores altos

<sup>4</sup> Al carecer de datos para 2006 y 2007 se ha extrapolado la serie teniendo en cuenta la media del crecimiento de los años anteriores que ha sido el 2%.

Cuadro n.º 5

**Factores de coste (valores centrales, bajos y altos)  
de la exposición al ruido en la CAPV**

(€ 2007, paridad de poder adquisitivo por año y persona expuesta)

| Lden (dB(A)) | Valores centrales | Valores bajos | Valores altos |
|--------------|-------------------|---------------|---------------|
| 43           |                   | 5,49          |               |
| 44           |                   | 6,86          |               |
| 45           |                   | 6,86          |               |
| 46           |                   | 8,24          |               |
| 47           |                   | 9,61          |               |
| 48           |                   | 10,98         |               |
| 49           |                   | 12,35         |               |
| 50           |                   | 12,35         |               |
| 51           | 10,98             | 13,73         | 20,59         |
| 52           | 20,59             | 15,10         | 41,18         |
| 53           | 31,57             | 16,47         | 61,77         |
| 54           | 42,55             | 17,84         | 82,36         |
| 55           | 52,16             | 17,84         | 102,95        |
| 56           | 63,14             | 19,22         | 123,54        |
| 57           | 72,75             | 20,59         | 144,13        |
| 58           | 83,73             | 21,96         | 164,72        |
| 59           | 94,71             | 23,33         | 185,30        |
| 60           | 104,32            | 24,71         | 205,89        |
| 61           | 115,30            | 26,08         | 226,48        |
| 62           | 126,28            | 27,45         | 247,07        |
| 63           | 135,89            | 30,20         | 267,66        |
| 64           | 146,87            | 31,57         | 288,25        |
| 65           | 157,85            | 32,94         | 308,84        |
| 66           | 167,46            | 34,32         | 329,43        |
| 67           | 178,44            | 35,69         | 351,39        |
| 68           | 189,42            | 37,06         | 371,98        |
| 69           | 199,03            | 38,43         | 392,57        |
| 70           | 210,01            | 41,18         | 413,16        |
| 71           | 278,64            | 100,20        | 483,17        |
| 72           | 296,49            | 109,81        | 510,62        |
| 73           | 312,96            | 118,05        | 522,97        |
| 74           | 330,80            | 126,28        | 562,78        |
| 75           | 348,65            | 135,89        | 590,23        |
| 76           | 366,49            | 144,13        | 616,31        |
| 77           | 384,34            | 153,73        | 643,76        |
| 78           | 400,81            | 161,97        | 669,84        |
| 79           | 418,65            | 171,58        | 697,30        |
| 80           | 436,50            | 179,81        | 723,38        |
| 81           | 454,34            | 189,42        | 750,83        |

Fuente: Elaboración propia a partir de Bickel *et al.* (2006).

corresponden a la DAP por reducir la molestia del ruido calculada a partir de estudios de precios hedónicos (Bickel *et al.*, 2003) y los costes cuantificables de los efectos sobre la salud.

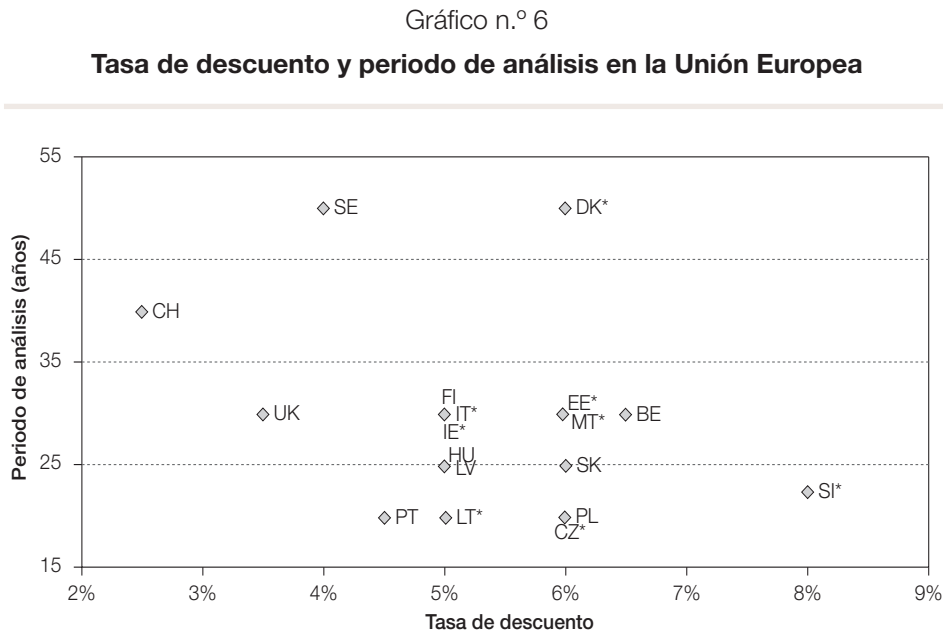
En cuarto lugar, a la hora de calcular el valor presente del ruido en la evaluación, hay que tener en cuenta la variación de la DAP en el tiempo. Las proyecciones de crecimiento de la renta per cápita en la CAPV durante los próximos años se han hecho teniendo en cuenta un crecimiento anual del PIB del 2%.

Por último es necesario considerar la tasa de descuento y el periodo de análisis para descontar los flujos económicos anuales del proyecto y calcular el valor neto actual del proyecto. El gráfico n.º 6 muestra cómo las tasas de descuento y el periodo

de análisis varían enormemente entre los países miembros. En España, se considera una tasa social de descuento del 6% y un periodo de 30 años, aunque este periodo varía según los modos de transporte. Por su parte, el proyecto UNITE recomienda una tasa social de descuento para la Unión Europea del 3%, tasa de descuento que será empleada en este estudio.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El ACB de medidas de mitigación del ruido provocado por la carretera N-I a su paso por Villabona (Gipuzkoa) sigue el método desarrollado por Hanley y Spash (1993) explicado en el apartado 2, así como las recomendaciones contenidas en el proyecto HEATCO (Bicket *et al.*, 2006a). En primer



Fuente: Odgaard *et al.* (2005).

lugar fueron definidos el escenario base (la medición actual de ruido) y las medidas a establecer (pantalla, limitación de velocidad, pantalla y aislamiento, y pantalla y limitación de velocidad). Una vez identificados los costes de cada medida y la situación de ruido posterior a su implementación, se procedió a identificar el número de personas beneficiadas (ver gráfico n.º 5).<sup>5</sup> La DAP

aplicada a estas personas corresponde a los valores centrales del proyecto HEATCO transferidos a la CAPV. A continuación, se procede a convertir los costes y beneficios a valores netos presentes, para lo cual fue empleada una tasa social de descuento del 3% y un horizonte temporal de 30 años. El cuadro n.º 6 recoge el valor actual neto (VAN), el ratio beneficio-coste y la eficacia

Cuadro n.º 6

**ACB de medidas para la mitigación del ruido ambiental en Villabona**

| Villabona 1: Txaralde           |          |            |                   |
|---------------------------------|----------|------------|-------------------|
|                                 | VAN      | Ratio B/C  | Eficacia 55 dB(A) |
| Pantalla                        | -320,22  | 0,23       | 77%               |
| Reducción de velocidad          | -311,80  | 0,16       | 23%               |
| Pantalla y aislamiento          | -639,58  | 0,21       | 88%               |
| Pantalla y reducción            | -640,64  | 0,19       | 86%               |
| Villabona 2: Ipurtzorrotz-Amasa |          |            |                   |
|                                 | VAN      | Eficiencia | Eficacia 55 dB(A) |
| Pantalla                        | -222,59  | 0,41       | 16%               |
| Reducción de velocidad          | -276,80  | 0,26       | 8%                |
| Pantalla y aislamiento          | -885,36  | 0,23       | 37%               |
| Pantalla y reducción            | -515,42  | 0,31       | 33%               |
| Villabona 3: Zona urbana        |          |            |                   |
|                                 | VAN      | Eficiencia | Eficacia 55 dB(A) |
| Pantalla                        | 4.082,62 | 2,56       | 77%               |
| Reducción de velocidad          | 2.061,60 | 6,53       | 23%               |
| Pantalla y aislamiento          | 1.358,28 | 1,23       | 88%               |
| Pantalla y reducción            | 5.600,30 | 2,87       | 86%               |

Fuente: Elaboración propia.

<sup>5</sup> El número de personas afectadas por cada una de las medidas en las zonas de estudio fue calculado a partir del mapa de ruidos elaborado por la empresa AAC, Centro de Acústica Aplicada, S.L.

El mapa de ruidos identifica el número de personas afectadas en cada vivienda atendiendo a la distancia desde los hogares al foco emisor de ruido y la altura de la vivienda.

(entendida como el porcentaje de población que se sitúa bajo el límite legal de 55 dB (A)) para cada una de las medidas contempladas.

Atendiendo a los resultados del cuadro anterior, sólo la actuación en la zona urbana de Villabona resulta socialmente rentable, es decir, los beneficios sociales derivados de introducir cualquiera de las medidas de mitigación propuestas superan a sus costes. Sin embargo, todas las medidas no son igualmente rentables. La medida socialmente más rentable sería 1) colocar pantallas absorbentes y reducir la velocidad, seguida de 2) colocar únicamente pantallas absorbentes, 3) reducir la velocidad y, por último, 4) la colocación de pantallas absorbentes junto al aislamiento de edificios. Pese a ser una medida eficaz, el elevado coste que supone el aislamiento de fachadas hace que, en este caso, la rentabilidad social de la medida sea inferior. La reducción de velocidad, por su parte, es una medida relativamente barata y con buenos resultados, si bien dado que el número de personas beneficiadas es escaso, su rentabilidad social es baja. Las actuaciones en los barrios de Txaralde e Ipurzorrotz-Amasa no son socialmente rentables para ninguna de las medidas contempladas, si bien la colocación de pantallas absorbentes sería más recomendable que el aislamiento de fachadas.

A pesar de que los resultados expuestos parten de los valores centrales de DAP, las conclusiones no son sensibles a la utilización de valores más bajos o más altos. Es decir, las medidas socialmente rentables y no rentables continúan siéndolo y el orden de prioridad de las medidas es el mismo. Es importante, no obstante, tener en cuenta que los resultados alcanzados en este

caso de estudio no pueden ser generalizados dado que la rentabilidad social de las medidas dependen de multitud de factores como la densidad de población, orografía de la zona, disposición de los edificios residenciales, etc.

Por último es importante destacar que la valoración económica del ruido ambiental se muestra sensible ante variaciones en algunas variables. En primer lugar, respecto a los límites a partir de los que se considera que el ruido es molesto son en cierto modo arbitrarios (Van Essen *et al.*, 2007). Normalmente se considera que el límite es de 55 dB(A) aunque Nellthorp *et al.* (2007), por ejemplo, sugieren que podría haber DAP por debajo de este umbral, hasta los 45 dB(A). Navrud (2002) sugiere a la Comisión que se considere como límite inferior para la valoración económica el nivel de 50  $L_{den}$ . En segundo lugar, en lo que se refiere a las divergencias entre las estimaciones por métodos de preferencias reveladas y declaradas (Van Essen *et al.*, 2007). Este es un debate que permanece abierto dado que, en principio, ambos métodos son válidos. Sin embargo, las dificultades teóricas y prácticas de la transferencia de valores a partir de estudios de precios hedónicos, lleva a Navrud (2002) a recomendar que se utilicen estimaciones a partir de estudios de preferencias declaradas. En tercer lugar, es importante tener en cuenta la influencia del valor de la vida humana empleado para calcular los costes sanitarios del ruido (Van Essen *et al.*, 2007). El valor de la vida estadística difiere mucho entre los países miembros, aunque proyectos como UNITE han estandarizado el valor de la vida estadística a 1,5 millones € (entre 1 y 3 millones €). Además, los valores del ruido tienen un alcance limitado puesto que sólo se aplican al ruido resi-

dencial pero no a otros lugares que pueden resultar importantes como el suelo recreativo, espacios públicos, calles comerciales, lugares de trabajo, escuelas y hospitales (Nellthorp *et al.*, 2007). En quinto lugar, la tasa social de descuento considerada tiene efectos sobre el valor actual neto de un proyecto. Si bien se aconseja que ésta sea del 3%, es posible hacer un análisis de sensibilidad teniendo en cuenta una tasa social de hasta el 6%. Por último, es necesaria una mayor investigación en torno a la elasticidad de la DAP respecto al ingreso entre familias y a lo largo del tiempo, así como la DAP por reducir los niveles de ruido no residencial (espacios públicos, hospitales, etc.) (Nellthorp *et al.*, 2007).

## 6. CONCLUSIONES

Si bien los efectos perjudiciales del ruido sobre la salud humana son conocidos desde los años setenta, hasta recientemente la política ambiental europea se ha centrado en los efectos perjudiciales de otros contaminantes emitidos por el transporte como los gases de efecto invernadero o las partículas en suspensión. Sin embargo, para muchas personas que viven en ciudades o próximas a aeropuertos, autopistas o líneas de ferrocarril, es el ruido el contaminante provocado por el transporte quien causa el mayor daño. Tal y como viene subrayando los últimos estudios científicos, el ruido provocado por el transporte no se limita a provocar una molestia, sino que es responsable de problemas de sueño, enfermedades cardiovasculares, problemas psicológicos e incluso muerte prematura (AEMA, 2008).

El análisis económico de distintas medidas de mitigación del ruido ambiental pro-

vocado por la N-I a su paso por Villabona (Gipuzkoa) realizado en este trabajo ha servido para ilustrar cómo puede introducirse la gestión del ruido ambiental en la toma pública de decisiones, de manera que puedan priorizarse las inversiones públicas de mayor rentabilidad social. Es importante tener en cuenta que el objeto de este trabajo no ha sido realizar una evaluación exhaustiva de todas las medidas de mitigación existentes y en todas las localidades susceptibles de ser protegidas del ruido, sino establecer un método básico mediante la cual la administración competente pudiera racionalizar la cuantía y sentido de las inversiones públicas en la mitigación del ruido ambiental. Las conclusiones extraídas del caso de estudio no deben ser extrapoladas a otros municipios, dado que la rentabilidad social de las diferentes medidas de mitigación de ruido dependen de numerosos factores como la densidad de población, altura y posición de la infraestructura viaria, situación de los edificios residenciales, etc.

Finalmente, el análisis realizado permite extraer algunas recomendaciones para futuros estudios. En primer lugar, sería conveniente la elaboración un estudio de valoración económica del ruido ambiental en la Comunidad Autónoma del País Vasco (preferentemente de preferencias declaradas) mediante el cual testar la validez de la transferencia de valores empleada en este estudio y que, a su vez, fuera estudio de referencia para otros municipios de esta Comunidad. En segundo lugar, a pesar de que actualmente los valores de ruido sólo se aplican a edificios residenciales, puede resultar interesante investigar la posibilidad de incorporar valoraciones de otros suelos: recreativos, espacios públicos, calles comerciales, lugares de tra-

bajo, escuelas, hospitales, etc. Por último, las valoraciones económicas del ruido pueden servir no sólo para identificar necesidades de medidas de mitigación sino

también para informar a la ciudadanía de las medidas implantadas y el número de personas o familias beneficiadas en cada caso.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEMA (AGENCIA EUROPEA DE MEDIO AMBIENTE) (2009): «Transport at a crossroads», TERM 2008: Indicators Trucking transport and environment in the European Union, EEA Report No. 3/2009, Copenhagen.
- ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P., LEAMER, E., RADNER, R. Y SHUMAN, H. (1993): «Report of NOAA Panel on contingent valuation», *Federal Register*, 58: 4601-4614.
- BABISCH, W., BEULE, B., SCHUST, M., KERSTEN, N. Y ISING, H. (2005): «Traffic noise and risk of myocardial infarction», *Epidemiology*, 16, 1: 33-40.
- BICKEL *et al.* (2006a): HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment) Deliverable 5. «Proposal for harmonised guidelines», IER Germany.
- 2006b: HEATCO Deliverable 2 «State-of-the-art in project assessment», IER, Germany.
- DIAMOND P.A. Y HAUSMAN, J.A. (1994): «Contingent valuation: is some number better than no number?», *The Journal of Economic Perspectives*, 8: 45-64.
- GALARRAGA, I., MARTÍN, I., BERISTAIN, I. Y BOTO, A. (2004): «El método de transferencia de valor (benefit transfer), una segunda opción para la evaluación de impactos económicos: el caso del Prestige», *Ekonomiaz*, 57, 3: 30-45.
- HAINES, M.M., STANSFELD, S.A., HEAD, J. Y JOB, R.F.S. (2002): «Multi-level modeling of the effects of aircraft noise on national standardised performance tests in primary schools around Heathrow Airport London», *Journal of Epidemiology and Community Health*, 56: 139-144.
- HANLEY, N. Y SPASH, C. (1993): *Cost-benefit analysis and the environment*, Edward Elgar Publishing, Aldershot, UK.
- HOYOS, D. (2004): «La estimación de costes externos del transporte: una aplicación para Euskadi», *Ekonomiaz*, 57, 3: 240-267.
- JOHNSTON, R.J. Y ROSENBERGER, R.S. (2009): «Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer», Oregon State University. Working paper.
- KRISTOFERSSON, D. Y NAVRUD, S. (2005): «Validity test of benefit transfer: are we performing the wrong tests?», *Environmental and Resource Economics* 30.2: 279-86.
- LINDHJEM, H. Y NAVRUD, S. (2008): «How reliable are meta-analyses for international benefit transfers?», *Ecological Economics* 66.2-3: 425-35.
- INFRAS/IWW (2004): *External Costs of Transport*, Update Study, UIC, Zurich/Karlsruhe, 2004.
- 2000: *External Costs of Transport. Accidents, Environment and Congestion Costs in Western Europe*, UIC, Zurich/Karlsruhe, 2000.
- 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.
- NAVRUD, S. (2002): *The state-of-the-art on Economic Valuation of Noise*. Final Report to European Commission DG Environment, Agricultural University of Norway.
- NAVRUD, S. Y READY, R. (2007): *Environmental value transfer: Issues and methods*, Springer, The Netherlands.
- NELLTHORP, J., BRISTOW, A. Y DAY, B. (2007): «Introducing willingness-to-pay for noise changes into transport appraisal: an application of benefit transfer», *Transport Reviews*, 27 (3): 327-353.
- NIJLAND, H., VAN KEMPEN, E., VAN WEE, G. Y JABBEN, J. (2003): «Cost and benefits of noise abatement measures», *Transport policy*, 10: 131-140.
- ODGAARD, T., KELLY, C. Y LAIRD, J. (2005): HEATCO Deliverable 1 «Current practice in project appraisal in Europe», Analysis of country reports, Denmark.
- OMS (ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD) (2000): «Transport, environment and health», WHO Regional Publications, *European Series*, No 89.

- (1999) *Guidelines for community noise*, Ginebra, Switzerland.
- (2009) *Night noise guidelines for Europe*, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- SEPA (SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). (2006): *An instrument for assessing the quality of environmental valuation studies*, Stockholm, Sweden.
- VAN ESSEN, H., BOON, B., MAILBACH, M. Y SCHREYER, C. (2007): «Methodologies for external cost estimates and internalisation scenarios», Discussion paper, 08.03.2007.
- VASQUEZ, F., CERDA, A. Y ORREGO, S. (2007): *Valoración económica del ambiente*, Thomson, Buenos Aires.
- WG HSEA (WORKING GROUP ON HEALTH AND SOCIO-ECONOMIC ASPECTS) (2003): «Valuation of noise», Position paper.