

***Sociedad Española de Acústica***

**La Contaminación Acústica**  
**Fuentes, Evaluación, Efectos y Control**

**Amando García Rodríguez**



**TEMAS DE ACÚSTICA**  
**Sociedad Española de Acústica**

## La colección

Esta colección -TEMAS DE ACÚSTICA- pretende poner a disposición de los interesados en Acústica, así como de la propia comunidad acústica, en la más amplia acepción del término, un tratamiento en profundidad y con la máxima claridad posible de los temas de actualidad relacionados con la Acústica, ya sea por razones científicas, técnicas, sociales,...

Un viejo y deseado proyecto de la Sociedad Española de Acústica SEA, dormido durante varios años, era la creación de un servicio bibliográfico que se nutriera principalmente con aportaciones de los miembros de la SEA. Así que, dada forma definitiva a este proyecto, esta nueva colección TEMAS DE ACÚSTICA, pretende dar a conocer el gran caudal de conocimientos y experiencias adquiridas en el trabajo diario en el aula, el laboratorio y la fábrica del, cada vez más numeroso, colectivo de acústicos españoles.

Todos los campos de la Acústica tienen cabida en esta colección, tanto en su vertiente científica como en la tecnológica y de aplicación, dado que la presencia de la Acústica se manifiesta cada día con más fuerza en aspectos que se relacionan con las más diversas y variadas actividades de la sociedad actual.

Es de desear que esta nueva línea de actuación de la SEA permita ayudar a incrementar el catálogo bibliográfico español de la ciencia y tecnología ACÚSTICA

**Web S.E.A.**

[www.ia.csic.es/sea/index.html](http://www.ia.csic.es/sea/index.html)



*Sociedad Española de Acústica*

# **La Contaminación Acústica** **Fuentes, Evaluación, Efectos y Control**

Amando García Rodríguez

TEMAS DE ACÚSTICA  
Sociedad Española de Acústica

**Web/[www.sea-acustica.es](http://www.sea-acustica.es)**

La Contaminación Acústica, Fuentes, Evaluación, Efectos y Control



© Amando García Rodríguez  
© Sociedad Española de Acústica

ISBN: 84-87985-10-6  
Depósito Legal: M-19433-2006

**Colección: Temas de Acústica**

Edita: Sociedad Española de Acústica, SEA  
Web: [www.ia.csic.es/sea/index.html](http://www.ia.csic.es/sea/index.html)  
e-mail: [secretaria@sea-acustica.org](mailto:secretaria@sea-acustica.org)  
Coordinador: Antonio Calvo-Manzano Ruiz  
Editora: Ana Delgado Portela  
Diseño de la portada: Teófilo Zamarreño García

Impresión: Gráficas Elisa

## Prólogo

Hace algo menos de un año, en una reunión de trabajo del Consejo Rector de la Sociedad Española de Acústica, se habló de la posibilidad de que nuestra Sociedad impulsara la publicación de libros de acústica. Personalmente, a mi me pareció una excelente idea. Positiva en primer lugar para la propia Sociedad Española de Acústica, que con esta iniciativa cumplía con uno de sus objetivos fundamentales, el de contribuir al estudio y difusión de esta disciplina en nuestro país, interesante igualmente para los acústicos, que contarían de este modo con nuevas herramientas para realizar su trabajo, para los profesores y estudiantes de esta disciplina en nuestras diferentes Facultades o Escuelas, que dispondrían de más materiales de estudio en el ámbito puramente académico, en una disciplina en la que no abundan precisamente estas aportaciones, y para un amplio conjunto de profesionales en muy diversos campos de trabajo, que tendrían la posibilidad de acceder a nuevos textos de consulta y referencia.

Sin duda alguna, la mejor forma de manifestar mi apoyo a la mencionada iniciativa era contribuir a la misma con una aportación personal. Mi propuesta se concretó muy pronto en la preparación de un libro sobre el que ha sido mi principal campo de investigación durante mis últimos veinte años de actividad académica en la Universidad de Valencia. El fruto de mi trabajo en este sentido a lo largo de los últimos meses está ahora en las manos del lector de estas líneas. El título de este libro, "La contaminación acústica: fuentes, evaluación, efectos y control", es suficientemente explícito como para no necesitar más detalles sobre su contenido. Aunque muy sencillo en apariencia, el tema de la contaminación acústica es enormemente amplio y complejo, con diferentes aspectos científicos, técnicos, económicos, políticos y sociales, y con importantes repercusiones de todo tipo para la sociedad. En la preparación de este libro he tratado de ceñirme lo más posible a las cuestiones fundamentales que se indican en su título, excluyendo cualquier exposición adicional sobre los fundamentos matemáticos, físicos o técnicos de la acústica, que supongo conocidos por la mayoría de los lectores y que, en cualquier caso, se pueden encontrar muy bien desarrollados en muchos libros de acústica de carácter general.

Me he esforzado mucho en elaborar un texto de lectura fácil, dirigido a un público amplio, aunque sin renunciar en absoluto al necesario rigor. Alcanzar ese objetivo en el caso de una disciplina tan compleja como la contaminación acústica, caracterizada por su carácter multidisciplinar y que se enriquece constantemente con nuevas e importantes aportaciones, no ha resultado una tarea sencilla. Debo insistir en que ésta no es una obra destinada tan sólo a especialistas, aunque confío en que también ellos podrán encontrar en este libro algunos materiales o ideas de interés para desarrollar su trabajo.

El contenido del libro se distribuye en cuatro capítulos, nueve apéndices y un listado de referencias bibliográficas. Tras una breve introducción general, el Capítulo 1 está dedicado básicamente al estudio de las fuentes sonoras más importantes, como son el tráfico rodado, los trenes, los aviones y las industrias, exponiendo en cada caso sus características más relevantes y las peculiarida-

des de las correspondientes emisiones sonoras. El Capítulo 2 proporciona una visión general sobre las propiedades físicas del sonido, las unidades, escalas e índices utilizados en su medida, los objetivos, instrumentos y técnicas de medida más importantes, así como algunas ideas generales sobre el tema de la predicción del ruido ambiental. En el Capítulo 3 se estudian con algún detalle los efectos más significativos de la contaminación acústica sobre la salud y el bienestar de las personas, tales como las pérdidas auditivas, la interferencia con la comunicación, la perturbación del sueño o la molestia subjetiva, entre otros. El Capítulo 4 está dedicado a tratar los elementos fundamentales del control del ruido ambiental desde un punto de vista muy amplio, tomando en consideración los diferentes aspectos técnicos, administrativos y económicos de este tema.

Es probable que uno de los hechos que más haya llamado la atención de los lectores que hayan consultado el índice de este libro u ojeado rápidamente sus páginas, sea la existencia de un elevado número de apéndices con títulos poco convencionales. Siempre he creído que en todo libro científico o técnico, y en una medida razonable, deben incluirse algunas aportaciones originales y personales del autor, como contribución al conocimiento general de las oportunas materias. Por este motivo, me ha parecido interesante recoger en dichos apéndices una breve reseña de algunos de mis trabajos personales o del grupo de investigación que he dirigido en la Universidad de Valencia. Aunque se trata en todo caso de aportaciones publicadas con anterioridad en diferentes publicaciones o revistas nacionales o internacionales, considero que su inclusión en este libro proporciona una información interesante, útil y de primera mano sobre algunos aspectos muy concretos de la contaminación acústica y sus efectos, poco o nada tratados en otras publicaciones de esta naturaleza.

No he tenido grandes reparos en recoger un número relativamente elevado de referencias bibliográficas sobre todos los temas tratados en el libro. Una buena parte de ellas son de carácter general, aunque abundan también las referencias especializadas, en forma de artículos de revistas científicas o comunicaciones a congresos. Como es natural, su selección ha estado determinada por criterios personales o de pura accesibilidad, aunque me he esforzado siempre en recoger sólo las que he considerado más significativas. Creo que la recopilación de dichas referencias nunca está de más y puede facilitar considerablemente los esfuerzos de los lectores, cualesquiera que sean sus intereses, para profundizar en muchos de los temas tratados sucintamente en el libro.

Este prólogo debe concluir con unas breves palabras de agradecimiento, que me es muy grato exponer públicamente. Gratitud hacia todas las instituciones y personas que, de una forma u otra, han contribuido a mi trabajo académico en este campo científico. Gratitud a la Sociedad Española de Acústica, que ha hecho posible la publicación de este libro, y muy especialmente, a Antonio Pérez-López y Ana Delgado Portela por su valiosa ayuda y meticulosidad en el proceso de edición. Finalmente, gratitud a todos cuantos realicen el esfuerzo de leerlo y de quienes me atrevo a solicitar su benevolencia ante las limitaciones, defectos o errores que puedan advertir en esta modesta aportación.

*Amando García, Julio de 2005.*

## Índice

	Página
<b>Capítulo 1. Fuentes de contaminación acústica</b>	
1.1. Introducción .....	11
1.2. Principales fuentes de ruido urbano .....	14
1.3. Ruido de tráfico .....	21
1.3.1. Generación de ruido en los vehículos .....	22
1.3.2. Factores significativos en la emisión de ruido .....	24
1.3.3. Condiciones generales de tráfico .....	29
1.3.4. Niveles sonoros y densidad de tráfico .....	31
1.4. Ruido de los aviones .....	32
1.4.1. Fuentes de ruido en los aeropuertos .....	32
1.4.2. Fuentes de ruido en las aeronaves .....	34
1.4.3. Evaluación del impacto sonoro de las aeronaves .....	37
1.5. Ruido de los trenes .....	38
1.5.1. Características generales .....	39
1.5.2. Factores más importantes en la emisión de ruido .....	40
1.5.3. Principales fuentes de ruido en los trenes .....	42
1.5.4. Predicción del impacto sonoro .....	45
1.5.5. El caso de los ferrocarriles subterráneos .....	47
1.6. Ruido de las industrias .....	49
1.6.1. Principales fuentes de ruido .....	50
1.6.2. El control del ruido en las industrias .....	51
1.7. Ruido comunitario .....	51
1.7.1. El ruido en los sistemas de transporte público .....	52
1.7.2. El ruido de las obras públicas y la construcción .....	53
1.7.3. El ruido de las instalaciones y servicios .....	56
<b>Capítulo 2. Evaluación de la contaminación acústica</b>	
2.1. Propiedades del sonido .....	59
2.1.1. Consideraciones generales .....	59
2.1.2. Propagación de las ondas sonoras .....	61
2.1.3. Intensidad y potencia acústica .....	65
2.1.4. Sensación sonora .....	67
2.2. Unidades, escalas e índices .....	70
2.2.1. Sonoridad .....	71

2.2.2. Ponderación de niveles sonoros . . . . .	75
2.2.3. Niveles sonoros percentiles . . . . .	76
2.2.4. Nivel sonoro continuo equivalente . . . . .	78
2.2.5. Nivel de exposición sonora de sucesos individuales . . . . .	79
2.2.6. Nivel sonoro equivalente día/noche . . . . .	80
2.3. Instrumentos de medida . . . . .	81
2.3.1. Micrófonos . . . . .	82
2.3.2. Sonómetros . . . . .	85
2.4. Medida de la contaminación acústica . . . . .	88
2.4.1. Objetivos de las medidas de ruido . . . . .	88
2.4.2. Características generales del ruido urbano . . . . .	89
2.4.3. Variación temporal de los niveles sonoros . . . . .	91
2.5. Técnicas de medida . . . . .	94
2.5.1. Técnicas de muestreo espacial . . . . .	95
2.5.2. Técnicas de muestreo temporal . . . . .	97
2.6. La predicción del ruido ambiental . . . . .	99
2.6.1. Métodos de predicción manuales . . . . .	100
2.6.2. Programas de software especial . . . . .	101
2.6.3. Modelos a escala . . . . .	103
2.6.4. Desarrollo de fórmulas empíricas . . . . .	104

### **Capítulo 3. Efectos de la contaminación acústica**

3.1. Introducción . . . . .	109
3.2. Efectos del ruido sobre la audición . . . . .	111
3.2.1. Anatomía y fisiología del oído humano . . . . .	112
3.2.2. Las pérdidas de capacidad auditiva . . . . .	114
3.3. Efectos mediados por la reacción de estrés . . . . .	119
3.3.1. Efectos sobre el aparato cardiovascular . . . . .	119
3.4. Interferencia con la comunicación . . . . .	122
3.4.1. Indicadores de evaluación de la interferencia . . . . .	123
3.4.2. La comunicación verbal y el ruido . . . . .	124
3.5. Interferencia con la realización de tareas . . . . .	127
3.5.1. El ruido ambiental en los medios laborales . . . . .	127
3.5.2. Interferencia con el aprendizaje y la lectura . . . . .	128
3.6. Interferencia del ruido con el sueño . . . . .	128
3.6.1. Características y estructura del sueño . . . . .	130
3.6.2. Técnicas para estudiar la calidad del sueño . . . . .	131
3.6.3. Efectos significativos del ruido sobre el sueño . . . . .	131
3.6.4. La adaptación del sueño al ruido . . . . .	134
3.6.5. El ruido y el consumo de medicamentos . . . . .	134
3.7. Molestia subjetiva . . . . .	135
3.7.1. Evaluación de la molestia subjetiva . . . . .	136
3.7.2. Relación entre la exposición al ruido y la molestia . . . . .	137
3.7.3. Acciones personales provocadas por el ruido . . . . .	143



3.8. Efectos del ruido sobre la salud mental .....	144
3.9. Efectos económicos del ruido .....	145

#### **Capítulo 4. Control de la contaminación acústica**

4.1. Consideraciones generales .....	149
4.2. Control del ruido de tráfico .....	155
4.2.1. Desarrollo de vehículos silenciosos .....	156
4.2.2. La gestión del tráfico rodado .....	159
4.2.3. Diseño de las vías de tráfico .....	163
4.2.4. Superficies especiales de las calzadas .....	166
4.2.5. Planificación del uso del suelo .....	168
4.2.6. Pantallas acústicas .....	171
4.3. Control del ruido de aviones .....	175
4.3.1. Control de los aviones en vuelo .....	176
4.3.2. Control del ruido a nivel del suelo .....	179
4.3.3. Control del uso del suelo .....	180
4.4. Control del ruido de trenes .....	181
4.4.1. Ruido producido en las operaciones .....	182
4.4.2. Ruido producido en las estaciones .....	184
4.4.3. Ruido en puentes y pasos elevados .....	185
4.5. Control del ruido comunitario .....	185
4.5.1. Vehículos de recogida de basuras .....	186
4.5.2. Obras públicas y construcción .....	187
4.5.3. Actividades de ocio y tiempo libre .....	189
4.6. Aislamiento acústico de edificios .....	192
4.6.1. Aislamiento acústico de las paredes .....	193
4.6.2. Aislamiento acústico de las ventanas .....	193
4.6.3. Aislamiento acústico de las puertas .....	195
4.6.4. Aislamiento acústico de los suelos o forjados .....	195
4.7. Legislación para el control del ruido .....	196
4.7.1. Criterios de Calidad del Ruido .....	197
4.7.2. Regulaciones sobre el ruido en Europa .....	198
4.7.3. Regulaciones sobre el ruido en España .....	200
4.8. Instrumentos económicos .....	203
4.8.1. Impuestos o gravámenes .....	203
4.8.2. Otras estrategias económicas .....	206

#### **Apéndice 1. Medidas de ruido en la ciudad de Valencia**

A1.1. Las primeras medidas de ruido .....	209
A1.2. Resultados más importantes de estas primeras medidas .....	211
A1.3. Realización de encuestas sociales .....	212
A1.4. Otras medidas de ruido ambiental en Valencia .....	214
A1.5. La evolución temporal del ruido urbano .....	216

A1.6. Medidas del ruido ambiental en España .....	218
---	-----

## **Apéndice 2. Medidas de ruido en la Comunidad Valenciana**

A2.1. Introducción .....	221
A2.2. Metodología y resultados más importantes .....	221
A2.3. Variables significativas del problema .....	224
A2.4. La voz de los Ayuntamientos .....	228

## **Apéndice 3. Medidas de ruido a lo largo de 24 horas**

A3.1. Introducción .....	231
A3.2. Método experimental .....	232
A3.3. Variaciones temporales de los niveles sonoros .....	233
A3.4. Variación semanal de los niveles sonoros .....	236
A3.5. Correlaciones entre los diferentes índices de ruido .....	237
A3.6. Descriptores globales del ruido ambiental .....	238
A3.7. Influencia de las características de los emplazamientos .....	241
A3.8. Conclusiones .....	243

## **Apéndice 4. Las fuentes de ruido en las zonas urbanas**

A4.1. Introducción .....	245
A4.2. Material y métodos .....	245
A4.3. Resultados y discusión .....	246
A4.4. Comparación con otros trabajos .....	257

## **Apéndice 5. El ruido en los centros de enseñanza**

A5.1. Introducción .....	261
A5.2. Primer estudio general sobre el ruido en las escuelas .....	262
A5.3. Segundo estudio general sobre el ruido en las escuelas .....	264
A5.4. Los efectos del ruido sobre el aprendizaje .....	266

## **Apéndice 6. Los efectos del ruido de los aviones**

A6.1. Introducción .....	269
A6.2. Material y métodos .....	269
A6.3. Resultados generales (todos los aeropuertos) .....	272
A6.4. Resultados específicos (aeropuertos por separado) .....	274

**Apéndice 7. El ruido laboral y sus efectos**

A7.1. Introducción .....	277
A7.2. Legislación sobre ruido laboral .....	278
A7.3. Evaluación de la exposición sonora .....	280
A7.4. Material y métodos .....	283
A7.5. Resultados sobre niveles de exposición sonora .....	284
A7.6. Resultados sobre los exámenes audiométricos .....	285
A7.7. Conclusiones generales .....	287

**Apéndice 8. El ruido y las actividades de ocio**

A8.1. Introducción .....	289
A8.2. Los locales de ocio en la Comunidad Valenciana .....	289
A8.3. Niveles sonoros en el exterior de los locales .....	292
A8.4. Niveles sonoros en el interior de los locales .....	293
A8.5. La opinión de los residentes afectados .....	295
A8.6. La opinión de los clientes de los locales .....	296
A8.7. La opinión de los Ayuntamientos .....	297
A8.8. Conclusiones .....	300

**Apéndice 9. La exposición cotidiana al ruido**

A9.1. Introducción .....	301
A9.2. Material y métodos .....	302
A9.3. Resultados y discusión .....	303
A9.4. Conclusiones .....	309

<b>Referencias .....</b>	<b>311</b>
--------------------------	------------

# Capítulo 1

## Fuentes de contaminación acústica

### 1.1. Introducción

La degradación del medio ambiente es uno de los mayores problemas que se le plantean actualmente a la humanidad. El desarrollo incontrolado de las actividades humanas ha producido la contaminación del aire y de las aguas, el efecto invernadero, la desaparición de extensas zonas de vegetación, la desertización y la acumulación de grandes cantidades de residuos tóxicos, entre otros efectos. En este contexto, ha tenido lugar también un incremento muy considerable de los niveles de contaminación acústica en todos los países industrializados (Wilson Committee, 1976) (Lara et al., 1986) (Nelson, 1987) (O.E.C.D., 1991) (Harris, 1991).

Todo el mundo reconoce que el ruido ambiental se ha convertido en una de las mayores fuentes de malestar de las sociedades modernas. El ruido lo llena todo y nos afecta a todos. Estamos expuestos a él en nuestros hogares, en la calle, en los centros de trabajo, cuando utilizamos un vehículo de transporte, incluso durante nuestro tiempo libre. Para una amplia mayoría de la gente que vive en los países desarrollados, la contaminación acústica es hoy en día un elemento absolutamente cotidiano, con el que se debe aprender a convivir, aunque pueda ser motivo de quejas o denuncias ocasionales. En cualquier caso, son muchas las personas que opinan que la contaminación sonora es un factor ambiental sumamente difícil de controlar y, en última instancia, una secuela tal vez inevitable del desarrollo y el progreso tecnológico.

Las diferentes investigaciones realizadas a lo largo de las últimas décadas por numerosos autores en todo el mundo han demostrado que la contaminación sonora afecta claramente a la salud de las personas, produciendo una larga serie de efectos fisiológicos y psicológicos de naturaleza muy diversa, cuya importancia varía mucho con las condiciones concretas existentes en cada caso (Kryter, 1985) (Berglund et al., 1995).

Desde una perspectiva no fisiológica, habría que recordar que todos podemos resultar afectados por la percepción de un sonido determinado y no por la de otro de características similares a las del primero. En otras palabras, la cuantía de la molestia que nos produce un cierto ruido no sólo depende de la magnitud o intensidad de ese nivel sonoro, sino también de la actividad que estamos realizando en un determinado momento (lectura, conversación, sueño, trabajo intelectual, trabajo manual, etc.).

Estas últimas consideraciones se pueden relacionar con la definición del ruido ambiental como un "sonido no deseado por el receptor" o como una "sensación auditiva desagradable o molesta". El carácter impreciso de estas definiciones tiene su origen en la subjetividad con que enjuicamos determinadas características de un sonido concreto (niveles energéticos más o menos altos, variaciones bruscas e importantes de la intensidad y la frecuencia, etc.). En otras palabras, el mayor o menor nivel de molestia que nos produce un determinado sonido, percibido en un contexto y condiciones concretos, es precisamente la cualidad que nos permite calificarlo o no de ruido (Cuniff, 1977).

En un conocido informe de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) se señalaba que en las décadas de los años sesenta y setenta se produjo un desarrollo muy notable de los modernos medios de transporte y de sus índices de utilización, originándose un aumento considerable de los niveles de ruido ambiental. En ese mismo informe se afirmaba que unos 130 millones de habitantes de los países miembro de la UE estaban expuestos a niveles sonoros continuos equivalentes  $L_{eq}$  diurnos en el exterior de sus lugares de residencia inaceptables (por encima de 65 dBA) y unos 300 millones más vivían en zonas acústicamente deficientes (entre 55 dBA y 65 dBA). Algunas estimaciones más recientes son todavía más preocupantes, dado que llegan a la conclusión de que unos 100 millones de personas en Europa viven expuestos niveles de medios contaminación acústica por encima de 65 dBA, una situación que, sin duda alguna, produce efectos muy negativos sobre la salud y el bienestar de esas personas (Ministerio, 2001).

De acuerdo con el mencionado informe, España ocupaba el segundo lugar, por detrás de Japón, en el ranking mundial de países en los que la contaminación sonora era más elevada, estimándose que un 23% de nuestros conciudadanos se veían expuestos a niveles sonoros equivalentes diurnos superiores a 65 dBA. Sin embargo, habría que señalar que esta afirmación, tan repetidamente recogida en los medios de comunicación cuando tratan sobre este tema, ha sido rechazada de plano por algunos especialistas de nuestro país, basándose en la forma en que fue realizado dicho informe. Personalmente, esa polémica siempre me ha parecido bastante estéril. En cualquier caso, la información de que disponemos en la actualidad parece indicar que no existen grandes diferencias en los niveles sonoros medidos en las grandes ciudades europeas, lo cual no supone que no existan ciertas peculiaridades y problemas singulares en aspectos muy concretos (Perera et al., 2001).

Hay que reconocer que, hasta tiempos relativamente recientes, no se ha prestado demasiada atención al estudio de la contaminación acústica y de sus efectos por parte de los investigadores o técnicos. Esta actitud estaba motivada fundamentalmente por el hecho de que, en términos generales, su peligrosidad no es importante o inmediata, y, salvo situaciones excepcionales, los niveles de presión sonora a los que están sometidos las personas en su vida cotidiana no son lo suficientemente altos como para atentar gravemente contra su salud. En este mismo sentido, habría que señalar también el hecho de que la emisión de ruido está asociada a actividades que consideramos del todo indispensables para nuestras actuales formas de vida. Por ejemplo, aunque se reconoce que los medios de transporte modernos constituyen las fuentes de ruido ambiental más significativas en nuestra sociedad, nadie propone su eliminación porque hoy en día se consideran absolutamente imprescindibles.

El incremento de la contaminación acústica en España ha seguido una tendencia muy similar a la de otros países desarrollados de nuestro entorno, aunque con ciertas peculiaridades. Como todos sabemos, casi todas las grandes ciudades de nuestro país y sus zonas metropolitanas han experimentado un crecimiento muy importante como consecuencia de los fuertes movimientos migratorios que se iniciaron durante las décadas de los años cincuenta y sesenta, y que no han cesado desde entonces. La enorme demanda de viviendas, acompañada en muchos casos por la inexistencia de una adecuada planificación urbanística, ha fomentado la especulación y ha sembrado muchas de nuestras ciudades, grandes y pequeñas, con inmensos bloques de hormigón, sin que exista una delimitación clara entre las zonas residenciales, comerciales e industriales. La carencia o escasez de espacios abiertos, la poca anchura de la mayoría de nuestras calles, la abundancia de construcciones de baja calidad y, por qué no decirlo, los comportamientos y las costumbres sociales de algu-

nos de nuestros conciudadanos, han contribuido a que los niveles de ruido ambiental a que se ven sometidos muchísimos ciudadanos a lo largo de las 24 horas del día sean excesivamente elevados, degradando seriamente su salud y bienestar.

Sin embargo, al contrario de lo que sucedía en otros países de nuestro entorno, hasta hace pocos años, la administración no mostraba demasiada preocupación por la contaminación sonora. Hay que reconocer que el tema tampoco ocupaba un lugar preferente entre las preocupaciones de nuestros conciudadanos. Esta situación ha cambiado significativamente en la actualidad. El problema del ruido ambiental y su control es hoy objeto de atención para los responsables políticos, los medios de comunicación se ocupan cada vez con mayor insistencia de esta cuestión y millones de ciudadanos son plenamente conscientes, por experiencia propia, de que el ruido al que están expuestos cotidianamente afecta negativamente a su bienestar.



Figura 1.1. El problema de la contaminación acústica y sus efectos sobre los ciudadanos es frecuentemente objeto de atención en los diferentes medios de comunicación de nuestro país (García, 1995).

En particular, a lo largo de estos últimos años, se han llevado a cabo en nuestro país, por parte de diferentes autores e instituciones, numerosos estudios sobre este problema. La mayoría de estos trabajos se ha centrado en la realización de los mapas sonoros de muchas ciudades españolas, de tamaño grande, medio y pequeño. Como ya veremos en su momento, la información que proporciona el mapa sonoro de una ciudad resulta de gran utilidad en muchos sentidos, por ejemplo, como un elemento a considerar en la correspondiente planificación urbanística (actuaciones e intervenciones de diversa índole), como elemento de información imprescindible para orientar adecuadamente la lucha contra la contaminación sonora o como base para desarrollar con el debido fundamento la legislación y normativas pertinentes. En definitiva, se puede afirmar que, en este sentido, la situación ha evolucionado positivamente en el curso de estos últimos años, hasta el punto de que, con las inevitables lagunas o limitaciones, nuestro diagnóstico general sobre el tema que aquí nos ocupa está suficientemente fundamentado.

### **1.2. Principales fuentes de ruido urbano**

Estrictamente, la contaminación acústica no es un fenómeno nuevo en la historia de la humanidad, sino que, contrariamente a lo que muchos piensan, ésta ha estado siempre presente en el mundo. Desde los tiempos más remotos, todas las personas han estado sometidas a una amplia variedad de sonidos extraordinariamente diversa en sus orígenes y características físicas. Hay que tener en cuenta que, por sí sola, la propia naturaleza es una fuente inagotable de ruidos, algunos de los cuales (erupciones volcánicas, terremotos, tormentas, etc.) pueden alcanzar una intensidad considerable. Sin embargo, todos somos conscientes de que los entornos acústicos más agresivos son una consecuencia directa de la actividad humana y se producen con una especial relevancia en los espacios donde se concentra esa actividad (es decir, fundamentalmente, en los medios urbanos y en los centros de trabajo).

La presencia más o menos generalizada de fuentes de ruido de muy diversa naturaleza en las antiguas ciudades fue ya mencionada por los clásicos. En este sentido, son especialmente conocidas las referencias del poeta hispano latino Marcial, que, en uno de sus Epigramas, aludía al carácter particularmente ruidoso de la Roma imperial, y describía cómo durante el día le impedían dormir los alumnos y el maestro de una escuela cercana a su domicilio. Cuando este ruido cesaba al fin, eran los horneros y los artesanos los que se encargaban de mantenerlo despierto. En particular, y por razones fáciles de entender, el poeta dedicó una mención especial al ruido infernal que producía el trabajo de los caldereros. Este escritor se refería también a los gritos de los mendigos, a los golpes de los acuñadores de monedas y a los que los cambistas producían al contar sus caudales con el fin de atraer a sus posibles clientes. Se cuenta que Plinio el Viejo, otro gran poeta romano, había hecho construir su dormitorio con dobles paredes con el fin de que el ruido producido por sus esclavos o el que procedía del exterior de su vivienda no perturbara su descanso. En lo que se considera como un precedente histórico de las actuales ordenanzas municipales sobre la contaminación acústica, se sabe que en esta misma ciudad se prohibió el tránsito de los carros durante las horas nocturnas con el fin de proteger en lo posible el sueño de los ciudadanos.

En su Divina Comedia, Dante consideró que el ruido era una invención del demonio e imaginó incluso que algunos de los condenados al infierno estaban sometidos a la tortura sin fin de un ruido

insoportable, como singular castigo a sus culpas. Se sabe también que los emperadores mongoles de la dinastía Liao torturaban a los prisioneros de guerra de alto rango obligándolos a permanecer bajo unas enormes campanas de bronce cuya percusión continuada llegaba a producir la muerte de aquellos desgraciados. Desde una perspectiva no tan truculenta como la anterior, podemos recordar que el Oxford English Dictionary contiene muchas referencias sobre el ruido ambiental como sonido indeseado que se refieren a las condiciones de la vida cotidiana en la Edad Media.

Con todo, la degradación más importante del medio ambiente sonoro se produce a lo largo del siglo XIX, como consecuencia de la primera Revolución Industrial, la aparición de los modernos medios de transporte y el crecimiento de las grandes concentraciones urbanas. En general, los niveles de contaminación acústica han ido aumentando cada vez más en los tiempos más recientes, especialmente en los países más desarrollados. Las personas que viven en ellos consumen cantidades ingentes de productos manufacturados de todo tipo, cuya fabricación suele estar acompañada por una emisión de ruido más o menos intenso en los grandes centros industriales. Algunas de esas mismas personas se desplazan con frecuencia hasta lugares muy alejados de sus residencias habituales, exigiendo que los automóviles, trenes y aviones que utilizan con ese fin sean cada vez más potentes y veloces, lo cual se traduce inevitablemente en un incremento considerable de los niveles de ruido en los espacios abiertos. La inmensa mayoría de ellas no renuncian fácilmente a la utilización del vehículo privado para desplazarse por las ciudades en que residen (aunque muchos de sus desplazamientos podrían realizarse perfectamente utilizando medios de transporte público o incluso andando) y esta situación implica necesariamente mayores niveles de ruido en las zonas urbanas.

En la actualidad, los principales objetos sonoros que constituyen el medio acústico en las zonas urbanas están relacionados con los modernos medios de transporte de personas y mercancías. Nadie puede negar que estos sistemas de transporte han afectado extraordinariamente al desarrollo de las sociedades modernas. Su presencia se ha generalizado hasta un punto tal en todos los países industrializados que muy pocas personas pueden afirmar hoy que sus hábitos y formas de vida no han experimentado cambios muy profundos por la presencia masiva de esos sistemas. En un tiempo relativamente corto, nuestras ciudades han crecido hasta límites inimaginables hace tan sólo unas décadas y su existencia tal como las conocemos hoy sería del todo inviable sin la existencia de sistemas de transporte rápidos, seguros y eficaces, independientemente de que éstos sean públicos o privados. Los desplazamientos cotidianos de muchas personas (por ejemplo, desde sus hogares hasta los lugares en los que trabajan) cubren en ocasiones unas distancias increíblemente grandes y consumen una buena parte de su tiempo libre. Los deseos de movilidad de muchísima gente, tanto por obligación como por puro placer, no podrían satisfacerse sin el recurso a los modernos medios de transporte (Nelson, 1987).

Aunque todos seamos conscientes de que el desarrollo de los sistemas de transporte ha producido enormes beneficios económicos y sociales para el conjunto de nuestra sociedad, nadie puede negar que su impacto sobre el medio ambiente en general es tan negativo que puede dar lugar a que la calidad de vida de la mayoría de los ciudadanos se vea más perjudicada que beneficiada por su presencia. Entre los muchos efectos de los medios de transporte sobre el medio ambiente, la contaminación acústica es probablemente uno de los más reconocidos y valorados. La explicación de este hecho es evidente, dado que, en este caso, su percepción es generalizada y directa por parte de las personas, gracias a nuestro órgano de audición (Nelson, 1987).



En particular, el tráfico rodado (constituido por los diferentes tipos de automóviles, autobuses, camiones y motocicletas) es, con diferencia, la fuente de contaminación sonora más importante y omnipresente en las zonas urbanas de todos los países industrializados sin excepción. Esta afirmación no sólo se basa en los resultados encontrados en las correspondientes medidas de niveles sonoros, sino también en la evaluación de la molestia que estas fuentes sonoras producen en los residentes urbanos. El ruido producido por esta clase de vehículos se origina sobre todo en el motor y en la interacción entre los neumáticos y el firme de la calzada. El estudio llevado a cabo en el Reino Unido en la década de los años sesenta por parte del llamado Comité Wilson, y que se considera generalmente como el primer intento serio de estudiar este problema de una forma global, llegó a la conclusión de que el ruido producido por el tráfico rodado era la fuente predominante de la molestia originada por este factor ambiental en las zonas urbanas (Wilson, 1976). En el tiempo transcurrido desde entonces, la importancia del tráfico rodado como fuente principal de ruido en todas las zonas urbanas no ha hecho sino aumentar de forma continuada (nuestro país no ha sido una excepción en esta tendencia general). Los niveles de contaminación sonora producidos por el tráfico suelen alcanzar valores muy elevados en las grandes vías de circulación urbanas o interurbanas, que, en la mayoría de los casos, soportan densidades de tráfico muy elevadas tanto durante el día como durante la noche (Figura 1.2). Los datos existentes al respecto demuestran que en cualquier gran ciudad existen numerosos enclaves en los que los niveles sonoros equivalentes en periodos diurnos llegan a alcanzar valores del orden de 75-80 dBA. En estas condiciones, el impacto sonoro sobre las personas que residen en estos lugares puede llegar a ser tan insostenible que obligue a tomar medidas de control excepcionales, como la utilización de pavimentos especiales en las calzadas, la construcción de pantallas acústicas en aquellos lugares en los que esta iniciativa sea factible, o el refuerzo de los sistemas de aislamiento convencionales en las fachadas y/o ventanas de los edificios afectados por la exposición (Nelson, 1987) (Hickling, 1998).



*Figura 1.2. El tráfico es la fuente de contaminación sonora más importante y generalizada en todas las grandes ciudades (Perera, 2001).*

El segundo lugar en importancia de las fuentes sonoras relacionadas con el transporte corresponde al tráfico aéreo (Eldred, 1998). El crecimiento en el tráfico de aviones civiles ha sido espectacular en estos últimos años. De hecho, este tráfico se ha multiplicado por diez entre los años setenta y la actualidad. De todos los avances experimentados en el diseño de aviones durante todo este tiempo, el más impor-

tante ha sido el del motor de turboventilador dotado con una alta relación de derivación, utilizado por primera vez en 1969 en los aviones Boeing 747. Aunque con pequeñas alteraciones, esta tecnología se ha mantenido básicamente vigente hasta ahora, y ha hecho posible afrontar las demandas para una reducción en los niveles sonoros emitidos por las aeronaves, cada vez más exigentes. Los nuevos modelos de aviones, actualmente en construcción en los Estados Unidos y Europa, serán todavía más silenciosos que los actuales. El ruido producido por la expulsión de los gases del motor será en el futuro el obstáculo principal para alcanzar ulteriores reducciones del nivel de ruido producido por las aeronaves. Dado que la inmensa mayoría de los modelos de aviones comerciales que se construyan en los próximos veinte años utilizarán motores del tipo anteriormente citado, la investigación sobre el ruido producido por la expulsión de los gases del motor deberá ser prioritaria (Reed et al., 1999).



*Figura 1.3. Ruido de aviones. Cabina acústica para ensayo de ruido de aviones (cortesía de Rheinhold & Mahla, S.A.).*

La tercera de las fuentes sonoras relacionadas con el transporte son los ferrocarriles (Hickling, 1998). En este caso, la emisión de ruido más importante se origina en las unidades motrices y en la interacción entre las ruedas y los carriles. Los correspondientes niveles de emisión sonora dependen sobre todo de la velocidad de los trenes, aunque las diferencias entre ellos pueden llegar a ser muy importantes, dependiendo del sistema de tracción y de la naturaleza de los vagones y de los carriles. En particular, la introducción de trenes de alta velocidad ha originado muchos problemas de ruido. Con todo, el número de estudios realizados para evaluar el impacto acústico de los ferrocarriles en las zonas urbanas es comparativamente mucho menor que los que se refieren a los automóviles y a los aviones. Los resultados encontrados en estos trabajos han demostrado que la respuesta de los afectados por el ruido originado por los ferrocarriles no suele ser tan crítica como la producida por los otros medios de transporte (tráfico rodado y aviones).

Las industrias son también una fuente de ruido significativa en muchas zonas urbanas (Lara, 1991) (Bell et al., 1994). Por supuesto, al hacer esta afirmación somos conscientes de que las grandes instalaciones industriales (metalurgia, cemento, astilleros, refinerías de petróleo, etc.) suelen estar situadas en la actualidad a distancias más o menos grandes de las zonas propiamente residenciales. Sin embargo, sucede con demasiada frecuencia que, debido al espec-

tacular y desordenado crecimiento de algunas ciudades, o a una deficiente planificación del uso del suelo por parte de las administraciones responsables, algunas de las antiguas zonas industriales han sido absorbidas por ellas, haciendo muy difícil distinguir, en la práctica, entre zonas residenciales e industriales. Por otro lado, en todas nuestras ciudades, existe un número considerable de pequeñas industrias y talleres de muy diversa naturaleza, perfectamente integrados en el tejido urbano, con estrechas interrelaciones con él desde muchos puntos de vista (entradas y salidas de trabajadores y clientes, movimientos de materias primas y de productos elaborados, operaciones de carga y descarga, etc.), que pueden producir un impacto sonoro directo o indirecto significativo sobre el entorno urbano más o menos próximo a las correspondientes instalaciones.

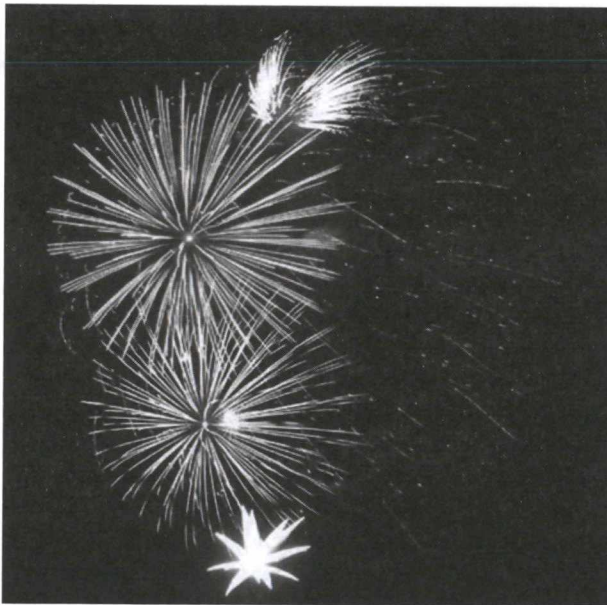
Aunque con un carácter temporal y con una distribución espacial más irregular que la de otras fuentes sonoras, las obras públicas y construcción son también una fuente de molestia muy importante en todas nuestras ciudades (Braunschweig, 1991). La utilización de compresores, martillos neumáticos, excavadoras y vehículos de todo tipo (con frecuencia en condiciones no óptimas desde el punto de vista de su emisión acústica) produce unos niveles de ruido tan elevados que son objeto de quejas abundantes por parte de numerosos residentes urbanos. Aún reconociendo que este tipo de actividades no sólo resultan inevitables, sino que son una consecuencia del nivel de desarrollo de una ciudad o un país, no se pueden olvidar las muchas molestias de toda índole que producen. No sería justo dejar de valorar el hecho de que, en el curso de estos últimos años, las industrias fabricantes de equipos y maquinaria para las obras públicas y construcción han realizado un notable esfuerzo para reducir los niveles de emisión de ruido por parte de las diferentes máquinas utilizadas por este sector. Sin duda alguna, esta reducción se ha visto favorecida por un amplio abanico de normativas, así como por las demandas de los posibles compradores para que tales máquinas sean cada vez más silenciosas.

En un sentido muy diferente, ciertos equipos internos de las edificaciones, tales como las instalaciones de ventilación, aire acondicionado, ascensores, etc., pueden contribuir también a deteriorar el ambiente acústico en todas nuestras edificaciones, añadiendo sus emisiones sonoras al ruido de inmisión procedente del exterior de las mismas. Además de todas estas fuentes, hay que hacer una mención muy especial en este apartado al ruido producido por los propios vecinos y residentes, que suele ser con alguna frecuencia una de las principales causas de quejas o denuncias en las comunidades urbanas, y que se relaciona sobre todo con el uso desconsiderado de muchos equipos del hogar, como aspiradores, lavadoras, lavavajillas, sistemas de reproducción musical, o equipos de radio o televisión. En ciertas circunstancias especiales, esas mismas quejas se relacionan con la utilización por parte de nuestros vecinos de cortacéspedes, sierras mecánicas u otros útiles mecánicos de jardinería (en el caso de zonas residenciales suburbanas) o están originadas por los animales domésticos (por ejemplo, ladridos de perros) o por la celebración de reuniones o fiestas sociales excesivamente ruidosas.

Finalmente, todos sabemos que en las ciudades modernas existe también un número muy elevado de lo que podríamos incluir dentro de un apartado general de "otras fuentes sonoras", que suelen caracterizarse por su naturaleza singular y esporádica, aunque, desgraciadamente, su impacto negativo se deja sentir con excesiva frecuencia. Este es el caso, por ejemplo, de las sirenas de que están dotados los coches de policía, bomberos y ambulancias, o de los diferentes tipos de alarmas acústicas, fijas o móviles, instaladas tanto en edificios como en vehículos, y que muchas veces se disparan sin motivos

aparentes. La presencia de estos objetos sonoros de comunicación, en general no deseados por muchos de quienes los perciben, suele ser también un factor de molestia significativo en las ciudades modernas. Aunque nadie puede negar su necesidad objetiva, son numerosas las personas que consideran que, en algunos casos, el uso de estos sistemas acústicos resulta tan abusivo como superfluo.

En particular, las fuentes sonoras relacionadas con las actividades lúdicas y recreativas (cuyas intensidades, espectros y localización espacial pueden ser muy variados) tienen una trascendencia social muy acusada. En este grupo podríamos incluir fuentes sonoras tan diferentes como las voces de los niños que juegan en un parque o en el patio de alguna escuela, los gritos de miles de personas que asisten a una competición deportiva, los espectáculos y conciertos musicales al aire libre, las verbenas callejeras o fiestas de barrio, o el disparo de cualquier tipo de fuegos artificiales. El uso de ciertos vehículos a motor, como las motos de agua o los trineos de nieve con motor, puede contribuir también a deteriorar seriamente el ambiente sonoro de ciertas comunidades generalmente muy silenciosas. Dentro de este grupo de fuentes de ruido deberíamos dedicar una especial atención a los bares, pubs, discotecas y similares, unas actividades capaces de producir un impacto sonoro directo o indirecto muy importante sobre las personas que viven en sus proximidades. Por muchas razones, éste es un problema relativamente frecuente en España (bastante más que en otros países de nuestro entorno), donde, en el curso de estos últimos tiempos, este tipo de actividades se ha convertido en el blanco de numerosas protestas y denuncias por parte de amplios sectores de la población, especialmente durante los fines de semana y periodos vacacionales, cuando estos locales de ocio permanecen abiertos hasta altas horas de la noche y un buen número de las personas que los frecuentan permanecen en las calles inmediatas, charlando y consumiendo sus bebidas de forma ruidosa, sin que parezca importarles demasiado el descanso de los residentes en la zona (García et al., 1995) (Axelson, 1996).



*Figura 1.4. Fuentes sonoras de carácter festivo en los medios urbanos. Imagen del disparo de un castillo de fuegos artificiales.*

En un estudio realizado sobre diferentes ambientes sonoros típicos en la ciudad de Valencia hace algunos años, se describía la situación existente en una zona caracterizada por una más que considerable aglomeración de locales de ocio de una forma tan acertada que no podemos resistirnos a reproducirla a continuación: "... ambiente de movida juvenil de fin de semana, ambiente festivo con música que sale de varios locales, voces y cantos de jóvenes dentro y fuera de los mismos, pandillas que transitan por las aceras, coches que pasan con la música puesta a alto volumen ..." (López et al, 1997).

Todas las fuentes sonoras a las que nos hemos referido anteriormente, y muchas más, contribuyen en mayor o menor cuantía a lo que algunos autores han denominado "paisaje sonoro" de nuestras ciudades, un concepto que define las características acústicas de estos espacios de una forma similar al modo en que las formas y los colores están relacionados con el "paisaje visual" de esos mismos espacios, y, como sucede en estos últimos casos, les imprime una determinada cualidad específica que produce una variedad de sensaciones y emociones en todas las personas que los contemplan (Schaffer, 1977). En otras palabras, el ambiente acústico de las zonas urbanas no debe referirse solamente a la existencia o no de ruido (sonido no deseado), sino que puede tener otras muchas connotaciones además de la molestia, relacionadas en un sentido u otro con diferentes parámetros perceptivos. Desde este punto de vista, tanto el sonido como la luz, en toda su rica variedad, deberían ser considerados como factores de información y comunicación para las personas que viven en un determinado medio espacial, sea éste urbano o rural. Algunos estudios llevados a cabo en este campo han demostrado que los paisajes sonoros en los medios urbanos están constituidos por una amplísima variedad de sonidos diferentes, agradables unos y desagradables otros (Figura 1.5). La evaluación subjetiva de un determinado paisaje sonoro no depende únicamente de las características físicas de los sonidos que forman parte de él (básicamente, intensidades y frecuencias), sino también de la información que puedan proporcionar esos sonidos, del contexto específico en que se produce dicha percepción y de los significados culturales y sociales que para cada uno de nosotros puedan tener los sonidos en cuestión (López et al., 1997) (Dubois et al., 1999).



*Figura 1.5. Ambiente sonoro peculiar en las Ramblas de Barcelona. En este entorno podemos percibir el ruido de tráfico, las voces de las personas, el sonido de algún músico callejero e incluso los trinos de los pájaros.*

En relación con el ambiente sonoro que caracteriza a nuestras ciudades y zonas urbanas, es importante indicar también que, incluso en el caso de que en algún momento no nos consideremos afectados por alguna fuente o suceso acústico claramente identificable, siempre percibimos un cierto rumor general, producido por las mil y una actividades de la comunidad urbana en la que nos encontramos y que solemos denominar "ruido de fondo", cuyo conocimiento es importante desde muchos puntos de vista. En general, a medida que nos vamos alejando de una determinada ciudad, el ruido de fondo que la caracteriza va disminuyendo paulatinamente y se acerca al que es propio de los espacios naturales, que, en sus entornos mejor conservados y en condiciones climáticas normales, está generado por fenómenos tales como el rumor del viento sobre las hojas de los árboles, el murmullo de las corrientes de agua o el canto de los pájaros. Como todos sabemos, los niveles de presión sonora que caracterizan esos entornos privilegiados son considerablemente más bajos que los usuales en cualquier zona urbana.

En los apartados siguientes vamos a estudiar con mayor detenimiento las características más importantes de algunas de las fuentes de ruido urbano que acabamos de mencionar. Aunque esta exposición no pretende en modo alguno ser exhaustiva (y dadas las naturales limitaciones de espacio, no podría serlo), consideramos que cuanto exponemos aquí puede resultar de interés para los lectores de este libro, dejando abiertas las puertas a una ampliación del tema a través de una consulta de las referencias bibliográficas especializadas.

### 1.3. Ruido de tráfico

Desde hace muchos años, todos los autores coinciden en señalar que el tráfico rodado es la fuente sonora más importante y generalizada en las zonas urbanas de los países desarrollados. Ésta es también, con bastante diferencia, la fuente sonora que produce más perturbaciones y molestias sobre los residentes urbanos (Wilson, 1976) (Perera, 1984) (Nelson, 1987) (Hickling, 1998).



*Figura 1.6. El tráfico rodado en las grandes ciudades. La fotografía corresponde a la Avda. del Cid de Valencia, uno de los grandes ejes viarios de esta ciudad.*

En el caso de nuestro país, y en términos generales, la contaminación sonora producida por el tráfico rodado no ha hecho más que aumentar desde la década de los años sesenta hasta la actualidad. Hemos pasado de una situación en la que la presencia de vehículos en las calles era poco más que anecdótica (muchas de las personas que hoy son mayores recuerdan que podían jugar sin ningún problema en las calles de las ciudades o pueblos cuando eran niños) hasta la que todos podemos ver hoy en día cuando paseamos por nuestras calles o contribuimos con nuestro vehículo a las cada vez más frecuentes congestiones de tráfico que caracterizan a todas nuestras grandes ciudades (y últimamente, también a algunas no tan grandes). La situación no nos debería sorprender demasiado si atendemos al hecho de que, en la actualidad, en España hay más de dos vehículos censados por habitante, una situación que, sin duda, hay que saludar como exponente de un nivel de desarrollo y bienestar más que notable, pero por la que también pagamos un precio importante en molestias, tensiones y deterioro de nuestra calidad de vida. La reflexión de que nuestras ciudades (sus centros históricos o sus zonas de expansión) no han sido diseñadas para soportar la presencia de los miles y miles de vehículos de todo tipo que hoy en día llenan sus calles hasta límites inauditos no está fuera de lugar al hablar de estos problemas.

La contaminación sonora producida por el tráfico ya no se limita al centro de las grandes ciudades en las horas punta. Por un motivo u otro, en el curso de los últimos años, el periodo de relativo silencio nocturno se ha ido reduciendo cada vez más, y los suburbios de las grandes áreas metropolitanas, con un servicio de transporte público claramente desbordado por la fuerte demanda, se ven afectados también por un tráfico muy intenso a todas las horas del día. En una encuesta realizada a finales de los años setenta por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo sobre la calidad de vida en España, el ruido producido por el tráfico rodado era considerado por los ciudadanos como uno de los problemas ambientales más importantes de las zonas urbanas. Los estudios llevados a cabo sobre esta cuestión en diferentes ciudades españolas, con posterioridad a la citada fecha, no han hecho más que confirmar este diagnóstico, e incluso si cabe con mayor contundencia (García, 1994).

### **1.3.1. Generación de ruido en los vehículos**

El estudio de la contaminación acústica producida por el tráfico rodado debe ser llevado a cabo desde dos puntos de vista diferentes. El primer punto de vista se centra en los vehículos aislados, como fuentes individuales y singulares de ruido, analizando con todo detalle sus características específicas en relación con la emisión de ruido que produce su funcionamiento normal. El segundo punto de vista contempla de una forma global a los vehículos que constituyen un determinado flujo de tráfico y, en consecuencia, se centra en las características de ese tráfico como un todo.

Cuando estudiamos el ruido producido por un vehículo aislado hay que tener en cuenta, en primer lugar, que cualquiera que sea su clase o modelo, un vehículo a motor no constituye una fuente única de ruido, sino que en él está presente un número bastante elevado de ellas. Estas fuentes radican sobre todo en el motor del vehículo, los dispositivos de admisión de aire y de expulsión de los gases de combustión, el sistema de transmisión (caja de cambios, ejes de tracción, etc.), la rodadura de los neumáticos sobre la superficie de la calzada, el sistema de frenos, y las vibraciones de la carrocería y/o de la carga transportada. En la Figura 1.7 se ilustran gráficamente estos aspectos. La

importancia relativa de cada una de estas fuentes en el conjunto depende fundamentalmente del tipo de vehículo considerado y de sus condiciones de utilización. En general, para velocidades bajas y potencias del motor elevadas (situación muy frecuente en el tráfico urbano), el ruido producido por el motor de los vehículos es predominante. En cambio, para velocidades altas y potencias del motor bajas (condiciones usuales en la circulación fluida por carretera), la contribución de la interacción entre los neumáticos y la calzada es muy superior a la del resto del sistema móvil. Cuando la calzada presenta irregularidades manifiestas (adoquines, baches, etc.), el ruido originado por las vibraciones de la carrocería y, en su caso, la carga de los vehículos adquiere una importancia creciente.

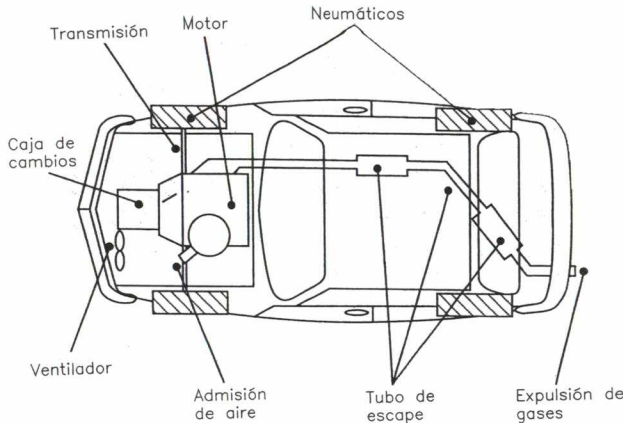


Figura 1.7. Principales fuentes de ruido en un automóvil (García, 1991).

Las circunstancias a las que acabamos de referirnos hacen que, en la práctica, la determinación de la importancia relativa de las diferentes fuentes de ruido en un automóvil aislado no sea fácil. En consecuencia, el conocimiento de la relación entre la emisión sonora por parte de cada una de estas fuentes y las condiciones existentes en cada caso concreto nos pueden ayudar a actuar en las mejores condiciones posibles (máxima eficacia a un coste menor) para conseguir una reducción significativa de los niveles de ruido emitidos por un determinado tipo y modelo de vehículo a motor (véase el Capítulo 4).

Aproximándonos un poco más al problema que estamos considerando, habría que mencionar que las dos fuentes más importantes del ruido producido por los motores de los automóviles tienen su origen en el proceso de combustión que tiene lugar en ellos y en la producción de impactos mecánicos. El ruido de combustión está relacionado con los procesos que tienen lugar en la cámara de combustión del motor y que no creemos necesario describir con detalle. Basta con indicar que, tras producirse la inyección del combustible en los cilindros del motor y mezclarse con aire a presión, tiene lugar su combustión, lo cual origina un aumento importante y brusco de la presión y la temperatura en estos recintos, produciéndose una brusca expansión. Como consecuencia de este proceso, la cabeza del cilindro, el pistón y el motor en su conjunto emiten un sonido cuyo espectro se caracteriza por la presencia de una frecuencia fundamental y un elevado número de armónicos,



cuyos niveles sonoros decrecen al aumentar la frecuencia. Por otra parte, el ruido mecánico tiene varias fuentes, tales como los golpes de los pistones contra la pared de los cilindros, el sistema de distribución, debido al impacto de los dientes de los engranajes o al ruido de la correa de distribución, los impactos de los cojinetes contra el cigüeñal, o los choques de las válvulas sobre sus asientos, entre otros (Santiago, 1991).

Las superficies y componentes del motor de un vehículo que más ruido radian al exterior son el cárter, las cabezas de los cilindros, la culata y la tapa del sistema de distribución, la bomba de inyección, la polea, la caja de cambios y los colectores de toma de aire o de expulsión de los gases de combustión. De todas estas fuentes de ruido, las más importantes suelen ser el cárter del cigüeñal, el cárter de aceite y la tapa de la cadena o correa de transmisión (Santiago, 1991).

### 1.3.2. Factores significativos en la emisión de ruido

Los niveles sonoros producidos por un vehículo a motor dependen de los factores y condiciones siguientes:

- 1) La naturaleza y la clase de vehículo considerado (es decir, automóviles, camiones, motocicletas, etc.).
- 2) Los sistemas de control de ruido que hayan podido implantarse en dichos vehículos por parte de los fabricantes.
- 3) El estado mecánico en que se encuentre dicho vehículo (por ejemplo, la puesta a punto del motor o el estado de conservación del dispositivo de expulsión de gases).
- 4) El modo en que está operando el vehículo en un momento determinado (por ejemplo, la situación es diferente si el vehículo mantiene constante su velocidad o si está acelerando o frenando).
- 5) La naturaleza y condición de la calzada (el tipo de pavimento, su situación de conservación, el estado seco o húmedo en que éste se encuentra y su pendiente son factores importantes).
- 6) Las condiciones de propagación del sonido en el entorno (presencia de obstáculos, edificios próximos, pantallas acústicas, etc.).

En la Figura 1.8 se representa la distribución estadística de los valores sonoros máximos (expresados en dBA) producidos a 7'5 m de la fuente por diferentes tipos de vehículos a motor en condiciones normales de circulación urbana. Las medidas a las que se refiere esta figura fueron llevadas a cabo hace ya algunos años en Alemania y en ellas se incluyeron más de 22.000 vehículos diferentes. Aunque la magnitud considerada es el nivel sonoro emitido por los diferentes vehículos aislados, hay que llamar la atención sobre el hecho de que los resultados encontrados en este trabajo reflejan condiciones reales de tráfico, muy similares a las que podemos encontrar en la actualidad en cualquier ciudad. Cabe señalar que los niveles máximos de presión sonora observados en el citado trabajo varían entre 60 dBA y 90 dBA, aproximadamente (hoy en día, esos niveles serían algo menores, como consecuencia de las mejoras tecnológicas introducidas en los vehículos a motor). En términos generales, los vehículos más silenciosos son los automóviles con motor de gasolina: el nivel de ruido apenas superaba los 70 dBA para un 50% de los de estos vehículos. En comparación, los niveles de presión sonora producidos por los vehículos más pesados superan con frecuencia los 85 dBA (García, 1991).

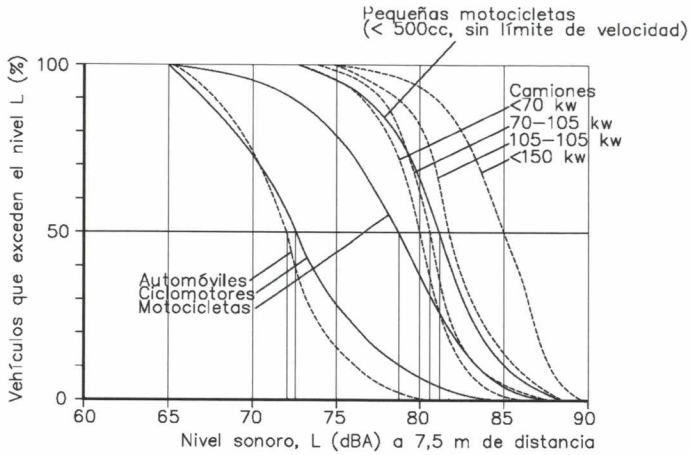


Figura 1.8. Distribución estadística de los niveles sonoros máximos producidos por diferentes tipos de vehículos en condiciones normales de tráfico urbano

En relación con las diferencias existentes entre los diferentes tipos de vehículos nos parece interesante recordar también que, en general, los niveles sonoros producidos por los motores de los automóviles y autobuses modernos son relativamente bajos (y están mejorando constantemente) por el hecho de que sus partes más ruidosas están muy bien protegidas acústicamente (véase el Capítulo 4). Esta protección suele ser mucho menor en los camiones y resulta prácticamente imposible en el caso de las motocicletas, sobre todo en las de pequeña cilindrada. Por lo que respecta a las motocicletas, se ha observado que los niveles de ruido producidos suelen depender mucho más del modelo de vehículo que de su potencia (para motores de tipo medio, el nivel sonoro máximo emitido puede variar entre los 75 dBA y 95 dBA); cabe tener en cuenta además que los motores de dos tiempos suelen ser bastante más ruidosos que los de cuatro tiempos. En general, la fuente de ruido más importante de una motocicleta está localizada en el tubo de escape. Esta afirmación está justificada sobre todo en el caso de las motocicletas más ligeras, en las que es relativamente frecuente la retirada del silenciador, por estimar que de esta forma se mejora su rendimiento o, simplemente, porque al conductor le agrada que su vehículo deje notar su presencia en las calles.

En la Figura 1.9 se representa el espectro de frecuencias medio del ruido producido por el tráfico rodado urbano en condiciones fluidas medido en bandas de 1/3 de octava. Obsérvese el predominio de las frecuencias bajas y medias, por debajo de los 1.000 Hercios. Complementando esa información, en la Figura 1.10 se representan de nuevo esos mismos espectros de frecuencias, aunque en este caso diferenciando entre el ruido emitido por vehículos a motor pesados y ligeros. Cabe observar que los niveles de presión sonora producidos por los vehículos pesados superan a los producidos por los vehículos ligeros en unos 10 dB para las frecuencias bajas. Las diferencias entre ambos tipos de vehículos son algo menores para las frecuencias medias y altas.

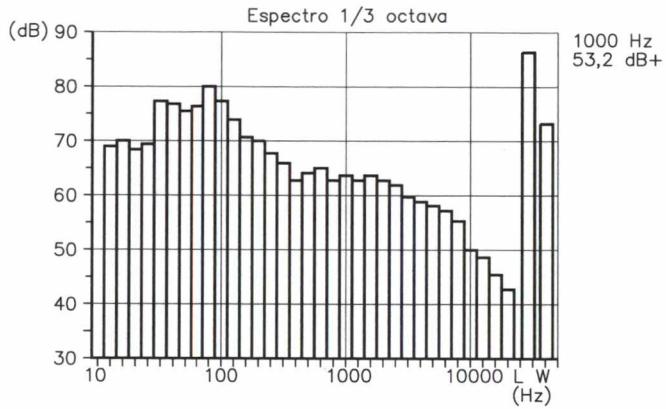


Figura 1.9. Espectro de frecuencias en bandas de 1/3 de octava del ruido emitido por el tráfico urbano medio (Buna, 1987).

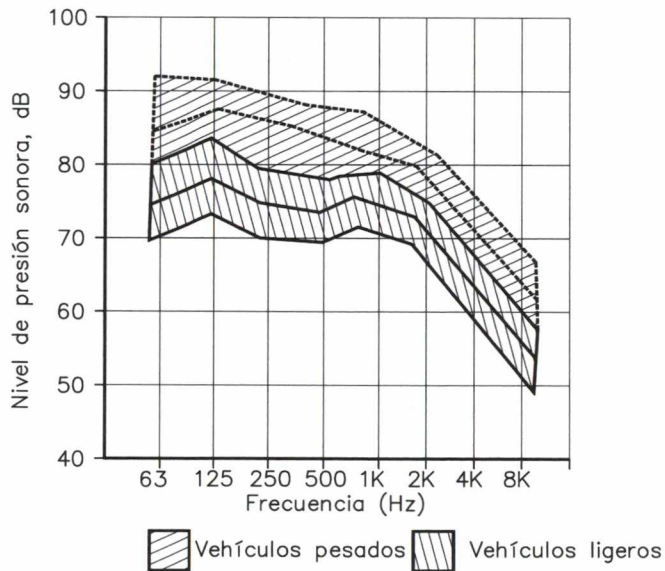


Figura 1.10. Espectros de frecuencias en bandas de octava del ruido emitido por vehículos a motor pesados y ligeros (Buna, 1987).

Nos parece importante también llamar la atención sobre el hecho de que, a igualdad de tipo y categoría, el ruido emitido por un vehículo a motor puede diferir bastante del producido por otro aparentemente análogo. En particular, la diferencia entre dos vehículos idénticos y de la misma potencia, uno con motor de gasolina y el otro con motor Diesel, es significativa, aunque esa diferencia ya no es tan grande como lo era hace algunos años. Los niveles sonoros producidos son diferentes también en función de la potencia del motor, del estado de conservación y mantenimiento de los vehículos, del régimen del motor y del modo de conducción, entre otros factores de menor importancia. Por otro lado, en condiciones de tráfico urbano, los niveles de ruido emitidos por un vehículo dependen apreciablemente de la marcha con la que circula en un momento determinado. En la Figura 1.11 se muestra la diferencia entre los niveles sonoros producidos por diferentes clases de motores de vehículos, en función de la velocidad de dichos motores (expresada en revoluciones por minuto).

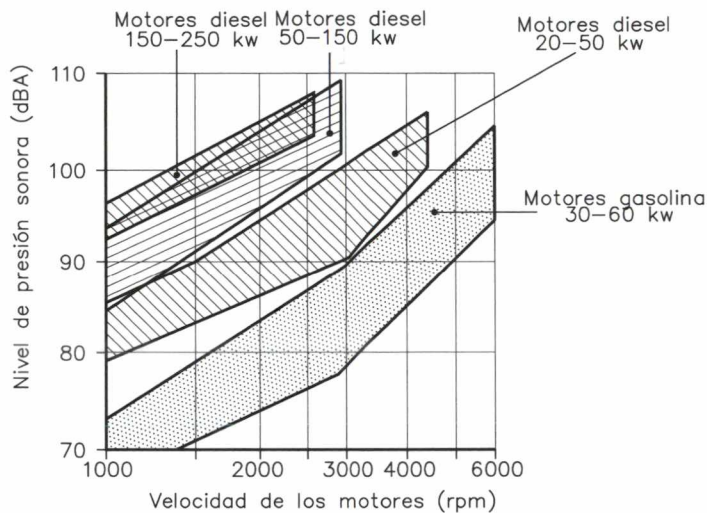


Figura 1.11. Niveles de ruido producidos por diferentes clases de motores de vehículos, en función del régimen de dichos motores (García, 1991).

En la Figura 1.12 se representan los niveles sonoros producidos por un automóvil de tipo medio en función de la velocidad con la que circula ese vehículo y de la relación de marchas. De hecho, esta información es similar a la que se ofrece en la Figura 1.11, aunque ahora está presentada de forma diferente. Es importante observar que, siempre que las condiciones del tráfico lo permitan, la utilización de marchas largas frente a las cortas es muy ventajosa desde el punto de vista de la emisión sonora. En cualquier caso, la importancia de la velocidad del vehículo en el correspondiente nivel de emisión sonora es evidente. Habría que insistir también en el hecho de que cuando el vehículo circula con velocidad baja (por debajo de los 50 km/h) el ruido que produce procede fundamentalmente del motor del vehículo. En cambio, cuando circula con velocidad alta, la fuente de ruido más importante está relacionada con la rodadura de los neumáticos sobre la calzada. En este último caso, el nivel de ruido producido por el vehículo aumenta en unos 9 dBA cada vez que su velocidad se duplica.

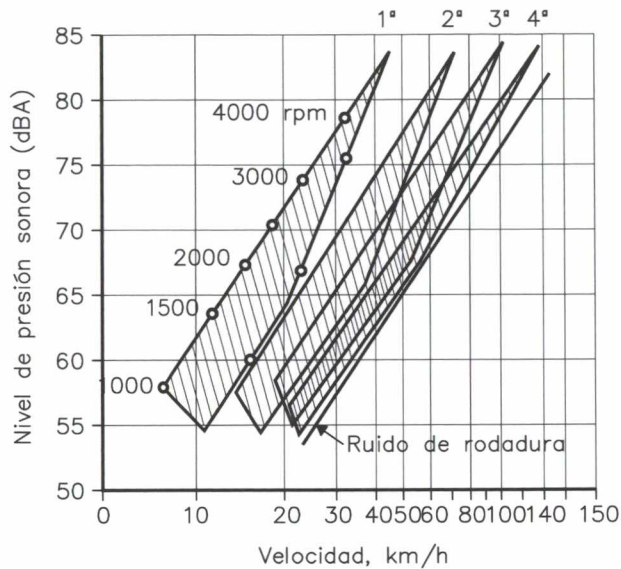


Figura 1.12. Influencia de la velocidad y de la relación de marchas en los niveles de presión sonora emitidos por un automóvil de tipo medio (Santiago, 1991).

En esta rápida revisión, nos parece oportuno hacer también una alusión a un fenómeno relativamente frecuente en el ruido de tráfico. Cuando un vehículo que circula por una calzada horizontal se enfrenta a un tramo de pendiente positiva, para mantener la velocidad es necesario incrementar significativamente el número de revoluciones del motor, con el fin de aumentar su potencia. Este hecho se traduce siempre en un aumento del nivel sonoro emitido. Si el vehículo es un automóvil de turismo, dicho aumento no es demasiado importante (dada su favorable relación entre potencia y peso), pero si se trata de un vehículo pesado esa variación puede tener efectos importantes. Cabe pues tener en cuenta que la existencia de pendientes en el trazado de las calzadas es un factor negativo desde el punto de vista del ambiente acústico.

Finalmente, no deberíamos olvidar que un medio urbano se comporta de forma muy diferente ante la propagación del sonido que un medio natural. En el primer caso, la existencia de los edificios que flanquean las calzadas supone siempre un obstáculo significativo para la libre propagación del sonido. Como muestra la Figura 1.13, la existencia de edificaciones más o menos altas a ambos lados de las calzadas, junto con la presencia del propio suelo, crea en esos lugares un espacio reverberante (con reflexiones múltiples del sonido en las fachadas y en el suelo) que impide que el ruido producido por la circulación de los vehículos disminuya con rapidez, aumentando con ello los valores de niveles sonoros existentes en ese entorno. Dependiendo de la relación entre la altura de los edificios colindantes y la anchura de la calzada, el incremento de dichos niveles sonoros puede llegar a superar los 3 ó 4 dBA.

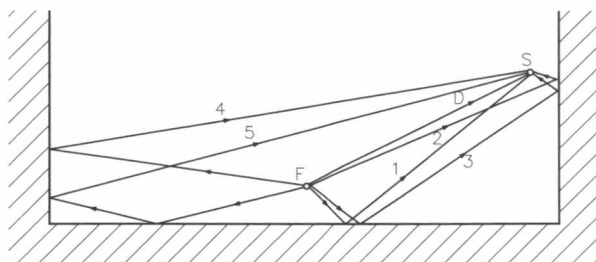


Figura 1.13. Reflexiones del sonido producido por el tráfico rodado en la calzada y en los edificios que flanquean una calle.

### 1.3.3. Condiciones generales del tráfico

En el apartado precedente nos hemos referido a la contaminación sonora producida por los vehículos a motor como unidades aisladas y hemos revisado los factores más importantes de los que depende dicha emisión. En el presente apartado vamos a profundizar algo más sobre esta misma cuestión, aunque contemplada ahora desde otra perspectiva, tomando en consideración a dichos vehículos en su conjunto, es decir, atendiendo a las condiciones globales de lo que denominamos tráfico rodado.

Como resultado de los numerosos estudios realizados en este sentido, se sabe que los niveles de contaminación acústica producidos por el tráfico rodado, tanto en medios urbanos como en carreteras, dependen básicamente del tipo de los vehículos que lo constituyen, de las condiciones generales del tráfico, de la intensidad del tráfico, de la velocidad media de los vehículos, de la pendiente de la calzada y de la naturaleza del firme.

Algunos de los factores mencionados han sido considerados ya en los apartados anteriores o serán estudiados algo más adelante. Por el momento, queremos insistir en las diferencias que se observan entre el tráfico fluido y el tráfico congestionado. El primer caso corresponde a las condiciones existentes generalmente en una carretera o autopista o en una vía urbana de circulación rápida y sin interrupciones. Bajo condiciones de tráfico fluido, los vehículos funcionan normalmente con las marchas más altas y se desplazan con velocidades prácticamente constantes. En este caso, se puede establecer con relativa facilidad una relación entre la intensidad del tráfico y la velocidad. La forma concreta de esa relación dependerá de la posible existencia de límites de velocidad y del porcentaje de vehículos pesados presentes en la muestra. Tal como se indica en la Figura 1.14, la velocidad media de los vehículos se ve forzada a disminuir a medida que va aumentando la densidad de tráfico, hasta que se alcanzan las condiciones de saturación. En consecuencia, el nivel de contaminación sonora producido en este caso por el tráfico rodado como un todo irá aumentando hasta alcanzar un nivel máximo y, a partir de allí, dicho nivel sonoro disminuirá, como resultado del efecto predominante de la velocidad media de los vehículos sobre la emisión de ruido (García, 1991).

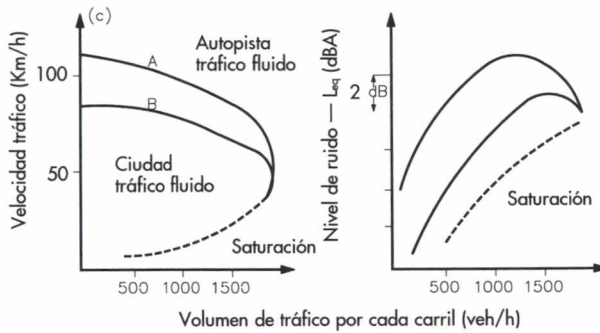


Figura 1.14. (a) Relación entre la velocidad media de los vehículos y el volumen de tráfico, y (b) entre el nivel de ruido y el volumen de tráfico, para diferentes condiciones de circulación del tráfico rodado.

En relación con el tema que ahora nos ocupa, es interesante mencionar que, tal como se indica en la Figura 1.15, los espectros de frecuencia del ruido percibido en el exterior y en el interior de los edificios, en condiciones de tráfico fluido y tráfico congestionado, son diferentes.

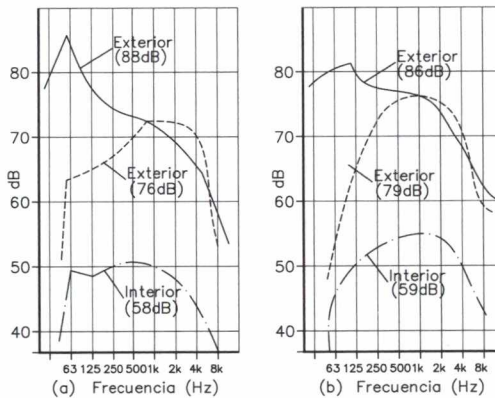


Figura 1.15. Espectros de frecuencias en bandas de octava del ruido de tráfico medidos en el exterior y en el interior de edificios: a) en condiciones de tráfico congestionado y b) en condiciones de tráfico fluido (Favre, 1987).

En la actualidad, las condiciones de tráfico congestionado son bastante frecuentes en todas las grandes ciudades de nuestro país, por los motivos más diversos. Como todos sabemos, las congestiones de tráfico no sólo se presentan en las grandes vías de circulación y zonas comerciales más céntricas, sino en muchas vías secundarias distribuidas por todo el tejido urbano. Esta situación se caracteriza por una reducción muy importante de la velocidad de los vehículos (llegando en condiciones

límites a su detención total durante tiempos más o menos largos), como consecuencia de las interacciones normales con otros vehículos, en situaciones de densidades de tráfico particularmente elevadas, o como resultado de interrupciones o disminuciones importantes de la velocidad motivadas por causas muy diversas, tales como horas punta, estrechamientos en la calzada, operaciones de carga o descarga, problemas en la regulación de los semáforos, perturbaciones originadas por obras, ocurrencia de accidentes, acontecimientos deportivos, etc.

#### 1.3.4. Niveles sonoros y densidad del tráfico

Todos los estudios realizados sobre la contaminación sonora producida por el tráfico rodado han puesto de manifiesto que, en general, el factor que más influye en los correspondientes niveles sonoros es el volumen o densidad de tráfico. Esta afirmación es aplicable tanto al tráfico urbano como al tráfico por carretera. Cuando las observaciones y medidas llevadas a cabo en este sentido tienen una duración suficiente (por ejemplo, una hora), los resultados obtenidos ponen de manifiesto siempre con gran claridad la existencia de una relación muy estrecha entre los valores encontrados para los niveles sonoros producidos por el tráfico rodado y los valores del volumen de dicho tráfico. En la Figura 1.16 se ilustra gráficamente esta relación. Los datos representados corresponden a la realización de medidas simultáneas del nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  y volumen de tráfico  $Q$  a lo largo de las 24 horas del día en un emplazamiento urbano ordinario. Aunque la densidad de tráfico existente en este lugar no era demasiado alta y en ese entorno urbano se hacía patente la existencia de otras fuentes sonoras distintas al tráfico rodado, la relación ruido-tráfico se pone de manifiesto aquí con gran claridad (García, 1991).

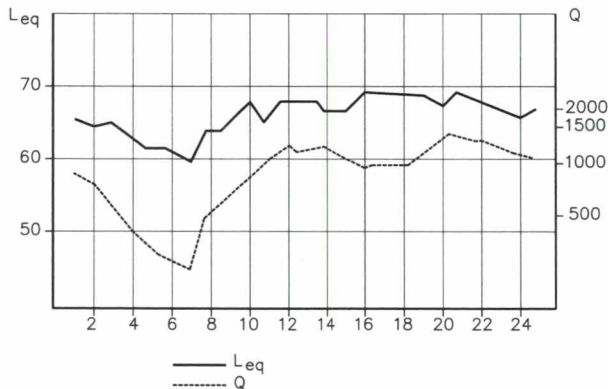


Figura 1.16. Resultados encontrados en medidas simultáneas y continuas del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  (dBA) y del volumen de tráfico  $Q$  (veh/h), llevadas a cabo en un emplazamiento urbano a lo largo de las 24 horas del día.

En general, la relación entre el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  (expresado en dBA) y la densidad de tráfico  $Q$  (expresada en vehículos/hora) responde a una ecuación logarítmica del tipo:

$$L_{eq} = a \cdot \lg Q + b$$



Como es natural, los valores de los coeficientes  $a$  y  $b$  que aparecen en esta ecuación dependen de las condiciones específicas existentes en cada situación concreta y, en consecuencia, deben determinarse de forma empírica. Al final del capítulo siguiente volveremos de nuevo sobre esta cuestión. En este sentido, en la Figura 1.17 presentamos los resultados obtenidos en la realización de medidas simultáneas de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  y volumen de tráfico  $Q$  en 90 emplazamientos urbanos diferentes de la ciudad de Valencia, cubriendo una amplia muestra de condiciones ambientales (García et al., 1985).

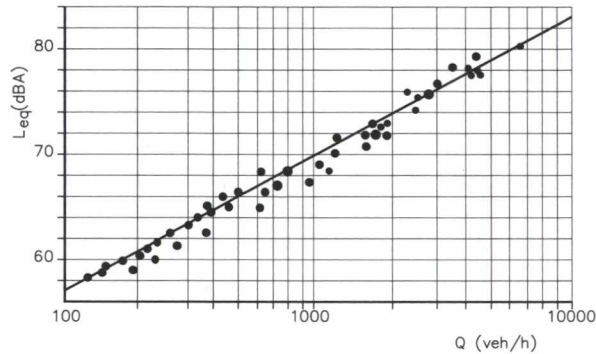


Figura 1.17. Determinación experimental de la relación existente entre el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  (dBA) y el volumen de tráfico  $Q$  (veh/h).

#### 1.4. Ruido de los aviones

El problema de la contaminación sonora producida por los aviones se agravó considerablemente con la entrada en servicio de los aviones a reacción, a finales de la década de los años cincuenta. En estos últimos años, la utilización generalizada de este rápido y eficiente sistema de transporte en el movimiento de personas y cargas se ha incrementado hasta tal punto que hoy en día está considerado como un factor fundamental e insustituible del desarrollo en todo el mundo. Como consecuencia de esta intensificación del tráfico aéreo, muchos de los grandes aeropuertos (y, en algunas zonas densamente pobladas, los propios espacios aéreos) están atravesando dificultades operativas importantes, hasta llegar casi a situaciones de saturación. Como es natural, esas circunstancias han contribuido a aumentar también la gravedad del impacto sonoro de los aviones, hasta el punto de que, hoy en día, millones de personas de todo el mundo se ven expuestas al ruido producido por ellos, especialmente en las proximidades de los grandes aeropuertos, en los que, además de otros factores, convergen un alto número de aeronaves de todo tipo volando a baja altura en sus operaciones de aterrizaje o de despegue (Nelson, 1987).

##### 1.4.1. Fuentes de ruido en los aeropuertos

Cuando se habla del impacto sonoro de un aeropuerto muchas personas piensan únicamente en el sobrevuelo de los aviones que se acercan o alejan de él en sus operaciones de aterrizaje o despe-

gue. Sin embargo, en ese impacto intervienen también una extraordinaria variedad de fuentes sonoras de todo tipo presentes en ese espacio o su entorno, más allá de la simple presencia de los aviones en aire o en tierra.

Una primera clasificación global de las fuentes de contaminación sonora asociadas a un aeropuerto permite dividir las fuentes en dos grandes categorías, las directas y las indirectas. Las primeras son propias de la actividad básica del aeropuerto y las segundas son las inducidas por la existencia y funcionamiento de sus instalaciones en un determinado emplazamiento espacial.

Como fuentes propias de un aeropuerto se suelen considerar todas aquéllas que dependen legal y directamente del aeropuerto o que requieren el permiso de las autoridades aeroportuarias para su instalación o funcionamiento. Las fuentes inducidas serían todas las demás, es decir, las que sin estar sometidas a estos requisitos legales sirven al aeropuerto o se sirven de él, y que no estarían en ese lugar si el aeropuerto en cuestión no existiera. Cada una de las fuentes sonoras incluidas en uno u otro de estos dos grandes grupos puede ser, a su vez, fija o móvil. Esta última característica es importante, dado que esa cualidad condiciona en gran medida la distribución de los niveles sonoros en las zonas colindantes a un aeropuerto.

Como es natural, dentro del grupo de las fuentes propias del aeropuerto, en su categoría de móviles, el primer lugar lo ocupan, con gran diferencia, las aeronaves que se sirven de ese aeropuerto, tanto en sus operaciones de vuelo como en sus movimientos en tierra. Junto a esta fuente, pertenecen también a este grupo los autobuses de transporte interior, que conducen a los pasajeros desde las terminales hasta los aviones o viceversa, los camiones cisterna, los transportes de carga, o los vehículos de servicio del aeropuerto, entre otros.

Dentro del grupo de las fuentes propias, en su categoría de fijas, habría que incluir las instalaciones de mantenimiento y talleres de las aeronaves, los servicios mecánicos de las terminales, los sistemas de carga y descarga de las aeronaves y vehículos, las subestaciones eléctricas, los generadores de energía, las instalaciones de calefacción o aire acondicionado, etc.

Dentro del grupo de las fuentes inducidas, en su categoría de móviles, cabe mencionar muy especialmente al tráfico rodado en las carreteras y vías de acceso próximas, por supuesto, siempre que el origen o destino de ese tráfico esté relacionado con el aeropuerto. En el mismo sentido, habría que incluir en este apartado el tráfico ferroviario que suele comunicar el aeropuerto en cuestión con la ciudad o ciudades a las que éste presta servicio; como es natural, aquí se debe incluir cualquier clase de tráfico ferroviario, independientemente de que sea de superficie o subterráneo. En algunos casos, la presencia de servicios de enlace mediante helicópteros es también digna de mención. Cuando analizamos estas fuentes sonoras, no deberíamos olvidar que, al menos en el caso de los grandes aeropuertos, estamos hablando probablemente del movimiento de miles y miles de vehículos transportando no solamente a los pasajeros y a sus acompañantes, sino también a las tripulaciones de las aeronaves, a los trabajadores en las instalaciones y servicios del aeropuerto y a las personas que acuden a él por motivos ocasionales, diferentes a los citados.

Finalmente, dentro del grupo de las fuentes inducidas, pero ahora en su categoría de fijas, deberíamos mencionar en primer lugar las industrias situadas en las proximidades de los aero-

puertos, cuya instalación ha estado motivada por la presencia de éste y que, en ocasiones, llegan a formar polígonos industriales de cierta importancia. En un sentido análogo, no deberíamos olvidar la mención a los hoteles o centros comerciales cuya razón de ser está relacionada con la presencia del aeropuerto. Esa presencia puede impulsar incluso el desarrollo de algunas zonas residenciales en sus alrededores, en las que generalmente viven muchas de las personas relacionadas con la actividad del aeropuerto. Aunque su carácter sea ocasional, habría que incluir también aquí la realización de obras públicas o de construcción, tanto en trabajos relacionados con las instalaciones del propio aeropuerto y su eventual ampliación (nuevas pistas, nuevas terminales, nuevos edificios de servicios, nuevas áreas de estacionamiento, etc.), como con la apertura de nuevas vías de comunicación y acceso al mismo (básicamente, carreteras y líneas de ferrocarril).

#### 1.4.2. Fuentes de ruido en las aeronaves

Como todos sabemos, hoy existen muchos tipos de aviones. Desde las grandes aeronaves comerciales, capaces de transportar a muchos centenares de personas a miles de kilómetros de distancia, hasta las pequeñas avionetas de uso recreativo o deportivo, la variedad de modelos es casi infinita. Por razones de tipo práctico, en este apartado nos referiremos sólo al tipo más generalizado en nuestros grandes aeropuertos, los aviones a reacción subsónicos (en inglés, subsonic jet aircraft). Las particularidades que presenta el funcionamiento de los aviones a hélice (cuyas versiones más recientes siguen operando con fines muy diversos) o de otros tipos especiales de aeronaves tales como los helicópteros (de importancia creciente en el tráfico aéreo durante estos últimos años) pueden consultarse en la bibliografía especializada. El tema de los aviones supersónicos y del "boom" sónico relacionado con ellos no nos parece de entidad suficiente en el contexto de este libro (Smith et al., 1987) (Warren, 1987).

En general, las principales fuentes de contaminación sonora de un avión a reacción son sus motores, aunque el ruido aerodinámico (producido por flujos y torbellinos de aire) puede tener también importancia en sus operaciones a baja altura, en las proximidades de los aeropuertos. Los motores a reacción son los responsables directos de la propulsión de la aeronave, gracias a un proceso de aceleración de la masa de aire que los atraviesan. Esencialmente, el desarrollo incesante de los motores de los aviones a reacción ha pasado por tres etapas muy bien diferenciadas. En la Figura 1.18 se ilustran los elementos básicos que caracterizan a los modelos representativos de estas tres etapas (Nelson, 1987) (Smith et al., 1987) (Mestre, 1987).

El tipo de motor a reacción más antiguo y sencillo es el que conocemos como turborreactor (en inglés, pure jet o turbojet). Los aviones Comet, Caravelle, DC8 y Boeing 707, entre otros, pertenecen a esta categoría. Estos motores consisten fundamentalmente en un compresor, un sistema de combustión y una turbina, con los correspondientes conductos de entrada y salida de gases (toberas). En este tipo de motores, el aire tomado por el motor es comprimido en un compresor mecánico. Este aire se mezcla con combustible y la mezcla se quema en una cámara de combustión. A continuación, los gases resultantes pasan a través de una turbina (que alimenta al compresor) y finalmente se expulsa al exterior a través de una tobera, con una velocidad del orden de 600 m/s ó 700 m/s. Todos estos procesos producen tres tipos de ruido diferentes: a) el ruido de admisión, producido por la entrada del aire en el motor, y relacionado fundamentalmente con el ruido del compre-

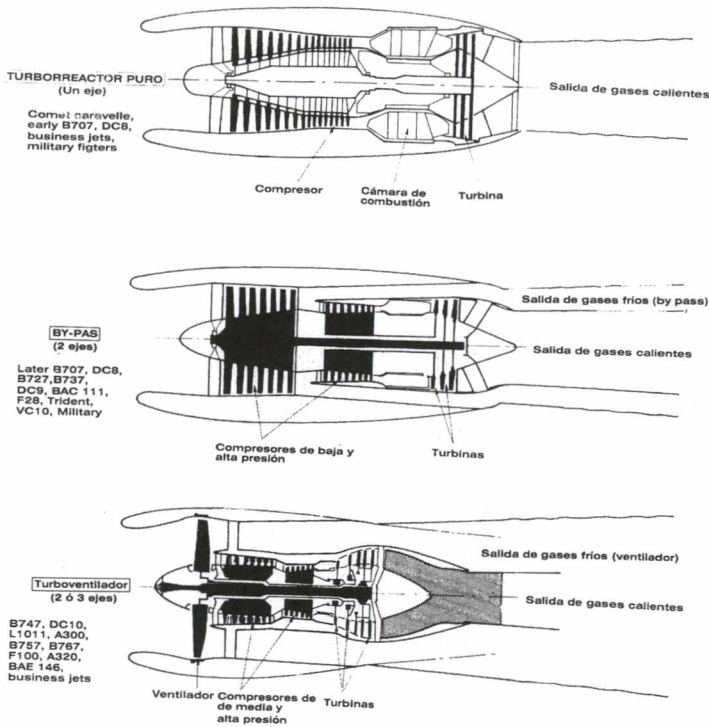


Figura 1.18. Diferentes diseños de motores de aviones a reacción y modelos de aeronaves en los que tales motores se han instalado (Nelson, 1987).

son y el ruido aerodinámico, b) el ruido generado por las vibraciones que efectúan las diversas partes del cuerpo del motor, y que en la mayoría de los casos no son demasiado importantes, y c) el ruido originado en la expulsión de los gases calientes de la combustión (en inglés, hot jet), constituido básicamente por el ruido aerodinámico, asociado con la producción de turbulencias. En los turbo reactores, el ruido aerodinámico es, con diferencia, la fuente sonora más importante; las demás fuentes de ruido son predominantes únicamente cuando los motores funcionan a muy baja potencia, por ejemplo, en el movimiento de rodaje del avión por las pistas del aeropuerto (Smith et al., 1987).

La aceleración de una relativamente pequeña masa de aire hasta dotarla de una elevada velocidad no es un proceso demasiado eficiente, aunque este proceso constituye el principio básico de los primeros aviones a reacción, y es el único capaz de dotarlos de velocidades muy altas (en los aviones comerciales actuales, del orden de los 900 km/h). Los avances conseguidos en el desarrollo de los materiales utilizados en la construcción de motores y en los sistemas de refrigeración permitieron introducir una mejora muy importante en el diseño de los motores de aviones a reacción. La segunda generación de estos aviones, a la que pertenecen modelos tales como los DC8, DC9, Boeing 727 y Boeing 737, entre otros, se basa en la incorporación de un sistema de derivación (by-pass) en el recorrido del aire admitido por el motor. Gracias a este sistema, en estos aviones sólo se utiliza un 50% del flujo de aire admitido; el resto

del aire no pasa por la cámara de combustión, sino que es expulsado de nuevo al exterior junto con los gases procedentes de la cámara de combustión, de forma separada o conjuntamente, con lo que la importancia relativa de las fuentes de ruido antes mencionadas cambia de forma radical. Dado que estos motores toman una cantidad mucho mayor de aire por unidad de potencia que los primitivos motores a reacción, la velocidad con que se expulsan al exterior los gases calentados y expandidos es sensiblemente menor, con la consiguiente reducción en el ruido aerodinámico. Es importante tener en cuenta además que, en este modelo de motores, el compresor de baja presión existente en los primeros modelos de aviones a reacción ha sido sustituido por un nuevo sistema de compresores, aumentando la eficiencia del motor (Smith et al., 1987).



*Figura 1.19. Ruido producido por los aviones. Imagen de un Boeing 737 en el momento de iniciar una operación de despegue.*

La tercera generación de motores de aviones a reacción, o motores con turboventilador (en inglés, turbofan) va todavía más lejos. Aunque los principios de funcionamiento son similares a los de la versión precedente, en el proceso de combustión típico de los nuevos motores, únicamente se utiliza un 20 ó 30% del aire admitido por el motor. El gran ventilador con que cuentan estos motores produce una compresión bastante modesta (en la relación 2:1) y una velocidad del flujo de aire del orden de 300 m/s. El sistema de compresores aumenta la compresión hasta alcanzar una relación de 20:1, aunque, dado que la energía que ahora consume la turbina es mucho mayor que la de antes (con el fin de alimentar el gran ventilador y los compresores), la velocidad de salida de los gases de combustión es sensiblemente menor que la que caracterizaba a los motores más antiguos (ahora, del orden de 400 m/s ó 500 m/s), con lo que el ruido producido es mucho menor. Entre los modelos de aviones dotados de este tipo de motores podemos mencionar el Boeing 747, Boeing 757, DC10, Airbus 300 y Airbus 320, entre otros (Smith et al., 1987).

El ruido producido por el ventilador y los compresores de estos últimos motores se caracteriza por su amplia banda de frecuencias y por la presencia de componentes tonales. Estas características están relacionadas sobre todo con las turbulencias generadas por el intenso flujo de aire en las proximidades del compresor. En condiciones de alta velocidad de funcionamiento (por ejemplo, en el momento del despegue de los aviones) la distorsión de estas paletas o aspas del ventilador y compresores produce un alto número de armónicos adicionales que se combinan con los fundamenta-

les para dar lugar al típico ruido de sierra circular (en inglés, buzz-saw) que suele caracterizar a los modernos aviones de turboventilador o turbofan (Nelson, 1987).

Los procedimientos utilizados para controlar el ruido producido por los motores de los aviones se basan sobre todo en prestar una adecuada atención al diseño de las paletas del ventilador y de los compresores, en disminuir las velocidades de los flujos de aire, por supuesto, siempre que ello no afecte a las condiciones operativas de la aeronave, en optimizar el número de paletas fijas y móviles de la turbina (estator y rotor), y en introducir materiales acústicamente absorbentes en las paredes de los conductos utilizados para la admisión y la derivación del aire (Nelson, 1987).

Por lo que respecta al ruido de combustión, hay que tener en cuenta ante todo que dicho ruido está originado fundamentalmente por el compresor y el proceso de combustión de la mezcla de combustible y aire en la correspondiente cámara de combustión. Estos procesos producen un espectro de frecuencias muy amplio. Con todo, la emisión de este ruido al espacio exterior suele plantear menos problemas que los originados por el funcionamiento del compresor o la expulsión de los gases de combustión (Nelson, 1987).

Como hemos dicho anteriormente, el ruido producido por las turbulencias originadas en la expulsión de los gases de combustión suele ser muy importante, sobre todo en las operaciones de despegue. El origen de este ruido hay que buscarlo en la mezcla de los gases de combustión con el aire de la atmósfera o, en el caso de motores con by-pass, en la mezcla de las corrientes de gases fríos y calientes. En ambos sentidos, el desarrollo de los modelos más modernos de motores de aeronaves a reacción ha constituido un gran éxito (Nelson, 1987).

#### **1.4.3. Evaluación del impacto sonoro de las aeronaves**

En el caso de zonas cercanas a aeropuertos, sobrevoladas con más o menos frecuencia por los aviones, es lógico suponer que la respuesta de una comunidad no sólo depende del ruido producido por una operación (despegue o aterrizaje) sino que en ella debe influir también el número de operaciones que tienen lugar en un determinado periodo de tiempo. Así pues, los conceptos de nivel sonoro y número de operaciones constituyeron la base de todos los índices de exposición desarrollados para evaluar el impacto sonoro de las aeronaves sobre una comunidad. Por otro lado, los indicadores en cuestión debían tener en cuenta no sólo las características físicas de esa fuente de ruido en particular (tales como el nivel sonoro, el espectro de frecuencias, o la duración y frecuencia de los vuelos), sino también las características psicológicas del receptor (tales como la sensibilidad personal al ruido, la actividad desplegada durante la recepción, la hora del día en que se produce la perturbación, o la relación entre el receptor y el productor del sonido). En tal sentido, la mayoría de los indicadores utilizados respondían a la ecuación general siguiente:

$$I = A + B \lg N + K$$

donde el valor de A corresponde al nivel sonoro producido por un suceso de tipo medio, N indica el número de operaciones realizadas durante un cierto periodo de tiempo, y B y K son constantes a determinar en cada caso, según las respuestas de una comunidad ante el ruido. El primero de estos índices fueron las llamadas Curvas Compuestas de Ruido (en inglés, Composite Noise Rating

CNR) y se desarrolló en Estados Unidos en los años cincuenta. Unos años después, en el Reino Unido se introdujo el Índice de Ruido y Número de Operaciones (en inglés, Noise and Number Index NNI), y en Estados Unidos la llamada Predicción de Exposición al Ruido (en inglés, Noise Exposure Forecast NEF), por mencionar tan sólo algunos de los más representativos. En el cálculo de los índices CNR y NNI, el valor de A se expresaba mediante el valor de una magnitud conocida como Nivel de Ruido Percibido (en inglés, Perceived Noise Level PNL), en tanto que para el cálculo del NEF se utilizaba el Nivel Efectivo de Ruido Percibido (en inglés, Effective Perceived Noise Level EPNL). En general, la utilización de todos estos indicadores presenta muchas dificultades (Mestre, 1984) (Ford, 1987) (House, 1987).

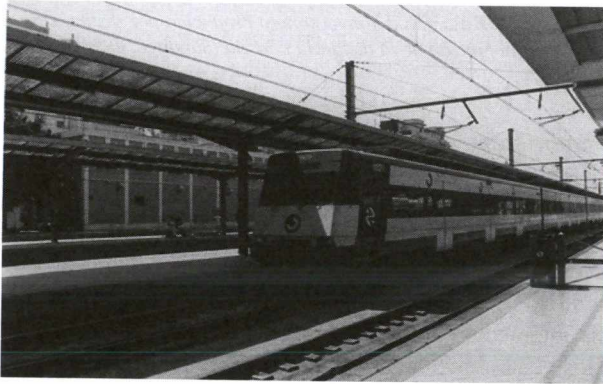
Algo más tarde, se desarrollaron otros índices, basados en la utilización del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  o similares como término A de la anterior expresión, que resulta mucho más fácil de usar que los primitivos indicadores. En el caso de Europa, la aplicación de la mencionada expresión y los índices utilizados a lo largo de las últimas décadas han sido sustituidos recientemente por el nivel sonoro día-tarde-noche  $L_{den}$ , como indicador general para el ruido de aviones y cualquier otra fuente de ruido. Aunque en la determinación del índice  $L_{den}$  no se tiene en cuenta explícitamente el número de operaciones de vuelo ni otras características físicas singulares del ruido producido por los aviones, este índice proporciona una base sumamente sencilla para expresar la importancia de la correspondiente exposición a los ojos del hombre de la calle y permite también comparar la magnitud de la exposición al ruido de aviones con las originadas por otras fuentes de ruido muy diferentes de ésta, una ventaja nada desdeñable en la práctica (Directiva 2002/49/CE, 2002).

Los primeros programas de medición sistemática del ruido producido por los aviones en las proximidades de los grandes aeropuertos (monitorización) se aplicaron durante la década de los años setenta. En el caso de España, estos sistemas se instalaron a principios de los años ochenta en los aeropuertos de Madrid, Barcelona y Palma de Mallorca. Estos sistemas contaban con una serie de terminales situados en las proximidades de dichos aeropuertos, y estaban conectadas a un ordenador central mediante líneas telefónicas. Estos sistemas permitían obtener una información muy precisa de los niveles acústicos que se registraban en las zonas donde estaban situados los monitores, aunque no disponían de ninguna información adicional sobre las características de las operaciones, y no permitían distinguir entre el ruido producido por los aviones y el producido por cualquier otra fuente sonora. A principios de los años noventa, el tremendo incremento en la capacidad de almacenamiento y procesamiento de los ordenadores hizo posible el funcionamiento de los primeros sistemas integrales de monitorización de ruido y rutas de vuelo. Estos nuevos sistemas no sólo permiten evaluar los niveles acústicos existentes en un determinado lugar, sino también determinar la eficacia de las posibles medidas correctoras, tales como los procedimientos de disminución de ruido en las operaciones de despegue o aterrizaje, el uso preferente de unas determinadas pistas, o las modificaciones en las trayectorias de vuelo. La primera instalación de este tipo en España se instaló en el aeropuerto de Madrid/Barajas en 1993. Un par de años más tarde, estos sistemas se instalaron también en los aeropuertos de Barcelona y Palma de Mallorca (Guillamón, 2002).

### 1.5. Ruido de los trenes

El ferrocarril es el primer sistema de transporte de masas que ha existido en la historia de la humanidad. En un principio, su presencia se expandió muy rápidamente hasta cubrir prácticamente todas

las zonas habitadas del planeta. Sin embargo, en contraste con el crecimiento del tráfico por carretera y por aire, especialmente acusado hacia mediados del pasado siglo, el desarrollo de los ferrocarriles no fue tan espectacular. De hecho, en algunos países se evidenció incluso un cierto declive en este sistema de transporte. Sin embargo, en estos últimos años, las cosas parecen haber cambiado. El desarrollo de los trenes de alta velocidad en Francia y Japón ha motivado un renovado interés en muchos países hacia este sistema de transporte, que actualmente permite alcanzar con relativa facilidad velocidades superiores a los 300 km/h y que, por consiguiente, puede transportar a miles de viajeros en condiciones competitivas con las que ofrece el tráfico aéreo, para distancias medias. Sin embargo, cabe señalar que el desarrollo general que está experimentando este sistema de transporte en los últimos años (y del que en nuestro país tenemos muy buenos ejemplos), unido a la creciente sensibilidad de la gente ante los aspectos medioambientales, han incrementado la preocupación de la sociedad ante el ruido y las vibraciones que producen inevitablemente los trenes, sobre todo cuando éstos circulan junto a zonas densamente pobladas (Nelson, 1987) (Buna, 1987).



*Figura 1.20. Ruido producido por los trenes. Imagen de un tren de cercanías llegando a la estación de Valencia.*

### **1.5.1. Características generales**

Como todos sabemos, los trenes son un medio de transporte guiado, que circula siempre por las mismas trayectorias. En consecuencia, el ruido emitido por los trenes está perfectamente localizado en el espacio. Tal como se ilustra en la Figura 1.21, cuando un tren se acerca a un observador, el ruido que se percibe va aumentando de intensidad (con una pendiente más o menos acusada) hasta alcanzar un cierto valor máximo. Cuando el tren se aleja, se produce una disminución de dicho nivel sonoro de características análogas al mencionado aumento, aunque ahora con pendiente negativa. Los detalles de estas gráficas (huellas sonoras) dependerán básicamente de la naturaleza del tren (sobre todo, de su velocidad) y de la distancia que separe al observador de la vía. En las proximidades de las estaciones, y como consecuencia de las condiciones que concurren en esos entornos, se producen también una serie de chirridos, golpes entre los vagones, traqueteos cuando tiene lugar algún cambio de carril, etc. Todas estas cualidades hacen que la percepción del ruido de trenes tenga características muy diferentes a la del tráfico rodado.



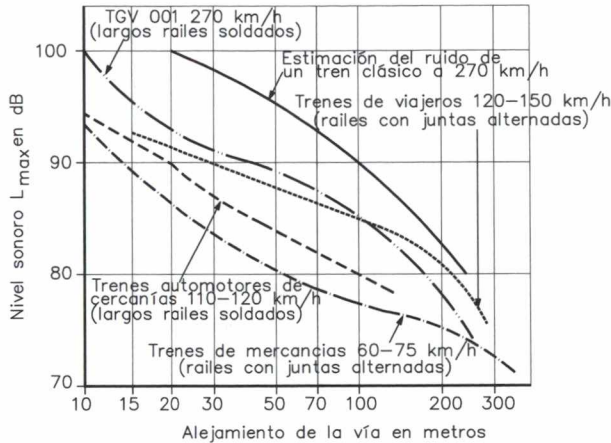


Figura 1.21. Variación del nivel sonoro producido por distintos tipos de trenes en función de la distancia a la vía (Santiago, 1991).

### 1.5.2. Factores más importantes en la emisión de ruido

El ruido producido en la circulación de los trenes y radiado hacia las zonas urbanas situadas en las proximidades de las vías de circulación es, al margen del problema que puede suponer la inmisión del ruido al interior de los trenes de viajeros, el aspecto más importante de este tema. Generalmente, el ruido emitido hacia el exterior es función de una serie extraordinariamente amplia de factores, entre los que destaca la interacción entre las ruedas de las unidades móviles y los raíles, los sistemas de propulsión de los vehículos o locomotoras, el ruido producido por la vibración de numerosas estructuras metálicas o no metálicas, la velocidad y longitud de los trenes, y, especialmente en el caso de los trenes de alta velocidad, las condiciones aerodinámicas de las unidades móviles. Otros aspectos del ruido producido por los trenes están relacionados con factores tan diversos como el sonido de las sirenas, bocinas o silbatos, el ruido producido por los trabajos y operaciones auxiliares, los talleres y equipos de mantenimiento, o los sonidos relacionados directa o indirectamente con la actividad propia de las estaciones (Buna, 1987).

Además del ruido emitido hacia el exterior, y que se propaga a través del aire desde la fuente o fuentes hasta el receptor, al considerar la contaminación sonora producida por los trenes hay que tener especialmente en cuenta el ruido o las vibraciones producidas en la interacción entre las ruedas y los raíles (metal con metal), que se propagan a lo largo de los propios raíles, de las estructuras de soporte de dichos raíles o del suelo de roca o tierra sobre el que todas ellas descansan, y que, antes o después, pueden afectar a los edificios próximos. El fenómeno se suele percibir por parte de las personas afectadas en forma de ruido de bajas frecuencias o en forma de vibraciones. Cabe señalar también que, en general, las quejas de los residentes expuestos a esta fuente de ruido están relacionadas tanto con los trenes que circulan a nivel del suelo, como con los que lo hacen a través de subterráneos o por estructuras elevadas, aunque en el caso de trenes que circulan a nivel del suelo por encima de ese nivel, el ruido aéreo predomina frente al ruido propagado por el suelo (Buna, 1987).

Como es natural, los niveles de presión sonora producidos por los trenes varían notablemente de unos casos a otros, dependiendo sobre todo del tipo de tren y de las condiciones en que éste se mueve. No tiene demasiado sentido dar demasiados datos en relación con este tema, dado que la variabilidad en estas cifras es muy grande, en función de los mil y un factores que las condicionan. A título puramente indicativo, bastará con mencionar que el nivel máximo de presión sonora  $L_{\max}$  que produce un tren ordinario de pasajeros, dotado de una locomotora eléctrica, circulando a una velocidad del orden de 130 km/h, y medido a una distancia de 30 m de la vía, es unos 90 dBA. En igualdad de condiciones, el nivel sonoro producido por un tren de alta velocidad, circulando a 250 km/h, es considerablemente más elevado, del orden de los 98 dBA. En cambio, el impacto sonoro de un tren de mercancías ordinario, circulando a una velocidad de unos 80 km/h, es bastante menor, situándose en torno a los 86 dBA. Cabe señalar también que, por razones evidentes, la duración del paso del tren es un factor muy importante en este tema. Esta duración  $T_e$  (tiempo de exposición) se define generalmente como el tiempo transcurrido entre las dos situaciones en las que el nivel sonoro medido  $L$  es igual al valor de  $L_{\max}$  menos 10 dBA. Por otro lado, el valor del nivel sonoro continuo equivalente  $L_{\text{eq}}$  que caracteriza la energía sonora emitida por un tren, en un determinado punto de observación, y correspondiente a un tiempo  $T$ , viene dado por la ecuación siguiente:

$$L_{\text{eq}} = L_{\max} + 10 \cdot \lg ( T_e / T )$$

Como es natural, la evaluación de  $L_{\text{eq}}$  obliga a medir la huella o registro de las variaciones de los niveles de presión sonora que se producen al paso de un tren y que ya han sido mostradas en la Figura 1.21 (Buna, 1987) (Santiago, 1991).

Lamentablemente, los trabajos publicados en España sobre medidas del ruido producido por trenes en condiciones reales de circulación son bastante escasos. Es muy probable que las dificultades que entrañan la realización de este tipo de medidas explique esa situación. Con fecha reciente, un equipo de investigadores de Barcelona y Valencia ha llevado a cabo una amplia serie de medidas del ruido producido por ocho tipos diferentes de trenes actualmente en servicio en la red ferroviaria española, concretamente trenes AVE, Euromed, Talgo 2000, Talgo, Arco, Estrella, trenes Cortos y trenes de Mercancías. Las correspondientes medidas se llevaron a cabo en la línea de alta velocidad entre Madrid y Sevilla y en la línea de velocidad alta entre Barcelona y Valencia. El objetivo de este trabajo era comprobar la validez de los modelos de predicción existentes actualmente (en particular, el modelo BRUIT francés) y, en su caso, desarrollar un modelo empírico propio que sea aplicable a las condiciones de nuestra red de ferrocarriles (Faus et al., 2001).



Figura 1.22. Ruido de trenes. Imagen de un tren AVE (alta velocidad).

Como ya hemos indicado anteriormente, en la mayoría de los modelos propuestos hasta la fecha, la predicción del impacto sonoro producido por los trenes se basa en calcular el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  generado por el paso de un cierto tren a una determinada distancia  $d$  de las vías, a partir del valor del nivel sonoro máximo  $L_{max}$  generado por la circulación de ese tren en particular con una velocidad dada y que se mantiene constante durante un determinado tiempo de exposición, propio de cada tren y de sus condiciones operativas. Dos variables clave en este sentido son la velocidad con que se mueve el tren considerado y su longitud. En cualquier caso, cuando se conoce el valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  que genera el paso de un único tren, la evaluación del nivel sonoro equivalente que generará el paso de  $N$  trenes del mismo tipo que el considerado es tan sencilla como aplicar al valor obtenido previamente una corrección igual a  $10 \cdot \lg N$ . Si por la vía en cuestión circulan trenes de diferentes modelos o tipos, para calcular el nivel sonoro equivalente global (por ejemplo, durante un día o un año completo) bastará con sumar las contribuciones de cada uno de los tipos de trenes que circulan por esa vía durante el tiempo considerado. En principio, el nivel de precisión del resultado dependerá sobre todo de la precisión con que se haya evaluado el valor de  $L_{max}$  para cada tipo de tren (Faus et al., 2001).

Es imposible reproducir aquí los resultados de las numerosas medidas llevadas a cabo en el trabajo que estamos comentando. Bastará con indicar que, en términos generales, la aplicación del modelo francés BRUIT al ruido producido por los actuales trenes españoles no es adecuada. Por ejemplo, salvo en el caso del tren Estrella, en los restantes modelos considerados en el trabajo los valores de referencia  $L_0$  propuestos son entre 7 dBA y 13 dBA superiores a los medidos experimentalmente. Los tiempos de exposición calculados con el modelo francés son sistemáticamente superiores a los medidos, en una cuantía que depende del tipo de tren. Los autores del trabajo consideran que, aunque el modelo BRUIT es muy sencillo y fácil de aplicar, la utilización de unidades ferroviarias con altas velocidades de circulación hace absolutamente necesaria su actualización, tarea que exige la realización de las oportunas medidas, en las que se deben contemplar las nuevas variables (Faus et al., 2001).

Un rasgo diferencial importante del ruido producido por los trenes se refiere al espectro de frecuencias del ruido emitido. Salvo para las frecuencias más bajas, los niveles sonoros en banda de frecuencias del ruido emitido por los trenes se mantienen prácticamente constantes, con la presencia de un aumento significativo para frecuencias elevadas (entre 1.000 Hz y 4.000 Hz, dependiendo del tipo de tren), debido a que, en este caso, la fuente más importante de ruido es la interacción entre las ruedas y los raíles, es decir, acero con acero. Otro rasgo propio del ruido producido en la circulación de trenes es su directividad, dado que, a diferencia de lo que sucede en un vehículo automóvil (en general) los trenes no emiten ruido homogéneamente en todas direcciones, sino que existen grandes diferencias de emisión hacia uno y otro lado de la fuente sonora, tanto en el plano vertical como en el horizontal (Santiago, 1991).

### 1.5.3. Principales fuentes de ruido en los trenes

Para estudiar con algún detalle las fuentes de ruido involucradas en el ruido que producen los trenes (ya mencionadas), es conveniente dividirlos en dos grandes grupos. El primero de estos grupos está constituido por las fuentes de ruido que emiten ruido tanto en los trenes en marcha como en los parados. El ejemplo más obvio de esas fuentes son las unidades motrices, es decir, las locomotoras. En el caso de las locomotoras diesel, hay que tomar en consideración el ruido producido por el motor propiamente dicho, los filtros de aire, los compresores, el sistema de refrigeración, el sis-

tema de transmisión, el sistema de emisión de gases de combustión, y los dispositivos de frenos, entre otros. En la mayoría de los casos, el motor es la fuente más significativa de ruido. En comparación con estas locomotoras diesel, las locomotoras eléctricas son mucho más silenciosas. En este caso, los problemas principales proceden de los motores de tracción y los sistemas de refrigeración del equipo eléctrico, junto con los compresores que dan servicio a la propia locomotora y a todo el tren (calefacción, refrigeración, etc.); en este sentido, los problemas son muy similares a los que caracterizan a las locomotoras diesel (Stanworth, 1987).

El segundo de los grupos de fuentes de ruido de trenes está relacionado con el movimiento de los trenes. Dada su especial naturaleza, el estudio de las fuentes incluidas en este grupo reviste un gran interés. Dentro de este grupo, es necesario considerar la existencia de fuentes muy diversas, cuya importancia relativa depende, entre otros factores de muy diversa naturaleza, de la velocidad de los trenes. La fuente de ruido más común y más significativa de este grupo está relacionada con la interacción entre las ruedas de los trenes y los raíles. La contaminación sonora producida por esta fuente es también el problema más permanente y difícil de resolver en este medio de transporte. El agudo chirrido que todos los trenes producen en las curvas, un fenómeno muy bien conocido por cualquier observador, no es más que un caso particular del ruido originado por la interacción entre las ruedas y los raíles, aunque la solución de este problema requiere acciones específicas y de alto coste (Stanworth, 1987).

El mecanismo de generación de ruido en la interfase rueda-raíl no está completamente dilucidado, aunque se conoce bastante bien la naturaleza de los principales parámetros involucrados en este problema. Entre estos parámetros, cabe considerar en primer lugar la rugosidad de las ruedas y de los raíles, debida al desgaste generalizado de estos elementos (véase la Figura 1.23). En el caso de las ruedas, esos desgastes se ponen de manifiesto en forma de pequeñas deformaciones o irregularidades en la banda de rodadura, producidas generalmente en las frenadas de los vehículos. En el caso de los raíles, esos desgastes tienen forma de ondulaciones. Otro factor importante relacionado con la interacción entre las ruedas y los raíles tiene su origen en la producción de impulsos verticales sobre todo el sistema móvil, originados en los típicos huecos de separación entre los diferentes raíles o en las separaciones propias de los sistemas de cambios de vías. Un tercer factor en este sentido está relacionado con la existencia de desplazamientos tangenciales y de adherencias que, cuando las velocidades de tránsito son bajas, suelen provocar chirridos de altas frecuencias cuando los trenes circulan por curvas con un radio de curvatura pequeño (Stanworth, 1987) (Remington et al., 1987) (Santiago, 1991).

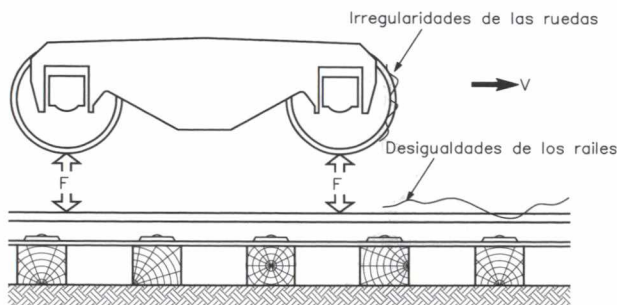


Figura 1.23. Fuentes del ruido producido por los trenes. Interacción entre las ruedas y los raíles (Remington et al., 1987)

Diversas investigaciones han demostrado que las ruedas de los trenes se comportan aproximadamente como un disco rígido, de las mismas dimensiones, que vibra de forma análoga a cómo lo haría un pistón en la dirección del eje de la rueda. Este comportamiento determina que la correspondiente radiación sonora sea altamente directiva, lo cual hace que, al paso de un tren, se pueda distinguir con claridad el paso de las ruedas frente a un observador. Por lo que respecta al ruido emitido por los raíles, hay que tener en cuenta, ante todo, que los raíles están excitados constantemente por todo el conjunto de las ruedas del tren. En primera aproximación, se puede considerar que la potencia acústica de radiación de los raíles es constante a lo largo del tren, mientras se produce su paso sobre tales raíles. La presión acústica generada depende del factor de pérdida de los raíles (que alcanza un valor especialmente significativo en las discontinuidades de los raíles), de su coeficiente de radiación, de la naturaleza de los sistemas de fijación utilizados y del efecto del suelo sobre el que se asientan las vías. El espectro de frecuencias del ruido de rodadura de los trenes se suele extender entre los 100 Hz y 10 kHz, aproximadamente, con un predominio en el intervalo de frecuencias comprendido los 250 Hz y 5 kHz (Santiago, 1991).

Como es natural, se han propuesto varios modelos teóricos para explicar la generación y emisión de ruido por parte de todos los factores que acabamos de mencionar. La mayoría de estos modelos están basados en el hecho de que las irregularidades de las ruedas y de los raíles teniendo en cuenta la relación entre la fuerza y el desplazamiento impuesta por las impedancias mecánicas de estos dos elementos, provocan un cierto desplazamiento vertical en los puntos de contacto entre ellos. Este pequeño desplazamiento induce en la rueda y en el raíl considerados sendas respuestas vertical y horizontal, dependientes de las impedancias vertical y horizontal de tales elementos. Esas respuestas provocan una radiación acústica por parte del conjunto rueda-raíl. Hay que tener en cuenta también que las citadas vibraciones se propagan, con mayor o menor intensidad, al sistema de sustentación, al sistema de frenado y a toda la carrocería del correspondiente vehículo, así como al raíl, a un lado y otro del punto de contacto, lo que provoca una radiación acústica más o menos importante por parte de todos estos elementos (Stanworth, 1987) (Santiago, 1991).

Hay que tener en cuenta que, en los tipos de trenes que circularán en un futuro más o menos próximo (algunos de ellos en fase de experimentación o pruebas en la actualidad), la importancia de las diferentes fuentes de ruido puede variar sustancialmente en relación con lo expuesto anteriormente y hará necesario revisar muchos de nuestros conceptos actuales sobre las molestias que puede producir esta fuente de contaminación acústica sobre las personas. Para ilustrar esta afirmación bastará con indicar que, desde hace algunos años, en Japón se están realizando ensayos con un tren de velocidad muy alta (por encima de 500 km/h), en un lugar conocido como Yamanashi Maglev Test Line. Dado que el movimiento de este prototipo tiene lugar en situación de levitación, el ruido producido por el mismo es fundamentalmente de tipo aerodinámico. En los ensayos realizados al respecto, se ha observado también que cuando este tren entra en un túnel produce una onda de choque que avanza por delante del tren y que da lugar a la emisión de un fuerte impulso o boom sonoro cuando el tren abandona el túnel. Afortunadamente, este efecto se ha conseguido eliminar con la instalación de una capucha o cerramiento especial en la entrada del túnel en cuestión (Miyamoto et al., 1999).

### 1.5.4. Predicción del impacto sonoro

A la vista de cuanto acabamos de exponer en los párrafos precedentes, está claro que la predicción teórica del nivel de presión sonora que produce el paso de un tren sobre un punto de observación dado no resulta nada fácil. Sin embargo, a lo largo de estos últimos años, se han desarrollado con algún éxito modelos empíricos para evaluar, por ejemplo, el nivel sonoro máximo  $L_{\max}$  que produce un tren sobre un punto receptor dado. En general, estos modelos se suelen basar en la consideración de cuatro factores diferentes. El primer factor se refiere al tipo de tren, y en particular, al valor del nivel sonoro máximo  $L_0$  que ese tren produce a una cierta distancia de referencia  $d_0$  de las vías cuando se mueve con una determinada velocidad  $v_0$ . El segundo factor es la velocidad  $v$  con la que se mueve realmente el tren en cuestión en un momento dado. El tercer factor es la distancia  $d$  existente entre el tren en cuestión y el punto de observación en el que pretendemos calcular el impacto sonoro. El cuarto factor se refiere a la directividad en la emisión sonora del tren objeto de estudio. En base a estas consideraciones, la expresión de predicción toma la forma:

$$L_{\max} = L_0 + K_e \cdot \lg(d / d_0) + K_v \cdot \lg(v / v_0) + K_d$$

donde  $K_e$ ,  $K_v$  y  $K_d$  representan los coeficientes de las correcciones por la distancia, la velocidad y la directividad, respectivamente, y cuyos valores hay que determinar en cada caso concreto de forma empírica. Como es natural, los cálculos realizados con esta sencilla expresión consideran que la propagación del sonido emitido por el tren en cuestión tiene lugar en condiciones de campo libre. En consecuencia, cuando entre la fuente y el receptor existen obstáculos, es necesario introducir las oportunas correcciones. En cualquier caso, hay que tener en cuenta que la expresión anterior proporciona tan sólo el valor del nivel sonoro máximo  $L_{\max}$  que se produce en el punto de recepción considerado al paso de un tren dado. Si se conoce la duración del paso de ese tren por el lugar considerado, a partir del dato anterior se puede calcular fácilmente el valor del correspondiente nivel sonoro equivalente  $L_{\text{eq}}$  (que representa el impacto sonoro global producido por el paso de todo el tren), utilizando la expresión que ya hemos visto anteriormente (Santiago, 1991).

La aplicación de esta última expresión presenta muchas dificultades en la práctica. En particular, es muy difícil establecer el nivel de ruido máximo que emite un determinado tipo de tren, dada la gran dispersión de valores que se ponen de manifiesto en tales casos, originada por la gran variabilidad existente en el estado de conservación de los trenes y de las vías, motivada a su vez por los diferentes desgastes de unos u otros elementos en cada caso. Este hecho dificulta notablemente la elección de un valor para el nivel de referencia  $L_0$  que aparece en dicha expresión y hace recomendable su determinación empírica. A título de orientación, podemos indicar que en el caso de un tren rápido de largo recorrido, moviéndose con una velocidad del orden de 160 km/h, el nivel sonoro de referencia  $L_0$  para una distancia de 15 m es de 96 dBA (por supuesto, estamos refiriéndonos al nivel sonoro máximo que se produce al paso de ese tren en las condiciones especificadas). En el caso de un tren de cercanías, moviéndose con una velocidad de 100 km/h, el nivel sonoro  $L_0$  para la distancia antes indicada es de 92 dBA. Finalmente, en el caso de un tren de mercancías, moviéndose con una velocidad de 80 km/h, el nivel sonoro  $L_0$  para esa misma distancia es de 89 dBA (Santiago, 1991).

Por otro lado, como ya hemos indicado anteriormente, el nivel sonoro de un tren aumenta con su velocidad. Experimentalmente se ha observado que dicho nivel sonoro varía con el cubo de la velocidad con que se mueve el tren. En consecuencia, si  $L_0$  representa el nivel sonoro máximo producido por un cierto tren a una cierta distancia  $d_0$ , cuando se mueve con una velocidad  $v_0$ , el nivel sonoro  $L$  producido a dicha distancia, cuando el tren se mueve con una velocidad  $v$  vendrá dado por la expresión siguiente:

$$L = L_0 + 30 \cdot \lg (v / v_0)$$

Esta expresión se representa gráficamente en la Figura 1.24. De ella se desprende que si se duplica la velocidad de un tren, el nivel sonoro que ese tren produce a una distancia dada aumenta en 9 dB.

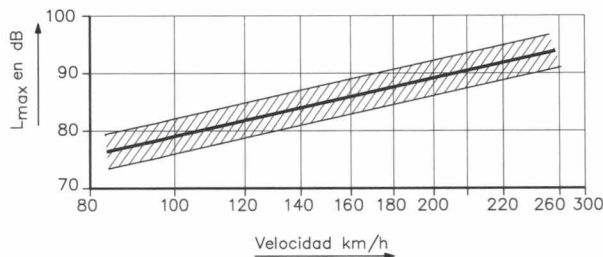


Figura 1.24. Variación del nivel sonoro máximo  $L_{\max}$  producido por un tren a una distancia de 50 m en función de la velocidad (Santiago, 1991).

Por lo que se refiere a la influencia de la distancia existente entre las vías del tren y el punto en el que se sitúa el receptor (representada por el segundo término de la expresión de predicción), cabe hacer consideraciones similares a las que acabamos de exponer en el caso de la velocidad. Sin embargo, ahora las cosas son un tanto más complicadas, dado que la oportuna ley de propagación es inversamente proporcional al cuadrado de la distancia para una fuente sonora puntual, e inversamente proporcional a la distancia para una fuente cilíndrica de longitud infinita. Dado que un tren no responde ni a uno ni a otro de estos dos modelos, es necesario ensayar una aproximación intermedia. En la práctica, se recomienda la utilización de la expresión siguiente:

$$L = L_0 + K_e \cdot \lg (d / d_0)$$

donde  $K_e$  vale 12 para trenes largos de mercancías, 15 para trenes de pasajeros de grandes líneas de longitud media, 17 para trenes de cercanías, y 20 para máquinas aisladas o automotores aislados. A título ilustrativo, en la Figura 1.25 se representa la variación de los niveles sonoros máximos  $L_{\max}$  producidos por diferentes tipos de trenes en función de la distancia existente entre el observador y las vías (resultados experimentales).

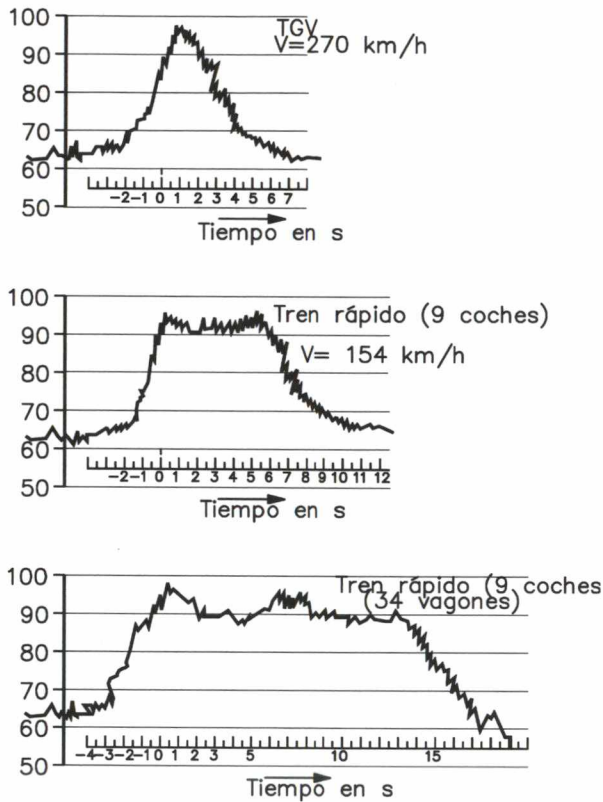


Figura 1.25. Niveles sonoros máximos  $L_{max}$  producidos por diferentes tipos de trenes en función de la distancia a las vías (Santiago, 1991).

### 1.5.5. El caso de los ferrocarriles subterráneos

Dentro de los apartados dedicados a la contaminación sonora producida por los trenes, es necesario hacer alguna referencia al ruido originado por los ferrocarriles subterráneos, un tema de especial interés en las zonas urbanas, no sólo por la existencia de muchos tramos de vías subterráneas de las grandes líneas o redes de cercanías de los trenes, en un esfuerzo por facilitar el acceso de éstos a las correspondientes estaciones, sino también por la presencia en muchas grandes ciudades modernas de redes de ferrocarriles metropolitanos (metro). Tal como se ilustra en la Figura 1.26, el problema está relacionado con la propagación de las vibraciones que se producen en los túneles al paso de los trenes, a través de las diferentes capas de terreno hasta los cimientos de las edificaciones más próximas, con la consiguiente excitación de las estructuras de tales edificaciones y la radiación de ruido aéreo a todas sus dependencias.



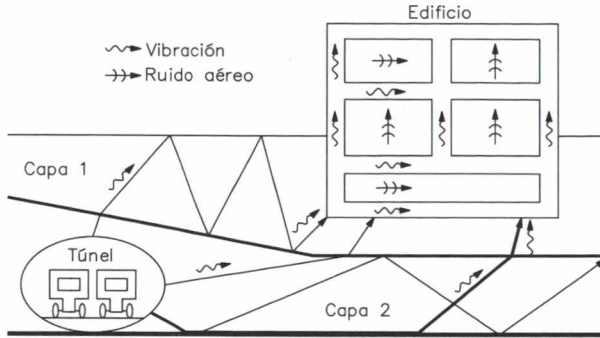


Figura 1.26. Generación y propagación de vibraciones desde un túnel ferroviario hasta un edificio situado en sus proximidades (Santiago, 1991).

Fundamentalmente, el origen del proceso al que estamos refiriéndonos ahora está en la interacción de las ruedas de los trenes con los raíles, cuyas vibraciones se transmiten a través de los apoyos al terreno circundante y, desde aquí, a las estructuras de los edificios próximos, como acabamos de indicar. En la Figura 1.27 se representa el espectro de frecuencias de las vibraciones del suelo del sótano de un edificio situado en las cercanías de un tren subterráneo. Debemos observar que los valores máximos corresponden a las frecuencias comprendidas entre 50 Hz y 100 Hz, aproximadamente. La radiación del ruido aéreo en los edificios afectados tiene lugar por parte de sus paredes, suelos y techos. En las situaciones extremas, las personas que viven en ellos se pueden ver expuestas a niveles de vibraciones o de ruido nada despreciables. En cualquier caso, estamos ante un problema sumamente complejo, difícil de predecir y de resolver de forma totalmente satisfactoria. Como es natural, muchas de las técnicas aplicadas al control de las vibraciones en los trenes que circulan a nivel del suelo (basadas especialmente en las mejoras en la interacción entre las ruedas y los raíles o en los modernos sistemas de anclaje de los raíles al suelo sobre el que descansan) se pueden aplicar también al caso de los ferrocarriles subterráneos (Remington et al., 1987) (Santiago, 1991).

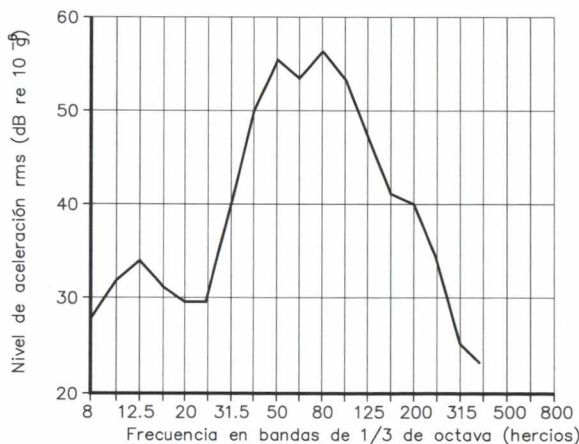


Figura 1.27. Espectro de frecuencias de las vibraciones del suelo del sótano de un edificio situado en las cercanías de un tren (Remington et al., 1987).

## 1.6. Ruido de las industrias

Las actividades industriales constituyen una importante fuente de ruido en todas las sociedades modernas. Su incidencia sobre las personas puede ser directa, cuando éstas están presentes o intervienen de alguna forma en los procesos industriales, o indirecta, cuando se trata de sujetos pasivos a los que alcanzan en mayor o menor medida los ruidos producidos por las instalaciones industriales. En el primer caso (ruido en el interior de las industrias), cabe señalar que el estudio de los efectos sobre la salud de los trabajadores reviste una gran importancia, dada la gravedad que esos efectos pueden llegar a alcanzar en los casos más extremos. En el Apéndice 7 tendremos ocasión de hablar de algunas de estas cuestiones en relación con un sector industrial especialmente ruidoso, el de las industrias textiles, en donde los niveles de presión sonora pueden llegar a alcanzar valores muy elevados. En cuanto al segundo caso (ruido en el exterior de las industrias), cabe señalar ante todo que las industrias son una fuente de contaminación sonora más a considerar entre todas las que existen en nuestras ciudades (tráfico, trenes, aviones, obras públicas, etc.). En este sentido, hay que tener en cuenta que los niveles de contaminación sonora que se producen en los entornos de las zonas industriales no suelen superar los 80 dBA y, en general, se mantienen bastante por debajo de dicho valor. Por consiguiente, el ruido producido por las industrias no supone un riesgo significativo para la audición de las personas que, por ejemplo, residan en su entorno más inmediato, aunque sí que puede ser una fuente de perturbaciones o molestias digna de consideración para muchas de ellas (Lara, 1991).

Como es natural, la contaminación acústica producida por las industrias en las zonas urbanas posee características muy singulares, que la diferencia claramente de la producida por otras fuentes de ruido urbano, tales como el tráfico rodado, los aviones o los trenes. En particular, entre otras características, hay que tener en cuenta que la mayoría de las fuentes sonoras relacionadas con las industrias son estáticas y extensas, y están localizadas en zonas muy definidas de las ciudades o de sus inmediaciones. Como es natural, no podemos olvidar que, salvo casos excepcionales, los establecimientos industriales de cierta entidad suelen estar situados en la actualidad fuera de los espacios urbanos propiamente dichos, en zonas o polígonos industriales. Sin embargo, la presencia de una amplia variedad de pequeñas industrias o talleres sigue siendo un hecho absolutamente generalizado en todas nuestras ciudades, grandes o pequeñas. No es infrecuente el caso en que estas instalaciones se sitúan incluso en los edificios destinados básicamente a viviendas, tanto en sus plantas bajas como en alguno de sus pisos, una circunstancia que aumenta la gravedad de su eventual impacto sonoro sobre los residentes. La solución de estos problemas se puede alcanzar fundamentalmente mediante una planificación adecuada de los usos del suelo y el cumplimiento estricto de todas las normas establecidas en la correspondiente legislación (Lara, 1991).

Los niveles de presión sonora radiados por las industrias al ambiente exterior dependen tanto de los niveles sonoros existentes en su interior como del aislamiento acústico de los oportunos cerramientos. Por otro lado, hay que tener en cuenta que los grandes establecimientos industriales no sólo generan ruido en el desarrollo de los procesos de producción o manipulación que constituyen su actividad principal, sino también en todos los servicios que necesitan para llevar a cabo dicha actividad, tales como cargas y descargas de materiales y productos, operaciones auxiliares, entradas y salidas de trabajadores y clientes, etc. Dependiendo de la naturaleza de las industrias, hay casos en que existen muchas de fuentes de ruido significativas al aire libre o sin la protección de cerramientos significativos desde el punto de vista acústico. Ésta es una razón más para insistir en la necesi-

dad de que las industrias en general, y éstas en particular, se sitúen en polígonos industriales lo más alejados posible de las zonas residenciales. Con todo, debido al crecimiento imparable de los procesos de urbanización en todo el mundo o a diversas circunstancias económicas y sociales, no es nada infrecuente el caso de que algunos polígonos industriales, adecuadamente separados en principio de sus respectivas ciudades, se vean al cabo de los años rodeados por edificios residenciales en los que pueden vivir centenares de personas, una situación que origina muchas quejas por parte de los afectados y cuya responsabilidad no siempre es fácil de establecer.

La evaluación de los niveles de ruido originados por una industria sobre una vivienda situada en sus alrededores (por ejemplo) no presenta demasiadas dificultades en principio, dado que esa evaluación se basa en el conocimiento de los niveles sonoros medidos junto a la fachada de las oportunas instalaciones y de la distancia que separa la vivienda considerada de ese lugar. Como bien sabemos, en condiciones aproximadas de campo libre, la atenuación del nivel sonoro se incrementa en unos 3 dB cada vez que se duplica dicha distancia. En el caso de que las fuentes sonoras de una cierta industria estén situadas en el interior de un cerramiento, las propiedades de aislamiento acústico de ese cerramiento juegan un papel fundamental en la gravedad y eventual corrección del problema. En estos casos, hay que tener muy en cuenta siempre que los elementos más débiles para la transmisión del ruido desde el interior al exterior de los cerramientos suelen ser las ventanas y las puertas existentes en sus fachadas. Considerando todos estos elementos, se puede calcular con relativa facilidad los niveles sonoros existentes en el exterior de una industria partiendo de los valores de los niveles sonoros medidos en su interior (Lara, 1991).

Cuando se pretende reducir el impacto sonoro de una industria sobre una determinada vivienda, por ejemplo, sin alterar las características generales de la industria en cuestión ni el aislamiento acústico de las respectivas fachadas, la única posibilidad que nos queda es actuar sobre el espacio interpuesto entre la industria y la vivienda. La iniciativa más directa en este sentido puede consistir en la construcción de una pantalla acústica entre la fuente y el receptor. Una alternativa equivalente podría estar basada en la interposición de un edificio de naturaleza adecuada (por ejemplo, un gran almacén) entre ambos elementos. En el Capítulo 4 hablaremos con más detalle de estas cuestiones.

### **1.6.1. Principales fuentes de ruido**

En relación con el tema de las fuentes sonoras en las industrias hay que señalar, ante todo, su extraordinaria variedad. En estos medios nos encontramos con ruidos producidos por la existencia de fuerzas muy intensas variables en el espacio y en el tiempo (máquinas rotatorias y alternativas), fuerzas debidas al rozamiento (engranajes de todo tipo), chorros de líquidos o gases a presión (válvulas y eyectores), combustión (motores y quemadores), choques e impactos (martillos neumáticos, taladradoras y remachadoras), etc. En general, el proceso de generación del ruido originado por los diversos tipos de máquinas se suele iniciar con una perturbación mecánica que produce vibraciones más o menos intensas que se transmiten por el cuerpo de las máquinas en cuestión y que excitan sus superficies externas, desde las que se produce una radiación de energía al aire circundante en forma de sonido (Bernal, 1987) (Lara, 1991) (Bell et al., 1994) (Crocker, 1998) (Gerges, 1998).

Cada tipo de máquina o incluso cada tipo de componente básico de esas máquinas tiene unas características propias desde el punto de vista acústico. No creemos necesario entrar en demasiados deta-

lles sobre este tema, para cuyo estudio aconsejamos recurrir a la bibliografía especializada. En particular, es muy difícil dar cifras siquiera aproximadas en relación con los niveles sonoros producidos por las máquinas, dado que éstos dependen tanto de su naturaleza intrínseca como de sus condiciones operativas y de su estado de mantenimiento. A título ilustrativo, nos parece interesante reproducir a continuación algunos de los resultados encontrados en una amplia serie de medidas realizadas "in situ" de los niveles medios de presión sonora emitidos por algunas máquinas propias del sector del metal en industrias típicas de calderería, carpintería de aluminio, cerrajería, reparación de automóviles, entre otras, tales como cizallas (92 dBA), grupos de soldadura (81 dBA), muelas de pie (99 dBA), plegadoras (79 dBA), muelas radiales (106 dBA), prensas (99 dBA), dobladoras (107 dBA), fresadoras (100 dBA), rectificadoras (79 dBA), compresores (86 dBA), pulidoras (88 dBA), etc. Obsérvese que la mayoría de los niveles sonoros producidos por todas estas máquinas superan los 80 dBA y que, en algunos casos, los niveles sobrepasan los 100 dBA. Se ha observado que los niveles sonoros suelen ser más elevados para las frecuencias altas que para las bajas. Es importante señalar que una buena parte de las industrias consideradas en el estudio al que nos estamos refiriendo aquí eran de pequeño tamaño y estaban situadas tanto en polígonos industriales como en núcleos urbanos (Querol et al., 1993).

### **1.6.2. El control del ruido en las industrias**

Aunque en el Capítulo 4, dedicado al control de la contaminación sonora, nos ocuparemos de nuevo de algunas de estas cuestiones, nos parece oportuno concluir este apartado con algunas sugerencias concretas para tratar de reducir los niveles de ruido en las industrias. Entre otras, las posibles alternativas se basarían en reemplazar algunas de las máquinas por otras menos ruidosas, modificar los mecanismos o elementos más ruidosos de algunas máquinas (por ejemplo, instalando silenciadores o cambiando los engranajes), encerrar algunas partes de la máquina o toda ella si es posible con paredes aislantes, instalar paneles viscoelásticos en algunas planchas o estructuras de las máquinas con el fin de amortiguar sus vibraciones, montar los elementos móviles de la máquina (motores) o incluso toda la máquina sobre sistemas aisladores de vibraciones, aplicar absorbentes acústicos en las paredes y techos de los recintos, redistribuir la maquinaria de la mejor forma posible en los locales disponibles. Como es natural, todas estas medidas reducirían los niveles de presión sonora producidos por la industria y emitidos al exterior de sus instalaciones, y, al mismo tiempo, mejorarían las condiciones ambientales en que se encuentran sus trabajadores. En este último sentido, cabría también tomar en consideración otras medidas adicionales, tales como la instalación de pantallas absorbentes que aislen a las máquinas especialmente ruidosas del resto de las instalaciones, el suministro de protectores personales a los trabajadores o la restricción de los tiempos de permanencia de los trabajadores en ciertas zonas de la industria particularmente ruidosas (Bernal, 1987) (Bell et al., 1994) (Gerges, 1998).

### **1.7. Ruido comunitario**

El concepto de ruido comunitario es muy amplio y en ocasiones no muy bien comprendido. En general, se entiende por ruido comunitario aquél que está producido por una amplia variedad de fuentes sonoras asociadas a actividades o equipamientos que funcionan para satisfacer las diferentes necesidades de una determinada comunidad. En un sentido general y a gran escala, es decir, en

el ámbito de toda una ciudad, se podrían incluir en esta categoría los servicios de recogida de basuras, los mercados y establecimientos comerciales, los estadios o pabellones deportivos, los locales de espectáculos y de ocio, las escuelas y centros culturales, las obras públicas y la construcción, o incluso los talleres y pequeñas industrias insertas en el tejido urbano, entre otros. Aunque algunas de las actividades o equipamientos que acabamos de citar no son especialmente ruidosas, su funcionamiento puede suponer el movimiento de muchas personas y vehículos de todo tipo, con el consiguiente impacto sonoro indirecto sobre los ciudadanos. Éste sería el caso, por ejemplo, de la afluencia de público a los mercados o grandes superficies, a los locales de ocio o espectáculos, o la de numerosos niños y padres a las puertas de los colegios al iniciar o finalizar el horario escolar (Perera, 1991).



*Figura 1.28. Ruido comunitario. Imagen del Mercado Central de Valencia.*

A una escala considerablemente menor, por ejemplo, a nivel de un edificio de viviendas, se suele considerar como ruido comunitario el producido por todos los servicios e instalaciones generales de que dispone ese edificio, incluso teniendo en cuenta el ruido que suelen generar los propios residentes en sus actividades cotidianas y que, como es natural, afecta y puede molestar a todos los demás vecinos de ese mismo edificio o de su entorno inmediato.

### **1.7.1. El ruido de los sistemas de transporte público**

La casuística que ofrecen los dos grandes grupos de fuentes de ruido comunitario (a nivel del conjunto de una ciudad y a nivel de los edificios) es tan grande que creemos que estaría fuera de lugar hablar aquí pormenorizadamente de todas las fuentes sonoras que se podrían incluir en alguna de estas dos categorías. En particular, y por lo que se refiere a los transportes comunitarios (autobuses, trenes, metro, taxis, etc.), poco se puede añadir a lo ya expuesto en los apartados dedicados a estudiar el ruido de tráfico o de trenes, al menos por lo que se refiere a las características de las correspondientes fuentes y a los métodos de evaluación de su impacto sonoro.

Sin embargo, dada su singularidad, sí que puede ser oportuno dedicar algunas líneas a dos tipos de transporte público abandonados en nuestro país hace ya algún tiempo (aunque en algunos

casos, en proceso de recuperación actualmente), los tranvías y los trolebuses, dos tipos de vehículos que se caracterizan precisamente por ser muy respetuosos con el medio ambiente y, en especial, por los relativamente bajos niveles de emisión sonora que suelen producir. Los niveles de ruido medios de los tranvías que circulan hoy en día en un buen número de ciudades europeas y en algunas españolas, en los que las llantas metálicas de las ruedas, así como los raíles sobre los que se desplazan, han sido sometidos a un tratamiento especial con el fin de reducir su emisión sonora, varían entre los 70 dBA y 80 dBA para una velocidad del orden de 40 km/h, dependiendo del modelo de vehículo y de los sistemas de fijación de los raíles al suelo (Perera, 1991).



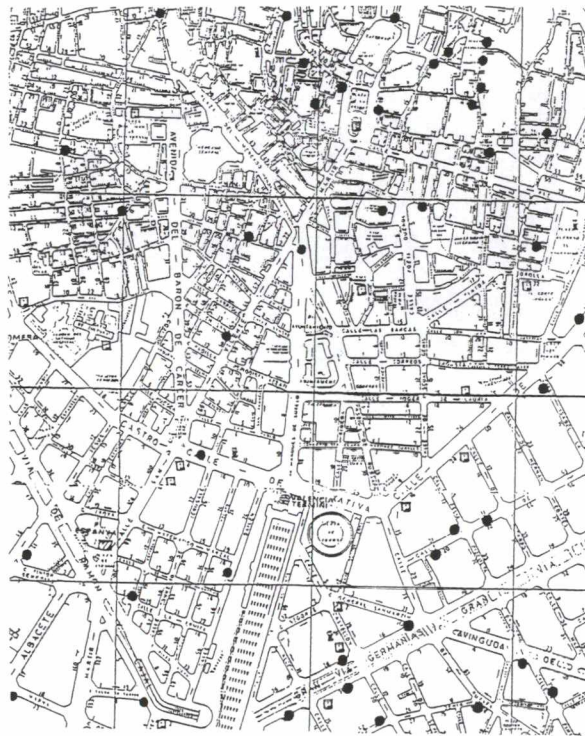
*Figura 1.29. Un medio de transporte público en fase de recuperación. Imagen de un tranvía moderno circulando por las calles de Valencia.*

### **1.7.2. El ruido de las obras públicas y la construcción**

Dentro del apartado del ruido comunitario, a nivel de toda la ciudad, no hay duda de que la contaminación sonora asociada con las obras públicas y la construcción ocupa un lugar especialmente destacado. El factor clave de esta situación radica en la utilización por parte de este tipo de actividades de una amplia variedad de maquinaria, que con frecuencia es de gran tamaño y muy ruidosa. Al parecer, por razones de eficacia y costes, los índices de utilización de maquinaria pesada ha aumentado en tiempos recientes, con las consiguientes molestias para los afectados, que deben soportar su funcionamiento durante buena parte del día, en ocasiones a lo largo de muchos meses. Como fuentes de ruido secundarias, cabe destacar muy especialmente el importante tráfico de vehículos pesados de toda clase (camiones, volquetes, hormigoneras, etc.), que este tipo de actividades utilizan normalmente y con profusión, y cuyo acceso a las zonas de obras se produce a veces por lugares poco o nada habituados a la presencia de estos vehículos.

En general, es muy difícil evaluar el impacto global que las actividades de obras públicas y construcción producen sobre los residentes en una gran ciudad en su conjunto. Aunque se han llevado a cabo algunos trabajos en este sentido, el interés de los resultados obtenidos es cuestionable. De lo que no hay duda es de que estamos ante una fuente de molestias muy significativa en cualquier

ciudad. Para ilustrar esta afirmación, nos ha parecido oportuno reproducir en la Figura 1.30 el plano del centro de la ciudad de Valencia, en el que se indica la presencia de obras públicas o construcción de cierta entidad, tal como se advirtió en una meticulosa inspección visual realizada personalmente por el autor de este libro hace ya algunos años. Aunque la abundancia de obras en curso que se detectaron en esta zona urbana es sorprendente, estamos seguros de que esa situación no era excepcional, sino que se puede extrapolar fácilmente a otros muchos entornos urbanos de nuestro país en la actualidad.



*Figura 1.30. Mapa del centro de Valencia en el que se muestra la localización de obras públicas o construcción (prospección realizada en 1990).*

Como es natural, los niveles sonoros producidos en las obras públicas y de construcción varían considerablemente de unos casos a otros, dependiendo de la naturaleza de los trabajos que se están llevando a cabo en un momento determinado (tales como la demolición de las estructuras antiguas, preparación del terreno, trabajos de excavación, obras de cimentación, levantamiento de las estructuras, obras de pavimentación, etc.) y de la naturaleza y características de la maquinaria utilizada en cada caso. A título orientativo, bastará con indicar que dichos valores pueden variar entre los 65 dBA (durante la fase de levantamiento de estructuras, forjados y muros en la construcción de edificios de viviendas, cuando la utilización de maquinaria es

escasa) y los 90 dBA (durante los trabajos de excavación y acondicionamiento de firmes de los edificios u obras públicas, en los que suelen estar presentes muchas máquinas particularmente ruidosas). Evidentemente, a la hora de predecir el impacto sonoro que pueden originar unas determinadas obras, no sólo hay que tener en cuenta los factores que acabamos de mencionar, sino también la importancia de las obras a realizar (el impacto sonoro producido por la construcción de un edificio de viviendas aislado es sensiblemente menor que el originado por la construcción de un gran conjunto residencial o comercial, constituido por varios edificios y zonas de servicios). La situación del proyecto en relación con las zonas consolidadas y habitadas de la ciudad, o la duración de las obras, son también factores de gran importancia a la hora de valorar las molestias que todas estas actividades pueden producir sobre los residentes más próximos al lugar (Perera, 1991).



*Figura 1.31. Ruido producido por las obras públicas y construcción. Imagen de una pala excavadora en plena actividad.*

A efectos metodológicos, la maquinaria utilizada en este tipo de trabajos se puede clasificar en tres grandes categorías: maquinaria para el movimiento de tierras (excavadoras, bulldozers, palas mecánicas, perforadoras, apisonadoras, etc.), maquinaria para el transporte y manipulación de los materiales (camiones, volquetes, grúas, mezcladoras, instalaciones de bombeo, etc.) y maquinaria de carácter estático (bombas, generadores eléctricos, compresores, sierras, etc.). En la Figura 1.32 se indican los valores típicos de los niveles sonoros medios producidos las máquinas más usuales en las obras públicas y construcción.

A la vista de toda la información que estamos recopilando en el presente apartado, cabe concluir que la contaminación sonora producida por las obras públicas y la construcción en los medios urbanos es un problema muy serio, con evidentes repercusiones sobre la comunidad, al que, en nuestra opinión, no se le ha prestado hasta ahora la debida atención. Sin duda alguna, la falta de una adecuada planificación en la realización de estos trabajos (cuya necesidad para la sociedad nadie discute) y el desinterés que las empresas o las entidades responsables suelen mostrar por minimizar su impacto agravan notablemente sus efectos negativos sobre un elevado número de residentes urbanos.



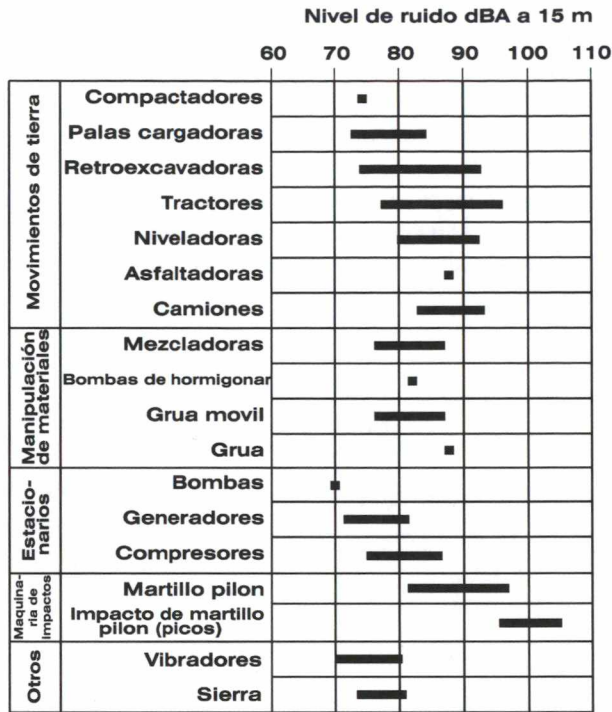


Figura 1..32. Valores típicos de los niveles de ruido producidos por los diferentes tipos de máquinas utilizadas en obras públicas y construcción (Perera, 1991).

### 1.7.3. El ruido de las instalaciones y servicios

Por lo que se refiere al tema del ruido comunitario a nivel de los edificios de viviendas (y otras construcciones similares, como residencias, hoteles, etc.), hay que llamar la atención ante todo sobre la importancia creciente que han experimentado sus instalaciones en los tiempos recientes, como consecuencia de las naturales exigencias de comodidad y bienestar por parte de sus propietarios o usuarios. Hoy en día es absolutamente normal, por ejemplo, que todas las viviendas de nivel medio estén dotadas de ascensores, calefacción, aire acondicionado, instalaciones de agua caliente o garajes, además de disponer de una gama muy extensa de electrodomésticos, tales como teléfono, equipos de radio y televisión, lavadoras o lavavajillas, entre muchos otros aparatos o dispositivos. Desde el punto de vista que estamos tratando en este apartado, las fuentes de contaminación sonora existentes en el interior de los edificios residenciales se pueden clasificar en tres grandes grupos: los equipos e instalaciones de uso comunitario, los equipos e instalaciones propias de cada vivienda en particular y las actividades desarrolladas por las personas que ocupan tales edificios (Perera, 1991).

Dentro del primero de estos tres grupos, cabe considerar, entre otras, las instalaciones de calefacción, fontanería y ascensores, que generalmente forman parte de la edificación considerada como un todo. Aun cuando, por razones de brevedad, no vamos a entrar en la casuística que caracteriza

técnicamente a cada uno de estos elementos, sí que queremos indicar que las instalaciones de calefacción y fontanería poseen un elemento en común, las conducciones o canalizaciones de agua o gas. En estos casos, hay que recordar siempre que la circulación de un fluido por una canalización puede ser fuente de importantes vibraciones y ruidos como consecuencia de las turbulencias originadas en su seno por efecto de las irregularidades en la conducción (estrechamientos, codos, sifones, etc.) o alteraciones en el correspondiente flujo. A este respecto, hay que tener presente que el nivel sonoro producido por la circulación de un fluido por una canalización es proporcional a la sexta potencia de la velocidad de circulación, lo que significa que duplicar esa velocidad supone incrementar los niveles sonoros originados por esta causa en unos 18 dB. Todos estos comentarios apuntan a la necesidad de que las conducciones no presenten irregularidades y de que los fluidos que circulan por ellas lo hagan a las velocidades más bajas posibles. El tema es importante, dado que cualquier perturbación producida en una canalización se transmite con gran facilidad a las estructuras del edificio (Perera, 1991).

Por lo que respecta a las calderas y quemadores de gas de los sistemas de calefacción o agua caliente, es importante tener en cuenta que el origen de los ruidos que suelen producir está relacionado sobre todo con la combustión propiamente dicha o con las turbulencias originadas por la salida del gas a presión a través de los correspondientes inyectores (Perera, 1991).

El funcionamiento de los ascensores y montacargas, durante cualquier hora del día o de la noche, puede originar también importantes problemas de ruido en algunos edificios. En este caso, las principales fuentes de ruido están localizadas en los motores de accionamiento, los dispositivos de apertura y cierre de las puertas o las guías o carriles de conducción. Los ruidos producidos en el interior de una vivienda por las paradas y arrancadas de los ascensores pueden alcanzar fácilmente los 60 dBA, con un predominio de las frecuencias bajas. El hecho de que estas frecuencias sean relativamente difíciles de aislar hace necesario poner un especial cuidado en separar los automatismos del ascensor de las estructuras del edificio en el que se encuentra, mediante el uso de elementos antivibratorios adecuados (Perera, 1991).

Nos parece oportuno concluir este apartado con una breve referencia a los numerosos electrodomésticos de todo tipo de que actualmente disponen la mayoría de nuestras viviendas. Dada la enorme diversidad de tipos, modelos y marcas es muy difícil dar valores representativos sobre los niveles sonoros que produce su funcionamiento. Subrayando su carácter indicativo, vamos a recoger a continuación los valores medios de los niveles sonoros producidos por el funcionamiento normal de algunos de estos dispositivos, medidos a un metro de distancia: batidora (72 dBA), licuadora (86 dBA), lavadora (64 dBA), lavavajillas (71 dBA), calentador de agua (63 dBA), aspiradora (75 dBA), ventilador (41 dBA), secador de pelo (70 dBA), máquina de afeitarse (76 dBA), etc. Dado que los niveles sonoros mencionados no son demasiado elevados, su impacto sobre las viviendas colindantes no suele ser significativo, por supuesto, siempre y cuando el funcionamiento de los mencionados electrodomésticos no tenga lugar a horas intempestivas. Esa misma exigencia de respeto hacia los demás se debe aplicar también al ruido que producen las propias personas que ocupan una vivienda, asociado a acciones o actividades tan diferentes como caminar por la casa con tacones, realizar juegos ruidosos por parte de los niños, escuchar la televisión o la radio a volumen elevado, gritar o hablar con voz fuerte (en fiestas o reuniones con familiares o amigos), entre otras muchas (Perera, 1991).

## Capítulo 2

### Evaluación de la contaminación acústica

#### 2.1. Propiedades del sonido

En el presente apartado pretendemos revisar muy brevemente algunos conceptos básicos sobre el sonido, limitándonos al mínimo imprescindible para poder comprender mejor las características más relevantes del fenómeno de la contaminación acústica, tema central de este libro. Para profundizar en estos conceptos, o aclarar algunas dudas, recomendamos consultar algunos de los muchos y buenos libros de acústica de que disponemos en la actualidad, con diferentes niveles y enfoques (Crawford, 1971) (Pierce, 1981) (Smith et al., 1985) (Beranek, 1988) (Kinsler et al., 1990) (Recuero, 1991) (Tipler, 1992) (Crocker, 1998).

##### 2.1.1. Consideraciones generales

Para empezar, nos parece importante llamar la atención sobre el hecho de que una parte significativa de nuestro conocimiento del mundo físico se adquiere a través del oído o de la vista. En ambos casos, la información que llega a estos órganos tiene su origen en puntos más o menos distantes de ellos, es decir, tarda un cierto tiempo en ser recibida a partir del momento en que se produce. En el caso del sonido, las perturbaciones mecánicas que se originan en el foco o fuente sonora producen determinadas alteraciones (igualmente de tipo mecánico) en el medio material en el que se propagan. El avance de estas perturbaciones en dicho medio constituye lo que denominamos ondas sonoras.

Podemos considerar que un medio material elástico está constituido por una sucesión tridimensional de un número muy alto de partículas en equilibrio, átomos o moléculas. Entre todas estas partículas se ponen de manifiesto fuerzas atractivas y repulsivas de naturaleza más o menos compleja. Este sistema se comporta aproximadamente igual a como lo haría una serie de péndulos unidos por muelles elásticos. Cuando, gracias a una aportación de energía externa, una de estas partículas entra en vibración (con una amplitud y una frecuencia determinadas), las partículas próximas hacen otro tanto, aunque con un cierto retraso en relación con la primera. La propagación de la vibración original a través del medio considerado, y con ello, la propagación de energía, constituye la base de lo que denominamos onda sonora. Es importante señalar que en la propagación de una onda sonora no se produce un desplazamiento neto de tales partículas (que se limitan simplemente a oscilar respecto a sus posiciones de equilibrio), sino que se transmite energía y, en consecuencia, información, a través del medio material considerado. Así pues, una onda sonora consiste fundamentalmente en ciertos movimientos regulares de las partículas del medio transmisor que se superponen a los movimientos propios de dichas partículas (sobre este particular, cabe recordar los aspectos relacionados con el oscilador armónico simple, las oscilaciones amortiguadas y las

oscilaciones forzadas). Tras avanzar por el medio considerado, generalmente aire, estas variaciones de presión pueden llegar hasta el oído humano, provocando en el tímpano unas vibraciones forzadas que afectan a los nervios auditivos y producen finalmente en nuestro cerebro una determinada sensación.

Atendiendo a las características del movimiento de las partículas que constituyen el medio en que se propagan, existen dos tipos de ondas sonoras. Cuando el movimiento de dichas partículas es perpendicular a la dirección de propagación de la onda, estamos ante una onda transversal. Estas ondas están asociadas con la propagación del sonido en sólidos o en líquidos altamente viscosos. Cuando el movimiento de las partículas del medio respecto a su posición de equilibrio tiene lugar en la misma dirección de propagación de la onda, el resultado es una onda longitudinal. Las ondas sonoras producidas en los gases (que nos interesan especialmente en nuestro caso) son longitudinales: el avance de las ondas consiste en una serie de compresiones y enrarecimientos del medio material considerado. Hacemos un inciso para recordar que las ondas luminosas son transversales y de naturaleza electromagnética, siendo capaces de propagarse tanto a través de medios materiales como del vacío.

En la Figura 2.1 se representa la generación de una onda sonora en un medio gaseoso (aire) mediante un émbolo que oscila hacia atrás y adelante con una amplitud  $a$  (metros) y una frecuencia  $f$  (oscilaciones/segundo). Cuando el émbolo se mueve hacia adelante, comprime el medio y origina una onda de compresión que se desplaza con el émbolo. Cuando el émbolo se mueve hacia atrás, se produce una rarefacción o región de presión reducida, que no es más que una perturbación de signo diferente a la anterior y que, al igual que ella, se propaga en el medio a partir del lugar donde se produce.

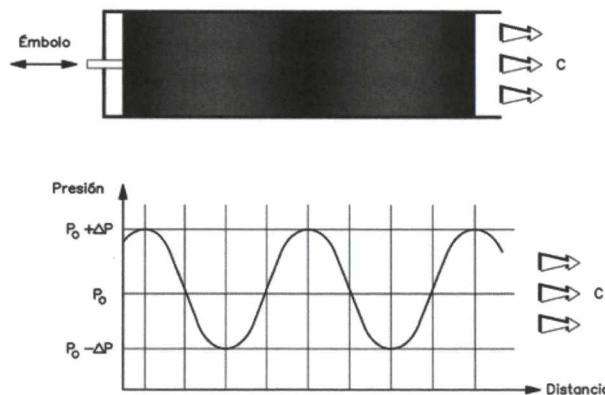
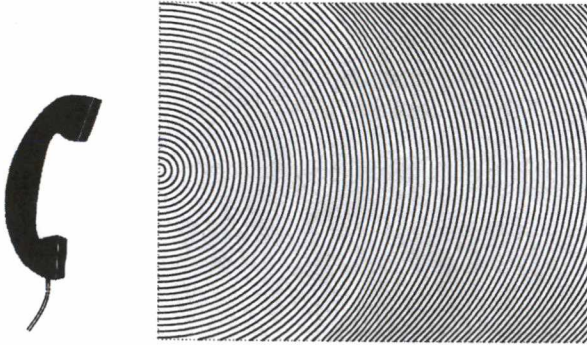


Figura 2.1. Generación de ondas sonoras planas en el aire como consecuencia del movimiento oscilatorio de un émbolo.

En la Figura 2.2 se reproduce una visualización gráfica (fotografía) de la propagación de las ondas sonoras producidas por el timbre de un teléfono. Esta visualización se ha conseguido barriendo el espacio situado junto al teléfono con una lámpara cuyo brillo está controlado por un micrófono.



*Figura 2.2. Visualización de la propagación de las ondas sonoras producidas por el timbre de un teléfono (Tipler, 1992).*

En particular, en el caso de las ondas sonoras que se propagan en el aire, las fluctuaciones de presión se producen por encima y por debajo de la presión atmosférica, cuyo valor normal es de 760 mm Hg, o lo que es lo mismo  $1'013 \cdot 10^5$  Pa o  $\text{N/m}^2$ . La cuantía de las fluctuaciones se mantiene generalmente en el intervalo comprendido entre  $2 \cdot 10^{-5}$  Pa (considerado convencionalmente como el umbral de audición) y 200 Pa (considerado como el umbral de dolor).

### **2.1.2. Propagación de las ondas sonoras**

Es importante tener presente en cualquier caso que, dado que se trata de un fenómeno ondulatorio, el sonido posee todas las propiedades generales de las ondas. En consecuencia, los sonidos pueden ser reflejados y refractados. Pueden superponerse también unos con otros para dar lugar a los fenómenos de interferencia. En este sentido, bastará con recordar ahora que la reflexión se presenta cuando una cierta onda sonora alcanza la superficie de separación de dos medios distintos, que difieren entre sí por su densidad o por sus propiedades elásticas, y cambiando de dirección retrocede hacia el medio en el que venía propagándose anteriormente. La refracción consiste en una alteración en la dirección de propagación de una onda cuando ésta cambia de medio, y está motivada por la variación en la velocidad de propagación que experimenta dicha onda cuando pasa de uno a otro medio. La interferencia entre dos ondas tiene lugar cuando en un mismo medio se propagan dos movimientos ondulatorios diferentes y éstos se superponen, de forma tal que los respectivos movimientos ondulatorios se ven reforzados o reducidos, según que ambos movimientos estén en fase (interferencias constructivas) o en oposición de fase (interferencias destructivas). Este último fenómeno está relacionado con el de la difracción, que consiste fundamentalmente en la desviación que experimentan las ondas que bordean los obstáculos interpuestos en su camino (Crawford, 1971).

Como ya hemos indicado anteriormente, las dos cualidades básicas de una onda sonora son su amplitud (relacionada con la energía que transporta la onda) y su frecuencia (que representa el número de oscilaciones realizadas por las partículas del medio por unidad de tiempo, y que se mide en hercios). La frecuencia es precisamente la cualidad que nos permite distinguir entre sonidos graves (frecuencias bajas) y sonidos agudos (frecuencias altas). Sin embargo, la inmensa mayoría de los sonidos que percibimos en nuestra vida cotidiana no suelen ser puros, es decir, no tienen una frecuencia única y bien definida. Como caso excepcional, el sonido que emite un diapasón es prácticamente puro. Por el contrario, los sonidos producidos por una guitarra, una máquina o nuestra propia voz están formados por diferentes componentes (generalmente muchos) de frecuencias diferentes. En la Figura 2.3 se representan las dos características básicas (funciones temporales y frecuencias) de diferentes sonidos. En la parte superior de esta figura (a) se representa un sonido puro (senoide), es decir un sonido con una determinada amplitud y una frecuencia única. En la figura (b) se representa el sonido que se obtiene como resultado de componer dos sonidos puros con amplitudes diferentes y con frecuencias  $f_0$  (sonido fundamental) y  $3f_0$  (armónico), respectivamente. En la figura (c) se repre-

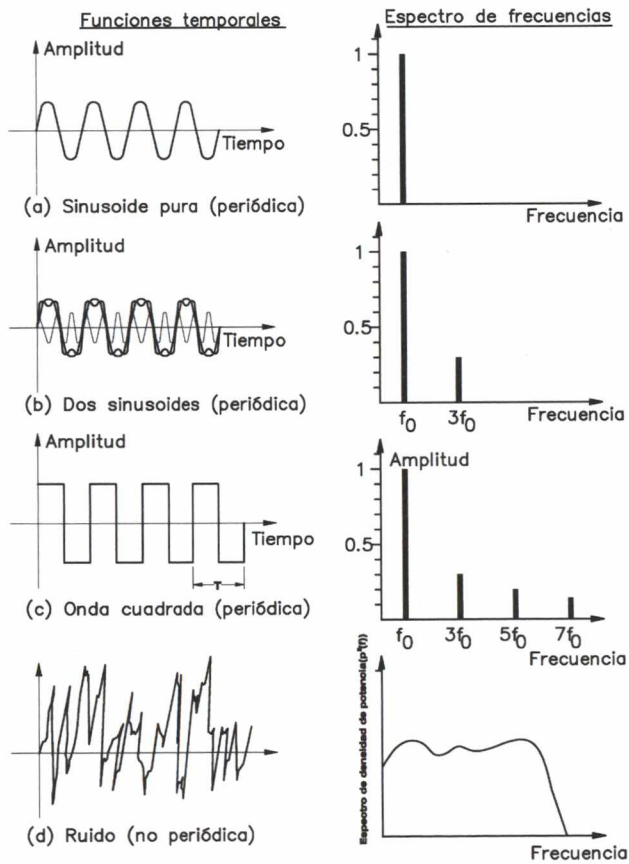


Figura 2.3. Funciones temporales y espectros de frecuencias de diferentes tipos de sonidos.

senta el sonido resultante de componer o sumar una serie infinita de sonidos puros con frecuencias  $f_0$ ,  $3f_0$ ,  $5f_0$ ,  $7f_0$ , etc., lo cual da lugar a una onda cuadrada. Obsérvese que, hasta aquí, los espectros de frecuencias del sonido resultante son siempre discretos, con componentes claramente diferenciadas. Como contraste con estas situaciones, en la figura (d) se representa lo que denominamos un ruido, es decir, un sonido de carácter no periódico constituido por un número muy elevado de frecuencias que no guardan entre si ninguna relación armónica (espectro continuo).

La velocidad de propagación de las ondas sonoras en un medio material depende de la naturaleza de ese medio. Por ejemplo, en el caso de un líquido, la velocidad  $c$  del sonido viene dada por la expresión siguiente:

$$c = \sqrt{Q/\rho}$$

donde  $Q$  representa el módulo de compresibilidad del líquido en cuestión y  $\rho$  su densidad. En el caso del agua, el módulo de compresibilidad  $Q = 2'16 \cdot 10^9$  N/m<sup>2</sup> y la densidad  $\rho = 103$  kg/m<sup>3</sup>, y por lo tanto  $c = 1.470$  m/s, aproximadamente.

En el caso de que el sonido se propague en una varilla metálica delgada y larga, se puede utilizar la misma expresión anterior, aunque sustituyendo el módulo de compresibilidad  $Q$  por el módulo de Young  $E$ , es decir:

$$c = \sqrt{E/\rho}$$

En el caso de las ondas sonoras propagándose en un gas, el módulo de compresibilidad  $Q$  es proporcional a la presión  $p$  de éste, que, a su vez, es proporcional a la densidad  $\rho$  y a la temperatura absoluta  $T$  del gas en cuestión. En consecuencia, el cociente  $Q/\rho$  es independiente tanto del volumen como de la presión del gas y es simplemente proporcional a su temperatura  $T$ . Por todo ello, en condiciones ideales, la primera ecuación se convierte en:

$$c = \sqrt{(\gamma \cdot p/\rho)} = \sqrt{(\gamma \cdot RT/M)}$$

donde  $\gamma$  es la constante adiabática de los gases, cuyo valor depende de la naturaleza del gas (de valor aproximadamente igual a 1'4 para los gases diatómicos),  $R$  es la constante universal de los gases ideales (que vale  $8'314 \cdot 10^3$  J/gr.Kmol),  $T$  es la temperatura absoluta del gas en el que se propagan las ondas sonoras, y  $M$  es la masa molecular del gas en cuestión, que para el aire vale aproximadamente 28'8 kg/Kmol. En el caso del aire a una temperatura de 20° C (es decir, 293° Kelvin), se encuentra que  $c = 344$  m/s, un resultado que coincide muy bien con el obtenido en medidas experimentales.

Considerando específicamente la propagación del sonido en el aire, cabe observar que, dado que, a cualquier temperatura, la presión y la densidad de cualquier gas varían proporcionalmente (estrictamente, en condiciones de gas ideal), la velocidad del sonido en el aire no depende de la presión atmosférica. Por otro lado, como acabamos de ver, dicha velocidad varía proporcionalmente a la raíz cuadrada de la temperatura absoluta. Finalmente, y dado que los pesos moleculares de los gases que constituyen la atmósfera son 28 para el nitrógeno y 32 para el oxígeno, mientras que el peso molecular del vapor de agua es 18, la velocidad del sonido será algo mayor en una atmósfera húmeda que en otra seca. Sin embargo, este efecto viene compensado, en parte, por la presencia de la constante adiabática en la correspondiente fórmula para todos estos gases. Estas consideraciones son importantes a la hora de estudiar la propagación de las ondas sonoras en espacios abiertos, en los que las condiciones ambientales existentes en un momento dado juegan un papel significativo.

El estudio de la propagación del sonido en espacios exteriores presenta muchas dificultades, originadas sobre todo por la gran cantidad de factores que intervienen en el proceso. A efectos prácticos, estos factores se pueden ubicar en alguno de los grandes grupos siguientes: la disminución de amplitud (y por lo tanto, intensidad) de las correspondientes ondas, los efectos derivados de la presencia del suelo (reflexión y absorción), la absorción de energía sonora en el medio de propagación (aire), la refracción de las ondas sonoras en el aire, las turbulencias atmosféricas y las perturbaciones de diversa naturaleza originadas por la presencia de obstáculos. La estrategia más usual para estudiar estas cuestiones se basa en la utilización de modelos teóricos, complementando sus predicciones con los resultados de las observaciones experimentales realizadas al respecto (Arenal, 2002). A título ilustrativo, en las Figuras 2.4 y 2.5 se representa la curvatura que experimentan las ondas sonoras que se propagan en espacios abiertos como consecuencia de la existencia de gradientes en la velocidad del viento y la temperatura.

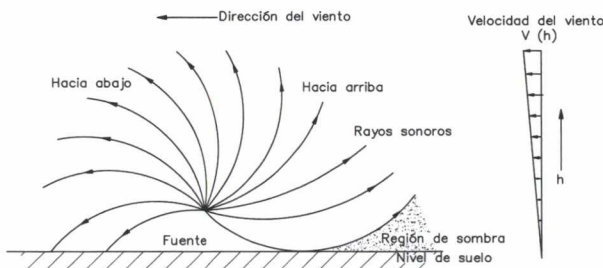


Figura 2.4. Curvatura de los rayos de las ondas sonoras motivada por la existencia de un gradiente en la velocidad del viento (Brambilla, 2001).



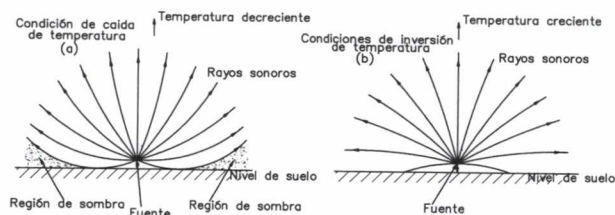


Figura 2.5. Curvatura de los rayos de las ondas sonoras motivada por la existencia de un gradiente en la temperatura del aire (Brambilla, 2001).

También es oportuno recordar que, cuando el medio en que se propaga una onda sonora es isótropo (caso del aire), la velocidad es la misma en todas direcciones. En condiciones ideales de campo libre, la propagación de las ondas sonoras tiene lugar mediante ondas esféricas. En este caso, todos los puntos equidistantes del centro de perturbación (situados sobre una superficie esférica) se encuentran siempre en fase y constituyen una superficie de onda o lugar geométrico de puntos en idéntico estado de vibración. Sin embargo, en la práctica, las cosas no suelen ser tan sencillas. Por ejemplo, en la propagación de las ondas sonoras en los espacios urbanos, las ondas emitidas por una fuente suelen encontrar numerosos obstáculos hasta llegar a un determinado receptor y se producen una serie de fenómenos propios de las ondas sonoras (reflexión, difusión, absorción, etc.), cuyo conocimiento preciso reviste una gran importancia a la hora de evaluar un impacto sonoro o sugerir algunas estrategias de control de la contaminación sonora en esos medios (Recuero, 1991) (Calvo-Manzano, 1991) (Querol, 1994) (Crocker, 1998).

### 2.1.3. Intensidad y potencia acústica

Las ondas monodimensionales (por ejemplo, las ondas planas producidas por el movimiento armónico simple de un émbolo, de las que ya hemos hablado anteriormente) se propagan en una sola dirección. Las ondas superficiales que avanzan por la superficie de un estanque o en una cubeta de ondas (originadas por el movimiento armónico de una fuente puntual que se mueve hacia arriba y hacia debajo de esa superficie) se propagan en un plano y sus frentes de onda son circunferencias concéntricas. En el caso particular de un foco sonoro puntual emitiendo en espacios abiertos (aire), las ondas producidas se propagan en tres dimensiones. Como acabamos de ver, estas ondas se mueven alejándose del foco con la misma velocidad  $c$  en todas direcciones y, en ausencia de perturbaciones, los frentes de onda son superficies esféricas concéntricas. El movimiento de los frentes de onda puede indicarse mediante "rayos", que son simples líneas geométricas trazadas de forma tal que todos sus puntos sean perpendiculares a los frentes de onda. En el caso de las ondas esféricas, estos rayos son rectas radiales (véanse las Figuras 2.4 y 2.5).

Es sumamente importante saber que toda fuente sonora posee una cierta potencia  $P$ , es decir, emite al espacio una cierta cantidad de energía por unidad de tiempo (medida en watios). La potencia sonora de una fuente es una cualidad fundamental a la hora de evaluar su posible impacto sonoro. Las potencias de las diferentes fuentes sonoras varían considerablemente de unas a otras y, en la mayoría de los casos, son extraordinariamente bajas. A continuación ofrecemos algunos valores de esta magnitud a título de ejemplos:

Una conversación con voz normal .....	$7 \cdot 10^{-6}$ W
Nota muy fuerte de un cantante .....	$2 \cdot 10^{-3}$ W
Fortísimo de trompeta .....	$3 \cdot 10^{-1}$ W
Sirena de alarma de una ambulancia .....	$3 \cdot 10^{+3}$ W

Para ser conscientes de la insignificancia de estas potencias sonoras, bastará con indicar que con la energía emitida por un fortísimo de trompeta, y suponiendo que toda esa energía se transformara en calor, tardaríamos unas veinte horas en calentar un litro de agua entre  $10^\circ\text{C}$  y  $20^\circ\text{C}$ . Las minúsculas cantidades de energía transportadas por una onda sonora no nos deberían sorprender demasiado si tenemos en cuenta la pequeñísima amplitud de las vibraciones que efectúan las partículas del medio material que las transmite (del orden de  $10^{-6}$  mm) o las insignificantes variaciones de presión determinadas por tales ondas (del orden de  $10^{-6}$  Pa). Lo realmente sorprendente del caso es que el oído humano puede percibir las.

Vamos a suponer que una fuente sonora es puntual y que emite energía sonora de forma homogénea hacia todos los puntos del espacio (condiciones ideales). Si no se produjeran pérdidas en el medio en que nos encontramos (algo que en realidad no sucede nunca), dicha energía atravesaría cualquier superficie cerrada virtual que rodeara por completo a dicha fuente. Cuando un cierto foco puntual emite ondas sonoras uniformemente en todas direcciones, la energía a una distancia  $r$  de ese foco estará distribuida regularmente sobre una corteza esférica de radio  $r$  y superficie  $4\pi r^2$ . La intensidad sonora en un punto dado del espacio representa la cantidad de energía que atraviesa cada segundo una superficie unidad perpendicular a la dirección de propagación de la onda en cuestión y situada en dicho punto. En consecuencia, su valor viene dado por la expresión siguiente:

$$I = P / 4\pi r^2$$

Como indica esta expresión, la intensidad del sonido producido por una fuente sonora en un punto situado a una cierta distancia de ella es proporcional a la potencia sonora de dicha fuente e inversamente proporcional al cuadrado de la distancia que separa la fuente del receptor (nominalmente). Esta relación indica, por ejemplo, que cuando se duplica la distancia que nos separa de un foco sonoro, la correspondiente intensidad sonora se reduce nominalmente a la cuarta parte del valor inicial. Este hecho tiene gran importancia práctica. Cabe tener presente también que, de acuerdo con la anterior definición, la intensidad se mide en  $\text{J/m}^2\cdot\text{s}$ , o lo que es lo mismo, en  $\text{W/m}^2$ .

#### 2.1.4. Sensación sonora

En realidad, la intensidad de un sonido puede considerarse desde dos puntos de vista, el físico u objetivo (que contempla esa cualidad del sonido como una magnitud física más, a todos los efectos) y el fisiológico o subjetivo. Este segundo punto de vista nos conduce al concepto de sensación sonora.

Es relativamente fácil comprobar que no existe proporcionalidad entre la intensidad física de un sonido que llega al oído de una persona y la sensación sonora que produce en ella. En particular, cuando dos focos sonoros idénticos actúan simultáneamente no producen una sensación doble que la de uno solo. Esto se debe al hecho de que la sensación sonora obedece aproximadamente a la ley psicofísica de Weber-Fechner, que establece que la sensación es función lineal del logaritmo de la excitación. En otras palabras, la sensación aumenta en progresión aritmética cuando la excitación lo hace en progresión geométrica.

Concretamente, si designamos por  $S_1$  y  $S_2$  las sensaciones producidas por dos sonidos de intensidades respectivamente iguales a  $I_1$  e  $I_2$ , la citada ley indica que la diferencia entre dichas sensaciones es igual al logaritmo decimal del cociente entre las respectivas intensidades:

$$S_2 - S_1 = \lg ( I_2 / I_1 )$$

Supongamos ahora que una de estas intensidades corresponde al valor umbral de la sensación, es decir,  $I_1 = I_0$ ,  $S_1 = 0$ , lo cual supone decir que si un sonido posee una intensidad inferior al valor umbral  $I_0$  ya no será percibido por el oído humano. En tal caso, la sensación  $S$  que producirá un sonido de intensidad  $I$  vendrá dada por la expresión:

$$S = \lg ( I / I_0 )$$

A la vista de esta última expresión, podemos afirmar que un sonido nos producirá una sensación unidad cuando su intensidad física sea 10 veces mayor que la umbral. Esta unidad se denomina "belio". Evidentemente, el belio es una unidad extraordinariamente grande y, por esta razón, se suele utilizar en su lugar un submúltiplo. La décima parte del belio es el decibelio (dB). Si expresamos la sensación sonora en esta última unidad podemos escribir:

$$S = 10 \cdot \lg ( I / I_0 )$$

Por otra parte, se puede demostrar muy fácilmente que la intensidad del sonido es proporcional al cuadrado de la presión acústica. En consecuencia, la sensación sonora se puede expresar también en la forma siguiente:

$$S = 10 \cdot \lg ( p / p_0 )^2 = 20 \cdot \lg ( p / p_0 )$$

siendo  $p$  la presión del sonido (estrictamente, el valor rms de la presión) cuya sensación pretendemos conocer y  $p_0$  el valor umbral de dicha presión (es decir, la presión sonora mínima a partir de la cual el oído empieza a percibir el sonido). Convencionalmente, el valor de la presión sonora umbral  $p_0$  se toma igual a  $20\mu\text{Pa}$  (es decir, veinte millonésimas de  $\text{N/m}^2$ ).

Por otra parte, y dado que la potencia de un dispositivo electroacústico (altavoz) es proporcional al cuadrado de la diferencia de potencial aplicada  $V$ , o al cuadrado de la intensidad de la corriente eléctrica que lo alimenta  $i$ , la sensación producida por el sonido emitido por estos dispositivos se puede expresar también de la forma siguiente:

$$S = 20 \cdot \lg ( V / V_0 ) = 20 \cdot \lg ( i / i_0 )$$

donde  $V_0$  e  $i_0$  representan, respectivamente, la diferencia de potencial y la intensidad de la corriente que producen un sonido umbral en este dispositivo. En consecuencia, los sistemas electroacústicos están graduados generalmente en decibelios, aunque lo que miden realmente los correspondientes instrumentos de medida sean diferencias de potencial o intensidades eléctricas.

La sensación sonora se puede expresar también en función de la distancia a la que nos encontramos de una determinada fuente sonora. En efecto, si el sonido en cuestión se deja de percibir cuando nos alejamos de dicha fuente a una distancia  $r_0$  (distancia umbral para la audición), la sensación sonora que percibiremos cuando nos situamos a una distancia  $r$  de la misma ( $r < r_0$ ) vendrá dada por la expresión:

$$S = 20 \cdot \lg ( r_0 / r )$$

dado que, como hemos indicado anteriormente, la intensidad de un sonido es inversamente proporcional al cuadrado de la distancia fuente-detector. Esta última expresión indica que, cuando nos alejamos de una determinada fuente sonora, la sensación que percibimos se reduce en 6 dB cada vez que se duplica la distancia que nos separa de dicha fuente (por supuesto, en condiciones ideales de campo libre). Este resultado tiene una gran relevancia desde el punto de vista del control de la contaminación sonora. En la Figura 2.6 se representan los resultados obtenidos en varias medidas de los niveles sonoros producidos por dos fuentes de pequeño tamaño (un cortacésped y un taladro eléctrico) llevadas a cabo al aire libre a diferentes distancias de dichas fuentes (el nivel de fondo durante las medidas fue de 54 dBA). Obsérvese que las dos series de datos se agrupan a lo largo de otras tantas líneas rectas, caracterizadas por una misma pendiente, que muestra una reducción de 6 dBA cada vez que se dobla la distancia que separa la fuente del receptor (Smith et al., 1985).

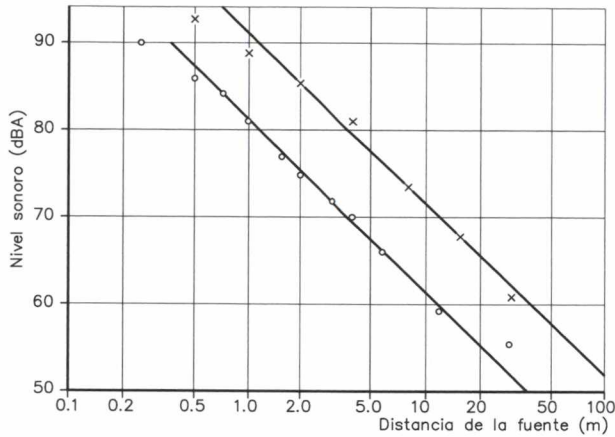


Figura 2.6. Medidas de los niveles sonoros producidos por dos fuentes pequeñas para diferentes distancias entre la fuente y el receptor (Smith et al., 1985).

El carácter peculiar del decibelio como unidad de niveles sonoros obliga a tomar algunas precauciones en su manejo. Por ejemplo, para sumar dos niveles sonoros,  $L_1$  y  $L_2$ , hay que tener en cuenta que:

$$L_1 = 10 \cdot \lg(I_1 / I_0) \text{ y } L_2 = 10 \cdot \lg(I_2 / I_0)$$

donde:

$$I_1 = I_0 \cdot 10^{L_1/10} \text{ y } I_2 = I_0 \cdot 10^{L_2/10}$$

Evidentemente, la intensidad resultante de sumar estas dos intensidades será:

$$I_t = I_1 + I_2 = I_0 \cdot (10^{L_1/10} + 10^{L_2/10})$$

y dado que:

$$L_t = 10 \cdot \lg(I_t / I_0)$$

resulta finalmente:

$$L_t = 10 \cdot \lg(10^{L_1/10} + 10^{L_2/10})$$

Como es natural, esta misma forma de operar se debe aplicar tanto a la suma como a la resta de niveles sonoros, independientemente de que se trate de sonidos puros como de bandas de ruido. Aplicando las anteriores expresiones, podemos encontrar, por ejemplo, que la suma de dos niveles sonoros iguales de 60 dB no es igual a 120 dB, sino a 63 dB (aproximadamente). Ese mismo pro-

ceder nos indica que la suma de dos niveles sonoros de 60 dB y 20 dB es igual a 60 dB (aproximadamente). Aunque los resultados encontrados en las sumas o las restas de decibelios pueden parecer sorprendentes para el hombre de la calle, su realización no debería presentar dificultades para ningún experto, que debe ser consciente del interés de esos cálculos en muchos casos prácticos de acústica ambiental o en sus operaciones de control (Querol, 1994).

## 2.2. Unidades, escalas e índices

El ruido se define generalmente como un sonido no deseado, es decir, un sonido de cualquier tipo que, por un motivo u otro, no se desea percibir por parte de una determinada persona, en un contexto concreto. Esta situación se produciría, por ejemplo, cuando el sonido en cuestión afectara negativamente a su sistema auditivo, perturbara su sueño o interfiriera con alguna actividad que esa persona pueda estar realizando en un momento concreto.

Como es natural, todos los esfuerzos que se puedan llevar a cabo para reducir la contaminación sonora están basados en los medios que nos permiten describir adecuadamente sus características físicas y la forma en que dichas características afectan a las personas. Para alcanzar este objetivo es necesario desarrollar alguna forma de evaluación numérica de esa cualidad del sonido, y expresar dicha evaluación preferiblemente bajo la forma de un simple número que esté relacionado significativamente con los efectos que ese sonido produce sobre las personas. En otras palabras, para poder evaluar de forma adecuada el ruido es necesario tomar en consideración ciertas propiedades físicas del sonido relacionadas con la opinión subjetiva de las personas (en su conjunto) sobre este factor medioambiental (Brambilla, 2001).

La evaluación de un cierto ruido en términos de las reacciones que la exposición a ese ruido pueda producir sobre las personas es un proceso muy complejo que se desarrolla en tres etapas claramente diferenciadas, cada una de las cuales debe ser validada a través de experimentos psicoacústicos adecuados, llevados a cabo generalmente en el laboratorio, y de determinadas encuestas sociales, realizadas en el campo.

La primera de estas etapas consiste en aislar el ruido en cuestión de otros factores que pueden interferir en la producción de los efectos negativos que ese sonido puede originar sobre las personas afectadas y, a continuación, desarrollar un método de medida adecuado del correspondiente nivel sonoro, que deberá estar relacionado con lo que podríamos denominar ruidosidad (en inglés, *noisiness*), es decir, con el nivel de rechazo del sonido en cuestión. Como es natural, una medida de estas características deberá tener en cuenta la variación de la sensibilidad del oído humano con la frecuencia del sonido (de la que nos ocuparemos a continuación) y, probablemente, deberá contar también con la presencia del enmascaramiento. En esta fase del proceso, todavía no cabe contemplar el hecho de que el nivel del sonido en cuestión varíe o no en el transcurso del tiempo. La introducción de las escalas de ponderación "A", "B", "C" y "D" forma parte igualmente de este largo y complejo proceso. La toma en consideración de todos estos factores conduce finalmente a la definición de una determinada unidad.

La segunda etapa del proceso al que nos estamos refiriendo consiste fundamentalmente en la combinación del nivel sonoro con el factor tiempo, de forma tal que dicha combinación nos

proporcione lo que conocemos como "escala" (en inglés, scale). Esta escala puede estar basada en el valor del nivel sonoro que es superado durante una determinada proporción de la duración total de la correspondiente medida, como sucede en el caso de los índices estadísticos percentiles  $L_x$ , o puede estar basada en la integración del nivel sonoro durante el tiempo total de medida que estemos considerando, como sucede en el caso del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  o en la determinación del nivel de exposición del ruido que supone la ocurrencia de un suceso individual.

La tercera etapa del proceso va todavía algo más allá que las anteriores. En esta etapa se llega a definir lo que denominamos "índice" (en inglés, index o rating). Entre otros factores, en la definición de estos indicadores se tiene en cuenta de forma explícita la duración del proceso que estamos tratando de evaluar, dado que esta variable puede condicionar la reacción de las personas ante su exposición a un ruido determinado, en función de las circunstancias en que se produzca esa exposición. En cierto modo, un determinado índice puede ser considerado como una escala diseñada específicamente para ser utilizada en cuestiones relacionadas con la planificación urbanística o la legislación. El nivel sonoro equivalente diurno  $L_d$ , el nivel sonoro equivalente nocturno  $L_n$ , el nivel sonoro equivalente día/noche  $L_{dn}$ , el nivel sonoro equivalente a lo largo de las 24 horas del día  $L_{eq}(24h)$  son otros tantos ejemplos de estos índices.

En los apartados siguientes vamos a describir con mayor detenimiento las unidades, escalas e índices más importantes utilizados en la evaluación de la contaminación acústica.

### 2.2.1. Sonoridad

Desde hace mucho tiempo se sabe que el oído humano sólo es capaz de percibir los sonidos cuya frecuencia está comprendida entre 20 Hz y 16.000 Hz (aproximadamente). Cabe indicar que por debajo de los 20 Hz se extiende la banda de los infrasonidos, en tanto que por encima de los 16.000 Hz se sitúan los ultrasonidos. Dentro del mencionado intervalo de frecuencias, es un hecho conocido que la energía mínima (valor umbral) que debe poseer un sonido para ser percibido por el oído humano es diferente para cada frecuencia. Se sabe también que dos sonidos de la misma intensidad y frecuencias diferentes producen sensaciones distintas en el oído humano. Para dar cuenta de todos estos hechos se recurre al concepto de sonoridad, una magnitud cuyo objetivo es proporcionar una valoración subjetiva de la intensidad de un determinado sonido. La sonoridad no sólo depende del nivel (energía) de un cierto sonido, sino también de su frecuencia.

En la década de los años treinta, experimentando sobre un gran número de personas jóvenes con audición normal, situadas frente a una fuente que emitía tonos puros de distintas frecuencias y con diferentes niveles sonoros, los físicos norteamericanos Fletcher y Munson dedujeron las denominadas líneas isofónicas o de igual nivel de sonoridad. El nivel de sonoridad  $P$  (en inglés, loudness level) de un sonido se mide en fonios (en inglés, phon). En la Figura 2.7 se representan las curvas de igual nivel de sonoridad (curvas isofónicas) para diferentes frecuencias en el intervalo comprendido entre 20 Hz y 20.000 Hz. En la Figura 2.8 se muestran estas curvas isofónicas indicando sobre ellas los niveles sonoros típicos de algunas fuentes de ruido representativas.

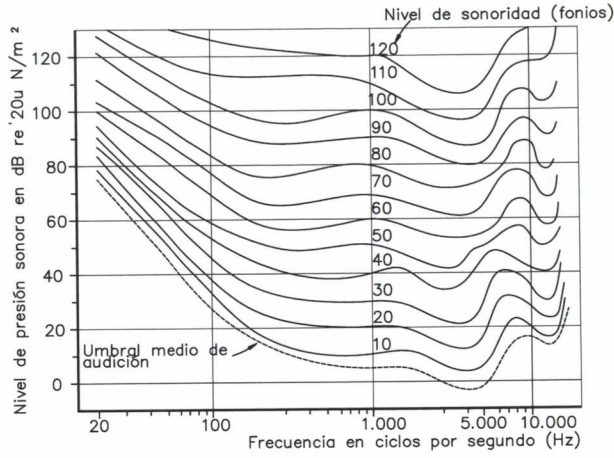


Figura 2.7. Curvas isofónicas o de igual nivel de sonoridad.

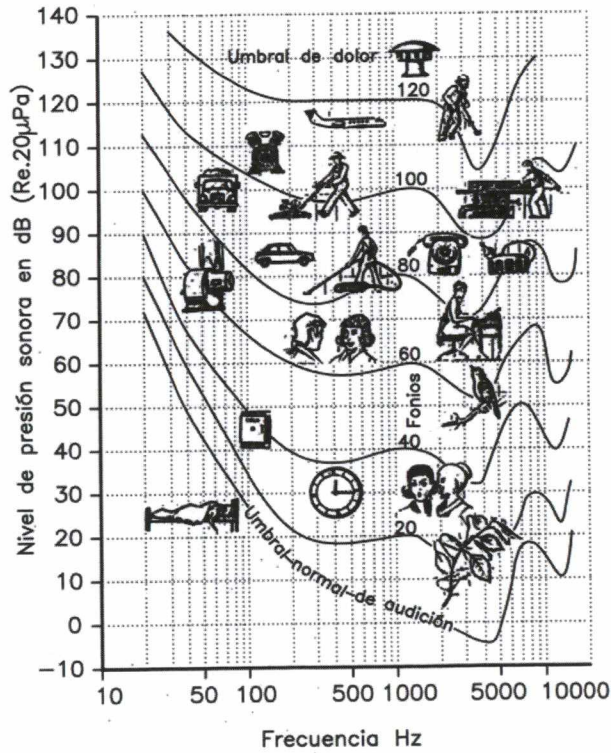


Figura 2.8. Curvas isofónicas en las que se indican los niveles sonoros típicos de algunas fuentes de ruido representativas.



El nivel de sonoridad P de un tono puro de nivel 20 dB y frecuencia 1.000 Hz es de 20 fonios. El nivel de sonoridad P de un tono puro de nivel 40 dB y frecuencia 1.000 Hz es de 40 fonios. En otras palabras, y tal como se puede comprobar en la Figura 2.7, para la frecuencia de 1.000 Hz, el nivel sonoro L de un determinado sonido (medido en decibelios) y el nivel de sonoridad P de ese mismo sonido (medido en fonios) vienen expresados por el mismo número. Cuando nos desplazamos a lo largo de cualquiera de las líneas isofónicas representadas en la Figura 2.7, los sonidos nos parecen igualmente sonoros, aunque sus intensidades (dB) difieran notablemente. Obsérvese, por ejemplo, que, para una frecuencia del orden de 30 Hz, el valor umbral de la presión sonora es del orden de 60 dB. Ese valor umbral disminuye al crecer la frecuencia (en general, el oído humano es más sensible a los sonidos agudos que a los graves). La sensibilidad máxima se presenta para frecuencias del orden de los 4.000 Hz. A la vista de estas curvas isofónicas, se puede concluir también, por ejemplo, que un sonido de 40 dB y 1.000 Hz produce aproximadamente la misma sensación sonora que otro sonido de 75 Hz y 30 Hz: en ambos casos, esa sensación es de 40 fonios.

Cabe señalar que el decibelio es una unidad invariable desde el punto de vista objetivo (el nivel sonoro es una magnitud física), pero variable desde el punto de vista subjetivo. En cambio, el fonio es una unidad variable desde el punto de vista objetivo pero constante desde el punto de vista subjetivo: a lo largo de cualquier curva isofónica el valor en fonios se mantiene constante.

Como acabamos de ver, los niveles sonoros L se miden en decibelios y los niveles de sonoridad P en fonios. La relación entre estos dos observables ha sido determinada experimentalmente y viene dada por las curvas isofónicas. Sin embargo, ésta no es la única aproximación a este problema. La alternativa consiste en introducir el concepto de sonoridad. En lugar de hablar del nivel de sonoridad P (loudness level) y del fonio (phon), esta alternativa se basa en la utilización de la sonoridad S (loudness) y del sonio (sone). Esta última unidad se define como la sonoridad de un sonido puro con un nivel sonoro de 40 dB y una frecuencia de 1.000 Hz. Como es natural, un sonido cuya sonoridad sea el doble de la del que acabamos de mencionar tiene una sonoridad de 2 sonios, y así sucesivamente. Hay que tener presente también que cuando el nivel sonoro L de un cierto sonido aumenta 10 dB, la sonoridad que percibe una persona con capacidad auditiva normal se multiplica por 2.

La relación entre la sonoridad S y el nivel de sonoridad P viene definida por la expresión siguiente:

$$P = 40 + 10 \cdot \lg_2 S$$

Aplicando esta expresión, se puede comprobar fácilmente que cuando el valor de la sonoridad S de un cierto sonido se multiplica por dos, el valor del nivel de sonoridad P de ese sonido se incrementa en 10 fonios. En la Figura 2.9 se representa gráficamente la relación entre la sonoridad (en sonios) y el nivel de sonoridad (en fonios).

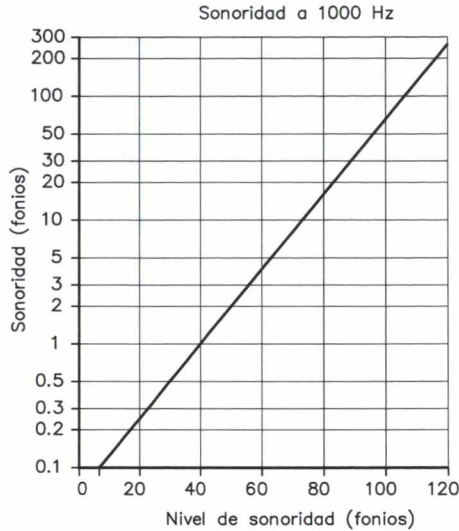


Figura 2.9. Relación entre la sonoridad (en fonios) y el nivel de sonoridad (en fonios) de un sonido puro de 1.000 Hz.

Los gráficos de los índices de igual sonoridad  $S$  para bandas de ruido fueron obtenidos experimentalmente por Stevens y Zwicker a principios de los años sesenta, teniendo en cuenta que el oído no es capaz de distinguir sonidos con frecuencias relativamente próximas. Algún tiempo después, los resultados encontrados en este estudio fueron estandarizados internacionalmente y en la actualidad se pueden utilizar para evaluar la sonoridad de las fuentes de ruido, siempre que dicho ruido sea estacionario. En la Figura 2.10 se reproducen estas curvas isosónicas o de igual sonoridad (ISO, 1967).

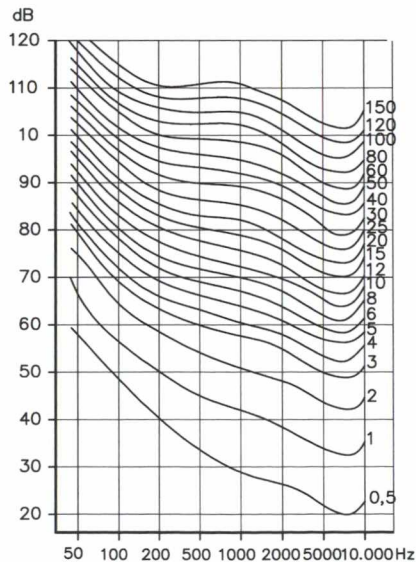


Figura 2.10. Curvas isosónicas de igual sonoridad.

La utilización de estas curvas para la determinación de la sonoridad de un sonido complejo es relativamente sencilla, siempre que el campo sonoro en consideración sea difuso y que no contenga tonos puros significativos (método de Stevens). El procedimiento a seguir se basa en la determinación del valor de la sonoridad  $S_i$  que corresponde a cada una de las  $n$  bandas de frecuencia del espectro de dicho ruido a partir de las curvas isosónicas o de igual sonoridad reproducidas en la Figura 2.10. La sonoridad total  $S$  del sonido en cuestión viene dada por la expresión:

$$S = S_{\max} + F \cdot \Sigma (S_i - S_{\max})$$

donde  $S_{\max}$  representa el valor de la sonoridad máxima. El sumatorio se debe extender a las  $n$  bandas de frecuencia consideradas. El factor  $F$  que aparece multiplicando a este sumatorio vale 0'3 si se utilizan bandas de octava y 0'15 si se utilizan bandas de tercios de octava.

### 2.2.2. Ponderación de niveles sonoros

Cuando se realiza la medida del nivel sonoro de un sonido complejo y se desea que el resultado obtenido en la misma exprese la sensación que dicho sonido produce sobre el oído humano, es necesario alterar el resultado de esa medida de forma tal que se tenga en cuenta el hecho de que la sensibilidad del oído depende de la frecuencia del sonido. Hace algún tiempo se propusieron tres curvas de ponderación para llevar a cabo dicha operación con facilidad. Posteriormente, esas tres curvas fueron normalizadas internacionalmente y se conocen desde entonces como curvas de ponderación "A", "B" y "C". La curva de ponderación "A" se diseñó de forma tal que coincidiera aproximadamente con el inverso de la curva de isofónica correspondiente a 40 fonios, y se aplica en la medida de niveles sonoros no demasiado altos, con niveles de sonoridad inferiores a 55 fonios. Las curvas de ponderación "B" y "C" fueron diseñadas de modo que correspondieran aproximadamente con los inversos de las curvas isofónicas de 70 y 100 fonios respectivamente, y se aplican en la medida de niveles sonoros bastante más elevados (la curva "B" para niveles de sonoridad comprendidos entre 55 y 85 fonios, y la curva "C" para niveles de sonoridad superiores a los 85 fonios). Algún tiempo más tarde, se introdujo una nueva curva de ponderación, conocida como curva "D", que se ha utilizado a veces en las medidas de contaminación sonora producida por los aviones, con el fin de tener en cuenta el incremento de molestia que se produce como resultado de las elevadas frecuencias presentes en ese ruido. Según el filtro de ponderación utilizado en el instrumento con el que se realiza una determinada medida, el correspondiente nivel sonoro vendrá expresado en dB(A), dB(B), dB(C) ó dB(D). En la actualidad, la curva de ponderación A es, con diferencia, la más utilizada de todas, hasta el punto de que en la mayoría de los instrumentos de medida que se utilizan en trabajos de rutina sólo se dispone de ella.

En la Figura 2.11 se reproducen las curvas de ponderación A, B y C, indicando los valores de las correspondientes respuestas relativas en dB en función de las frecuencias del sonido en hercios. Es importante observar que para la frecuencia de 1.000 Hz todas las curvas coinciden en un mismo punto (con respuesta relativa igual a cero decibelios).

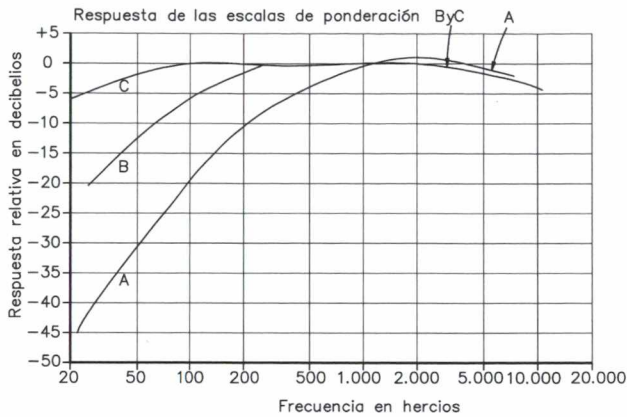


Figura 2.11. Curvas de ponderación A, B y C en función de la frecuencia

### 2.2.3. Niveles sonoros percentiles

Tal como se muestra en la Figura 2.12, los niveles de contaminación sonora en los medios urbanos suelen variar considerablemente con el tiempo. Con el fin de dar cuenta de esas fluctuaciones temporales y del carácter esporádico de algunos sonidos presentes en dichos medios, se utilizan los denominados niveles sonoros estadísticos percentiles. El nivel sonoro percentil  $L_x$  (expresado generalmente en dBA) se define como el nivel sonoro que es superado por el porcentaje  $x$  del tiempo total de medida. Aunque es posible referirnos a cualquiera de ellos (de hecho, el citado porcentaje  $x$  no tiene ni siquiera por qué estar expresado por un número entero), los niveles percentiles más utilizados en la práctica son los L1, L10, L50, L90 y L99.

En la Figura 2.12 se ilustra gráficamente el significado de los tres índices percentiles más significativos, L10, L50 y L90, en relación con una determinada medida continua de niveles sonoros, cuya variación temporal se representa en el gráfico de la izquierda. En la figura de la derecha se representa la función de distribución acumulativa de tales niveles sonoros. En el eje de abscisas de esta última gráfica se indica el tanto por ciento del tiempo total de la medida en que se ha excedido el valor del nivel sonoro que se indica en el eje de ordenadas.

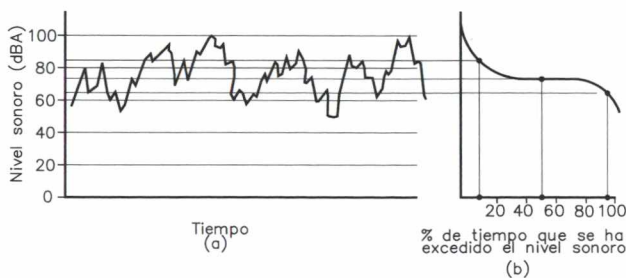


Figura 2.12. a) Variación temporal de los niveles sonoros (dBA) medidos en una zona urbana. b) Función de distribución acumulativa de los niveles sonoros, indicando la posición de los índices percentiles L10, L50 y L90 (Crocker, 1998).

Para aclarar un poco más este concepto, vamos a suponer que en un determinado entorno urbano realizamos las medidas de los niveles sonoros instantáneos durante sesenta minutos, a razón de un valor cada segundo (es decir, cuando concluyan tales medidas, dispondremos de un total de 3.600 datos). En este contexto, el nivel percentil L10 representa el valor del nivel sonoro que ha sido superado durante el 10% del tiempo total de medida, o sea, durante 6 minutos en el caso considerado en nuestro ejemplo. Dicho de otro modo, de los 3.600 datos con que contamos, 360 estarán por encima del valor de L10 en tanto que los 3.240 restantes serán inferiores a ese valor. El nivel percentil L50 representa el valor del nivel sonoro que ha sido superado durante el 50% del tiempo total de medida, es decir, durante 30 minutos en nuestro caso. De los 3.600 datos con que contamos en nuestro ejemplo, 1.800 serán menores que el valor de L50 y 1.800 serán mayores que ese valor.

A efectos prácticos, el nivel percentil L1 corresponde aproximadamente al valor máximo del nivel sonoro fluctuante existente en un cierto entorno. En el Reino Unido, el valor de L10, medido en el periodo de 18 horas comprendido entre las 6.00 h y las 24.00 h, se utiliza como referencia a efectos de valorar el impacto sonoro producido por una nueva carretera o para la promulgación de regulaciones sobre el aislamiento de los edificios. El nivel percentil L99 se suele asociar con el valor

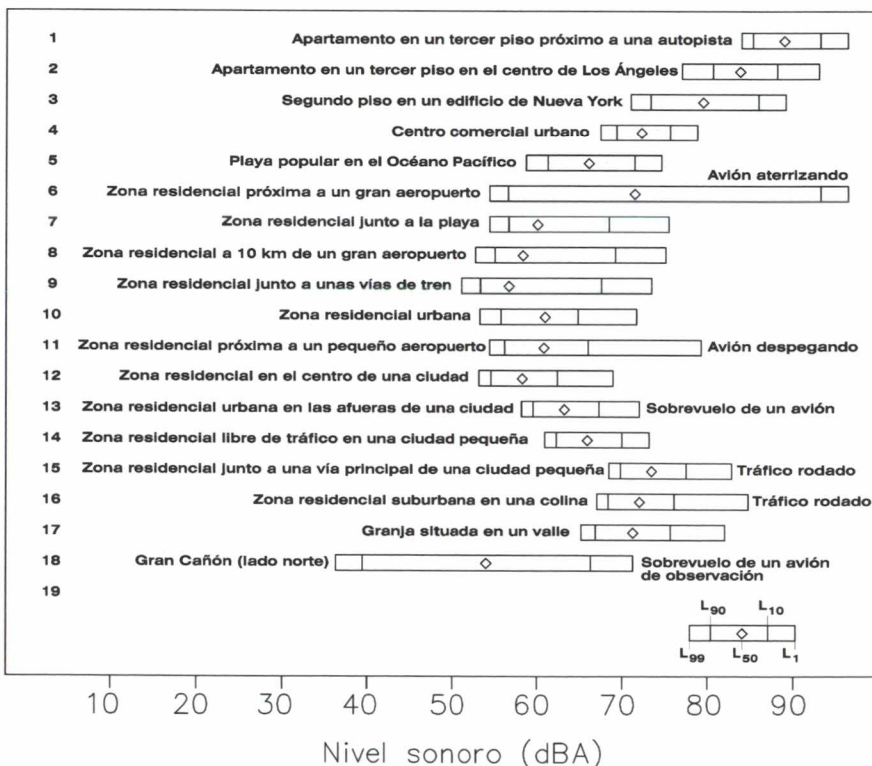


Figura 2.13. Medidas de niveles sonoros realizadas en 18 emplazamientos diferentes de Estados Unidos (1971). En cada caso, se indican los valores de los índices percentiles L1, L10, L50, L90 y L99 (Crocker, 1998).

mínimo del nivel sonoro fluctuante existente en ese entorno (correspondiendo al valor del ruido de fondo). En este sentido, hay que señalar que el descriptor denominado "clima de ruido" se define generalmente como la diferencia L10 - L90 y proporciona una indicación muy significativa sobre la variabilidad temporal de los niveles de ruido fluctuantes.

En la Figura 2.13 reproducimos una figura clásica sobre esta cuestión, en la que se muestran los resultados obtenidos en las medidas de niveles sonoros llevadas a cabo hace ya algún tiempo (1971) en 18 emplazamientos diferentes de Estados Unidos. En cada caso se indican los valores de los índices percentiles L1, L10, L50, L90 y L99 representativos de estas medidas. En estos gráficos se observa, por ejemplo, cómo el nivel percentil L50 obtenido en las medidas realizadas en la fachada de un apartamento urbano situado junto a una vía de tráfico fluido e intenso supera los 85 dBA, en tanto que en una granja aislada en un valle dicho valor es del orden de 45 dBA.

#### 2.2.4. Nivel sonoro continuo equivalente

Aunque la utilización de los niveles estadísticos percentiles nos permite expresar de forma bastante satisfactoria las variaciones temporales del ruido ambiental mediante un número muy reducido de indicadores, la posibilidad de describir adecuadamente ese fenómeno variable mediante un único indicador tiene una enorme importancia a efectos prácticos (por ejemplo, en cuestiones relacionadas con la promulgación de normativas o legislación). Esta posibilidad se hace realidad con la utilización del nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$ , expresado generalmente en dBA, y que se define como el nivel que debería tener un sonido estacionario para que su energía sonora fuera la misma que la que posee el nivel sonoro  $L(t)$  variable, que se pretende evaluar durante un tiempo  $T$  determinado. Según esta definición, la expresión que permite calcular el valor del nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  es la siguiente:

$$L_{eq} = 10 \cdot \lg_{10} \left[ (1/T) \int 10^{L(t)/10} dt \right]$$

donde la integral se debe extender al tiempo total de medida considerado, es decir, sus límites son cero y  $T$ . Como es natural, si se pretendiera calcular el valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  a partir de una serie discreta de niveles sonoros instantáneos, tomados, por ejemplo, a razón de un dato cada 10 segundos durante el tiempo total de medida  $T$  que estemos considerando, digamos 20 minutos, la anterior integral debería sustituirse por un sumatorio que, en este caso, tendría 120 términos. Como es natural, para que los valores de  $L_{eq}$  vengan expresados en dBA, es necesario que los valores de  $L(t)$  hayan sido medidos en esa misma unidad (dB) y escala de ponderación (A). Para indicar claramente esa circunstancia se suele utilizar la notación  $L_{Aeq}$ .

Dado que el nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  es una medida de la exposición sonora, que da cuenta tanto de la magnitud como de la duración de dicha exposición, se ha convertido en una de las "escalas" más utilizadas en la evaluación de la contaminación acústica. Este indicador se utiliza también con mucha frecuencia para relacionar la cuantía de la exposición sonora con los efectos que dicha exposición produce sobre las personas (dosis-respuesta). Cabe señalar, sin embargo, que en la evaluación de la molestia producida por el ruido, el principio de igual energía en que se

basa la definición de  $L_{eq}$  puede no resultar adecuado en ciertas circunstancias, por ejemplo, cuando en el ruido que origina esa molestia están presentes episodios de ruido de alta intensidad y corta duración. En estos casos, el valor de  $L_{eq}$  puede subestimar la molestia subjetiva asociada a esos episodios transitorios.

El tiempo de medida  $T$  necesario para evaluar un ruido fluctuante a través de la medida del correspondiente nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  puede variar entre algunos segundos y varias horas, dependiendo de las condiciones específicas de dicho ruido y de la finalidad de la medida en cuestión. En la evaluación del ruido urbano, una estrategia ampliamente adoptada se basa en la utilización de tiempos  $T$  de una hora (valores horarios) y en la extensión de estas medidas a lo largo de las 24 horas del día, con el fin de dar cuenta de la situación existente durante los periodos diurnos y nocturnos. Sin embargo, a efectos de proyección o con carácter de aproximación, basta con considerar tiempos de medida sensiblemente inferiores al citado, tal vez incluso del orden de 10 ó 20 minutos, repetidos cada tres o cuatro horas a lo largo del día. Se ha demostrado que los resultados que proporcionan estas técnicas de muestreo coinciden aceptablemente con los obtenidos en las medidas de larga duración y suponen un ahorro considerable en los recursos utilizados.

El nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  se utiliza muy ampliamente y constituye la base de evaluación del ruido urbano y del ruido laboral en muchos países de todo el mundo. En fecha relativamente reciente, se ha propuesto la utilización de este índice como descriptor fundamental del ruido ambiental en los Estados miembro de la Unión Europea (Directiva 2002/49/CE).

### 2.2.5. Nivel de exposición sonora de sucesos individuales

El nivel de exposición sonora de sucesos individuales o transitorios (en inglés, single event noise exposure level), representado generalmente con las siglas SEL o LAX, se define como el nivel que debería tener un sonido continuo que durara 1 segundo para que su energía fuera la misma que la que posee el nivel sonoro variable con el tiempo  $L(t)$  asociado al suceso o episodio individual en estudio. Como ejemplos típicos de estos "sucesos individuales" podemos mencionar el sobrevuelo de un avión sobre una vivienda en las cercanías de un aeropuerto o el paso de un tren ante un observador situado junto a la vía, sin detenerse. De acuerdo con la mencionada definición, el valor del descriptor SEL viene dado por la expresión siguiente:

$$SEL = 10 \cdot \lg_{10} \left[ (1/T_{ref}) \cdot \int 10^{L(t)/10} dt \right]$$

Como puede observarse, esta expresión es muy parecida a la que sirve para definir el nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$ , anteriormente expuesta. Sin embargo, en este caso, el tiempo de referencia  $T_{ref}$  tiene el valor establecido en la correspondiente definición, es decir, 1 segundo. Por otra parte, los límites de la integral definida que aparece en esta última ecuación son  $+\infty$  y  $-\infty$ , aunque en la práctica la integración se limita al tiempo  $t_2 - t_1$  durante el cual el nivel de ruido real no es inferior a 10 dB respecto al valor máximo  $L_{max}$  alcanzado en el suceso individual que estamos considerando (cabe señalar que la presencia de niveles sonoros en la muestra por debajo del valor de la diferencia  $L_{max} - 10$  dB es irrelevante). Por lo tanto, el intervalo de tiempo  $t_2 - t_1$  se puede considerar como la duración del suceso en cuestión, a efectos prácticos.

Nos parece importante señalar que el nivel de exposición sonora de sucesos individuales o transitorios SEL es equivalente al nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  normalizado a un intervalo de tiempo de 1 segundo y puede calcularse a partir del valor de este último índice mediante la expresión:

$$SEL = L_{eq} + 10 \cdot \lg ( T / T_{ref} )$$

donde T representa el tiempo de medida del nivel sonoro equivalente del suceso considerado. Como ya hemos indicado anteriormente, para la medida de la mayoría de los sonidos transitorios con que nos encontraremos en la práctica, como el sobrevuelo de un avión o el paso de un vehículo individual junto a nosotros, se puede utilizar la escala de ponderación A.

La utilidad del índice SEL es particularmente evidente cuando tratamos de evaluar el impacto sonoro producido por una serie de sucesos individuales diferenciados. Los sucesos incluidos en ese conjunto pueden caracterizarse por las diferentes condiciones operativas que correspondan a cada caso en particular o por las cualidades propias de cada una de las fuentes de ruido (por ejemplo, las cualidades del ruido producido por dos vehículos del mismo tipo nunca son exactamente iguales). En estos casos, el conocimiento del índice SEL que corresponda a cada uno de los sucesos considerados en la muestra, clasificados si procede en función de las diferentes condiciones operativas, nos permite calcular el valor del correspondiente nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  para el tiempo T considerado mediante la expresión siguiente:

$$L_{eq} = 10 \cdot \lg [ (1/T_{ref}) \cdot \Sigma 10^{SEL/10} dt ]$$

donde el sumatorio  $\Sigma$  debe extenderse al número total n de sucesos transitorios que se produzcan durante todo el tiempo T de la medida, a cada uno de los cuales corresponderá, en principio, un valor de SEL diferente.

## 2.2.6. Nivel sonoro equivalente día/noche

El índice nivel sonoro equivalente día/noche  $L_{dn}$  está basado en el nivel sonoro equivalente a lo largo de las 24 horas del día  $L_{eq}$  (24h) y fue propuesto hace unos treinta años por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (United States, 1974). Al igual que sucede con el  $L_{eq}$  (24h), el  $L_{dn}$  se extiende a las 24 horas del día, aunque en este último caso los niveles de ruido que corresponden al periodo nocturno se penalizan con 10 dBA, con el fin de tener en cuenta que la molestia que produce el ruido durante ese periodo del día es mayor. En consecuencia, podemos escribir que:

$$L_{dn} = 10 \cdot \lg [ (1/24) \cdot (15 \cdot 10^{L_{eqd}/10} + 9 \cdot 10^{(L_{eqn}+10)/10}) ]$$

donde  $L_{eqd}$  representa el valor del nivel sonoro equivalente medido durante las 15 horas del periodo diurno (generalmente, entre las 7.00 h y las 22.00 h) y  $L_{eqn}$  representa el valor del nivel sonoro equivalente medido durante las 9 horas del periodo nocturno (entre las 22.00 y las 7.00 horas). La utilización de este descriptor no ha estado libre de polémica. Por ejemplo, en alguna ocasión se ha puesto en duda si la penalización de 10 dBA introducida en las medidas nocturnas es adecuada. En todo caso, el índice  $L_{dn}$  se ha venido utilizando durante todos estos años en los Estados Unidos y otros



países en la medida del ruido comunitario. El nivel sonoro equivalente día/noche se utiliza también con cierta frecuencia para expresar la exposición media de las personas al ruido ambiental a lo largo de las 24 horas del día y correlacionar su respuesta subjetiva (molestia) con dicha exposición global.

En la Directiva Europea sobre la contaminación acústica aprobada recientemente (Directiva 2002/49/CE) todavía se va algo más lejos en este sentido, introduciendo el denominado nivel sonoro equivalente día/tarde/noche  $L_{den}$ , basado en dividir las 24 horas del día en tres periodos diferentes, día (entre las 7.00 h y las 18.00 h), tarde (entre las 18.00 h y las 22.00 h) y noche (entre las 22.00 h y las 7.00 h). El valor del descriptor  $L_{den}$  se calcula de forma análoga a como se ha explicado en el caso del  $L_{dn}$ , con la diferencia de que en este caso se introduce una penalización de 5 dBA para los niveles sonoros medidos en el periodo vespertino y se mantiene la penalización de 10 dBA para los niveles sonoros medidos en el periodo nocturno.

La introducción del predictor  $L_{den}$  en la Directiva Europea fue objeto de grandes discusiones entre los especialistas durante el proceso de elaboración de esta normativa y todavía hoy el tema no está del todo cerrado. Sin entrar en mayores detalles sobre esta cuestión, bastará con indicar que la definición del número y duración de los diferentes periodos en que se dividan las 24 horas del día, así como la concreción de las penalizaciones asignadas a los niveles sonoros medidos durante esos periodos, es, en última instancia, una decisión que corresponde a las instancias políticas y que depende de factores de muy diversa naturaleza, entre los cuales ocupan un lugar especialmente destacado los hábitos sociales de las poblaciones afectadas por las oportunas normativas, que, a su vez, pueden estar influenciados por la idiosincrasia, formas de vida y condiciones climáticas propias de cada caso.

### 2.3. Instrumentos de medida

Los objetivos de cualquier medida de ruido deben definirse con absoluta claridad antes de iniciar las operaciones de medida propiamente dichas. Los datos necesarios para alcanzar esos objetivos deberían también especificarse con todo detalle. Una vez se haya cubierto esta etapa previa, procede elegir la instrumentación más adecuada a utilizar en cada caso.

Las características específicas del propio sonido a medir constituyen un factor importante en la selección de dicha instrumentación. Por ejemplo, el espectro de dicho sonido puede ser de banda ancha o de banda estrecha, y puede contener o no componentes tonales significativas. Los niveles sonoros que pretendemos medir pueden mantenerse prácticamente constantes en el transcurso del tiempo, pueden fluctuar sustancialmente con él, o pueden tener un carácter intermitente, con una secuencia de episodios sonoros de cierta intensidad seguidos por periodos más o menos dilatados de silencio. Cuando el objetivo de las medidas es estudiar un ruido de carácter impulsivo, las cosas se pueden complicar considerablemente. Con alguna frecuencia, la naturaleza del análisis de los datos obtenidos en estas medidas puede condicionar también la elección de una determinada instrumentación y los procedimientos de medida.

Otras características de la instrumentación están relacionadas con el hecho de que, al menos por lo que respecta a las medidas de ruido ambiental, los equipos tienen que ser utilizados en trabajos de campo (al aire libre) y, en consecuencia, deben ser ligeros y portátiles, relativamente robustos, fáciles de manejar y de calibrar, y con una alimentación autónoma, que no dependa de la conexión convencional a la red eléctrica.

Como es natural, y al igual que ha sucedido en otras áreas de la ciencia o de la técnica, en el curso de estos últimos años la instrumentación utilizada en acústica ambiental (sonómetros, calibradores, analizadores de frecuencia, registradores gráficos, analizadores estadísticos, etc.) ha experimentado un desarrollo espectacular, con avances que eran difíciles de imaginar hace pocos años. En particular, los progresos experimentados por la electrónica, la miniaturización y la informática han permitido fabricar equipos mucho más sofisticados, versátiles y fiables que los que estaban a nuestra disposición en tiempos relativamente cercanos. La evolución es tan rápida que no tendría demasiado sentido recoger aquí las últimas novedades en este campo, que creemos pueden conocerse con gran facilidad recurriendo directamente a la literatura técnica especializada y, por qué no, a las empresas fabricantes de estos equipos. En consecuencia, en los apartados siguientes nos limitaremos a dar alguna información general sobre los dos componentes básicos de los sistemas utilizados en las medidas de ruido ambiental, es decir, los micrófonos y los sonómetros (Brambilla, 2001).

### 2.3.1. Micrófonos

Un micrófono es un transductor capaz de convertir las fluctuaciones de la presión sonora en señales eléctricas variables con el tiempo. Los micrófonos deben satisfacer los requisitos básicos siguientes:

- la respuesta debe ser lineal para un amplio intervalo de frecuencias.
- la relación entre el nivel sonoro de entrada (presión) y la señal de salida que proporciona el micrófono (tensión) debe ser lineal para un amplio intervalo de presiones y para todas las frecuencias cubiertas por el micrófono.
- la sensibilidad debe permanecer constante en el transcurso del tiempo y ante las variaciones de las condiciones ambientales (temperatura, humedad, etc.).
- la presencia física del micrófono no debe introducir variaciones significativas en las propiedades del campo acústico que se pretende medir.

Los micrófonos de condensador son los mejores, dado que satisfacen todos los requisitos que acabamos de reseñar. En consecuencia, son también los más utilizados. El funcionamiento de estos micrófonos se basa en el principio de que la capacidad de dos placas metálicas cargadas eléctricamente varía con la distancia que separa a dichas placas. Una de estas placas es el diafragma del condensador. Se trata de una lámina metálica finísima que se mueve respecto a su posición inicial por efecto de las variaciones de presión sonora. Los cambios resultantes en la capacidad del condensador se traducen en cambios en la diferencia de potencial entre las dos placas del condensador; esta señal alimenta el circuito electrónico del instrumento al que está unido el micrófono, siendo procesada adecuadamente. Dado que la capacidad de un condensador es proporcional a la superficie de sus placas, resultaría lógico suponer que el tamaño de los micrófonos debería ser relativamente grande con el fin de aumentar su sensibilidad. Sin embargo, esta posibilidad entra en colisión con el requisito de que los micrófonos deben presentar una respuesta lineal a las diferentes frecuencias y deben ser omnidireccionales (es decir, la respuesta no debe depender de la dirección en que inciden las ondas sonoras), dos cualidades que sólo se cumplen cuando el tamaño de los micrófonos es

muy pequeño en comparación con la longitud de onda del sonido que se pretende medir. Los micrófonos más ampliamente utilizados en las medidas de ruido ambiental tienen un diámetro de media pulgada (es decir, unos 13 milímetros), dado que con ese tamaño cumplen satisfactoriamente el requisito de ser prácticamente omnidireccionales (para frecuencias por debajo de los 5.000 Hz) y ofrecen también una adecuada sensibilidad (del orden de los 12 milivoltios/Pascal) para todo el intervalo de frecuencias audibles. El hecho de que se aplique una diferencia de potencial (DC) entre las dos placas del condensador que constituyen los micrófonos hace que éstos sean sensibles a las humedades muy elevadas, puesto que en tales condiciones se pueden producir pérdidas. El citado voltaje de polarización, del orden de 150 a 200 voltios, es suministrado por un preamplificador, que cumple también con la función de corregir la impedancia para la conexión del micrófono al resto del sistema de medida. Los principales inconvenientes de este tipo de micrófono es su sensibilidad a la humedad y su fragilidad (Bell et al., 1994) (Brambilla, 2001).

Los micrófonos de electrete funcionan según el mismo principio que los micrófonos de condensador, aunque no necesitan la aplicación de un voltaje de polarización externo, dado que el campo eléctrico entre la placa base y el diafragma se establece gracias a la existencia de cargas eléctricas atrapadas en un material polímero especial, con un exceso de cargas eléctricas positivas en uno de sus lados y un exceso de cargas eléctricas negativas en el otro. En la Figura 2.15 se representa un esquema con los componentes principales de un micrófono de electrete (Bell et al., 1994) (Brambilla, 2001).

Finalmente, los micrófonos cerámicos o piezoeléctricos utilizan un cristal piezoeléctrico como elemento sensible a la presión. En este tipo de micrófonos, el diafragma está unido mecánicamente a dicho cristal, que a su vez está unido a la placa base. Dado que el diafragma se deforma como consecuencia de la recepción de una onda sonora, el cristal también se deforma. Esta distorsión da lugar a la aparición de una diferencia de potencial eléctrica a lo largo del cristal (efecto piezoeléctrico), cuya magnitud es proporcional a la presión sonora. Los micrófonos piezoeléctricos son bastante más robustos que los micrófonos de condensador, son aceptablemente fiables, poseen una excelente estabilidad y no necesitan la aplicación de un voltaje de polarización. Su respuesta a las diferentes frecuencias es también buena. Sin embargo, son más sensibles a las vibraciones que los micrófonos de condensador y presentan el inconveniente de ser más sensibles a la temperatura, sobre todo por debajo de los 10° C. Con todo, su valoración general es inferior a la de los micrófonos de condensador, que siempre son preferidos en trabajos de calidad (Bell et al., 1994).

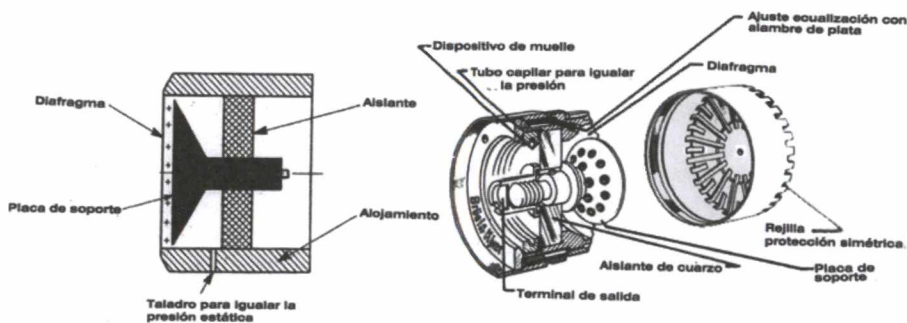


Figura 2.14. Componentes básicos de un micrófono de condensador (Bell et al., 1994).

En la elección del tipo de micrófono a utilizar en la realización de un tipo determinado de medidas hay que tener muy en cuenta las características del correspondiente campo sonoro. Dado que la respuesta de los micrófonos depende de las reflexiones y de la difracción producidas por su presencia física en el campo sonoro en cuestión, esa respuesta dependerá en algún modo de la dirección del sonido que incide sobre él. Como consecuencia, es necesario que las prestaciones y orientación del micrófono elegido sean las adecuadas al campo sonoro considerado. En este sentido, podemos distinguir tres tipos de micrófonos diferentes: de campo libre, de presión y de incidencia aleatoria. Los micrófonos de campo libre están diseñados para compensar en lo posible las perturbaciones producidas por su presencia en el campo sonoro, siempre y cuando la dirección de incidencia de las ondas sonoras sea perpendicular al diafragma del micrófono (incidencia frontal, es decir, bajo un ángulo de  $0^\circ$  respecto a la vertical de dicho diafragma); en consecuencia, cuando se utilizan estos micrófonos en medidas de ruido ambiental debería apuntarse hacia la fuente sonora. Los micrófonos de presión tienen una respuesta lineal con la frecuencia para el campo sonoro tal como existe en la realidad, incluyendo los efectos de su propia perturbación, y deberían ser utilizados para medidas en volúmenes muy pequeños, tales como un oído artificial; estos micrófonos se deben utilizar de forma tal que la dirección de incidencia de las ondas sonoras sea paralela al plano del diafragma (incidencia rasante, bajo un ángulo de  $90^\circ$  respecto a la vertical del diafragma). Finalmente, los micrófonos de incidencia aleatoria presentan una respuesta uniforme a cualquier onda sonora que llegue

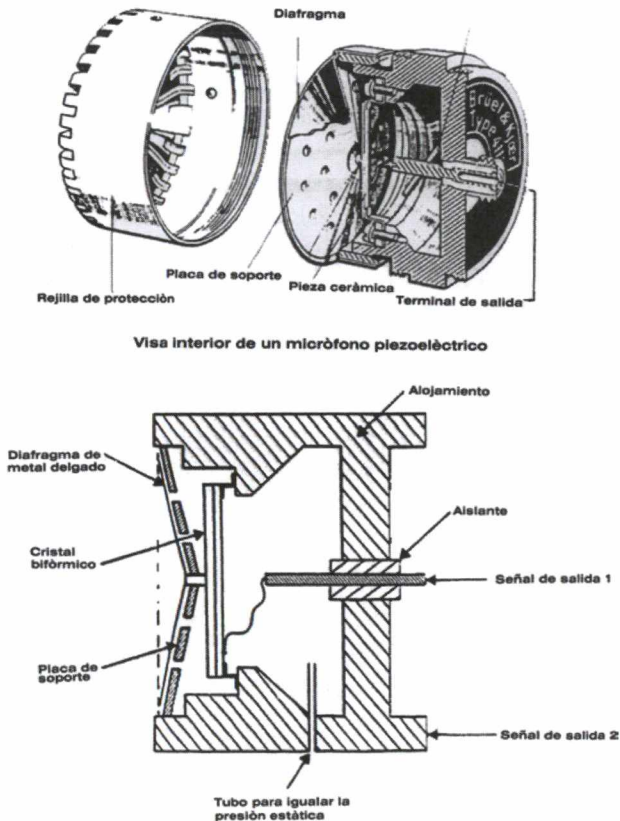


Figura 2.15. Componentes principales de un micrófono piezoeléctrico.

hasta él, independientemente de la dirección de incidencia, una cualidad que les hace especialmente indicados para investigar campos difusos; estos micrófonos se suelen utilizar de forma tal que la dirección de incidencia de las ondas sonoras forme un ángulo del orden de  $70^\circ$  respecto a la vertical del diafragma.

Las medidas de ruido ambiental realizadas en el exterior se llevan a cabo con alguna frecuencia en presencia de viento. En estas condiciones, la presencia del propio micrófono puede dar lugar a algunas turbulencias, que podrían actuar sobre su diafragma, generando señales espurias más o menos importantes que el sistema de medida podría interpretar erróneamente como sonidos. Para reducir la producción de tales señales espurias se recomienda dotar siempre a los micrófonos con pantallas antiviento, fabricadas con un material sintético esponjoso (foam), prácticamente transparente al sonido para frecuencias inferiores a 3.000 Hz (Brambilla, 2001).

### 2.3.2. Sonómetros

Entre los diferentes tipos de instrumentos disponibles en la actualidad para llevar a cabo medidas de niveles sonoros, los más utilizados son los sonómetros. Estos instrumentos nos permiten medir con gran facilidad los niveles de presión sonora ponderados en frecuencia y promediados temporalmente en función de las necesidades de cada caso concreto. Como es natural, los sonómetros han sido muy perfeccionados en el curso de estos últimos años. La totalidad de los modelos utilizados hoy en día son portátiles, ligeros y alimentados con baterías (Brambilla, 2001).

Los sonómetros están constituidos básicamente por un micrófono, un preamplificador, uno o más filtros o circuitos de ponderación de frecuencias, un amplificador, un sistema de control de niveles sonoros (no siempre presente), un dispositivo para detectar de la señal y un sistema indicador del resultado, de carácter analógico o digital. Tal como indica la Figura 2.16, la señal eléctrica procedente del micrófono se hace llegar al preamplificador, que suele estar en el mismo receptáculo que el micrófono, y llega más tarde al circuito de ponderación de frecuencias. Esta parte del dispositivo nos permite seleccionar entre las diferentes redes de ponderación posibles (A, B, C, D o lineal), aunque no todas están disponibles en todos los instrumentos. La opción lineal, en la que la señal original no sufre ningún tipo de ponderación, se utiliza cuando interesa conocer el espectro original del ruido, sin ninguna alteración. En algunos modelos es posible conectar el sonómetro a una red externa de filtros de frecuencia, generalmente en bandas de octavas o tercios de octava.

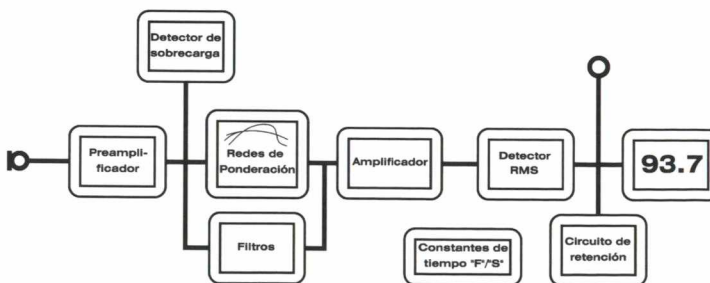


Figura 2.16. Representación esquemática de los elementos más importantes de un sonómetro (Aagesen, 1991).

Tras experimentar una nueva amplificación, la señal eléctrica llega hasta el sistema de control de niveles, que nos permite ajustar el intervalo de niveles sonoros que serán considerados en la medida. Estos ajustes se suelen realizar en pasos de 10 ó 20 dB. Los sonómetros digitales (es decir, la casi totalidad de los que utilizamos en la actualidad) poseen un intervalo operativo de 90 dB o más, y no requieren este ajuste.

Básicamente, el detector de la señal puede ser de tres tipos diferentes, según proporcione el valor cuadrático medio de la señal (en inglés, root mean square RMS), el valor de impulso (o máximo) y el valor integrado. Cada uno de estos tres tipos tiene un uso diferente en las medidas de niveles de presión sonora (en inglés, sound pressure level SPL). El detector RMS proporciona un promedio temporal del cuadrado de la señal de presión sonora; no está de más recordar que el promedio temporal de cualquier señal sonora pura (sinusoide) vale cero. Así pues, la función del detector RMS es elevar al cuadrado los valores instantáneos de la señal eléctrica (con el fin de manejar sólo valores positivos), tomar su valor medio y calcular el logaritmo de esta cantidad. En general, se puede optar aquí por la opción de "fast", en la que la constante de tiempo RC del correspondiente circuito de promedio vale 125 milisegundos, o por la opción de "slow", en la que el valor de dicha constante de tiempo RC es de 1.000 milisegundos. Como es natural, las especificaciones de todas estas opciones están estandarizadas (Bell et al., 1994) (European Standard, 1994).

El detector de impulso indica el valor más alto que alcanza la presión sonora instantánea durante todo el tiempo que dura una medida. En este caso, el valor de la constante RC es de 35 milisegundos para los niveles sonoros cuyo nivel aumenta con el tiempo o de 1.500 milisegundos para aquéllos cuyo nivel disminuye con el tiempo. Hay que tener un cierto cuidado en no confundir el nivel de impulso con el nivel máximo. El nivel máximo corresponde al valor del nivel sonoro RMS más alto que se obtiene durante una medida. Este valor dependerá de que en la realización de esa medida se haya elegido el modo "fast" o el modo "slow", cuyos circuitos RC son diferentes, como acabamos de indicar; en consecuencia, es necesario hacer constar siempre el modo elegido en los correspondientes informes de medida. Por el contrario, la medida del nivel de impulso no depende de un detector RMS y, por lo tanto, la respuesta del sonómetro es independiente de la citada elección. Estas diferencias son muy importantes, dado que, en algunos casos, el nivel de impulso supera al nivel máximo hasta en 20 dB (Bell et al., 1994).

Finalmente, el detector integrador está diseñado para proporcionar el valor medio de un nivel sonoro fluctuante durante un cierto tiempo de medida. En tal caso, los resultados suelen venir dados a través de lo que conocemos como nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$ , del que ya hemos hablado en un apartado anterior, y que representa el valor medio de los niveles sonoros instantáneos. En el caso de que nuestro sonómetro proporcione los valores de este índice, lo denominamos "integrador", por razones obvias (Bell et al., 1994).

Es importante indicar también que muchos sonómetros cuentan con dos salidas, que proporcionan señales de corriente alterna (AC) o continua (DC), susceptibles de ser utilizadas como señales de entrada de otros instrumentos, tales como registradores de cinta, analizadores de frecuencia o registradores gráficos de niveles sonoros. En aras de la brevedad, no hablaremos aquí de todos estos instrumentos. Tampoco abordaremos el tema de la calibración de los sonó-

metros, aunque ello no sea óbice para dejar de subrayar la importancia que reviste siempre esa operación (Bell et al., 1994).

La pantalla de los sonómetros proporciona información visual sobre el valor de los niveles sonoros registrados por estos instrumentos. Esta función se puede realizar de forma analógica o digital. En los sonómetros analógicos (de uso generalizado hace ya algunos años), la lectura de los niveles sonoros viene dada por la posición de una aguja de lectura sobre una escala calibrada en decibelios. En los sonómetros digitales, el valor de los niveles sonoros aparece expresado en forma numérica (expresado en dB), generalmente con un dígito decimal, en una pantalla de cristal líquido. En esa misma pantalla suelen aparecer también otros datos sobre la medida de niveles sonoros que se está realizando, tales como la indicación de que se ha superado el valor máximo establecido, o que la batería del instrumento necesita ser recargada.

Los sonómetros deben cumplir unos requisitos o estándares claramente especificados a nivel nacional o internacional (European Standard, 1994). De acuerdo la precisión de estos instrumentos, los sonómetros se suelen clasificar en los cuatro tipos siguientes:

- Sonómetros de clase 0. Estos instrumentos se caracterizan por las tolerancias más exigentes ( $\pm 0.4$  dB) en relación con las desviaciones en la respuesta lineal a las frecuencias y la omnidireccionalidad. Estos sonómetros se utilizan en trabajos de laboratorio e investigación con fines de referencia, cuando las medidas a realizar requieren una precisión extrema.
- Sonómetros de clase 1. Se trata de sonómetros de precisión, con un límite de desviaciones de  $\pm 0.7$  dB, que debe satisfacerse para un amplio intervalo de temperatura y humedad y está diseñado para la realización de trabajos de campo de alta calidad.
- Sonómetros de clase 2. Estos instrumentos resultan adecuados para trabajos de prospección general. Sus límites de tolerancia se establecen en  $\pm 1.0$  dB. Estos sonómetros disponen sólo de la escala de ponderación A.
- Sonómetros de clase 3. La tolerancia de este tipo de sonómetros es la menos exigente de todas ( $\pm 1.5$  dB). En consecuencia, su uso previsto es la realización de medidas de carácter orientativo o aproximado.

Gracias al desarrollo experimentado por las técnicas digitales en el curso de estos últimos años, los modelos más modernos de sonómetros poseen muchas funciones y son capaces de llevar a cabo muchas operaciones, entre las que podemos destacar la posibilidad de elegir entre las respuestas "fast", "slow" o "impulse", la determinación de los valores de los índices percentiles, la realización de análisis estadísticos de los niveles sonoros, presentando los oportunos resultados en forma de distribuciones acumulativas o distributivas, el almacenamiento de la historia temporal de los niveles sonoros para periodos definidos por el usuario, el almacenamiento de aquellos episodios de ruido que superen durante el tiempo de medida un determinado valor umbral establecido por el usuario, o la realización de un análisis de frecuencia en tiempo real en bandas de octava o de  $1/3$  de octava, entre muchas otras. Se han producido también grandes cambios en la estructura operativa de estos instrumentos, hasta el punto de que, en la actualidad, la utilización en tiempo real y en trabajos de campo de un sistema constituido por un micrófono, un sistema de adquisición de datos y un ordenador sen-

cillo (notebook), dotado de un software especial, permite realizar muchas más funciones de las que se podían realizar con un sonómetro convencional.

## **2.4. Medida de la contaminación acústica**

A lo largo de las últimas décadas se han llevado a cabo infinidad de estudios y medidas de ruido ambiental (en inglés, noise surveys) en todo el mundo. La mayoría de estos estudios han estado enfocados a la evaluación de la contaminación sonora existente en los medios urbanos. Entre los primeros ejemplos de este tipo de trabajos cabe mencionar las realizadas en la ciudad de Nueva York hace ya más de setenta años con el objetivo de "estudiar el ruido en Nueva York y desarrollar los medios para reducirlo". La lista de las principales fuentes de ruido identificadas en esta ciudad es extraordinariamente extensa, y están relacionadas con el tráfico rodado (automóviles, motocicletas, camiones, frenos, bocinas, sirenas etc.), los sistemas de transporte público (autobuses, tranvías, ferrocarriles, trenes elevados, frenos, impactos de las ruedas de los trenes con los carriles, etc.), la construcción de edificios (martillos neumáticos, compresores, operaciones de carga y descarga, escapes de vapor o gases de combustión, etc.), las viviendas (gramófonos, fiestas sociales, instrumentos musicales, ladridos de perros, etc.), las calles (aparatos de radio, música, comercios, garajes, paradas de taxis, etc.), el puerto y el río (sirenas, campanas, motores, etc.), la recogida o distribución de productos (basuras, leche, alimentos, correo postal, etc.) y las fuentes de otra naturaleza (aviones, industrias, restaurantes, diversiones, etc.). Aunque no hay duda de que las ciudades han evolucionado enormemente desde los tiempos en que se realizó este trabajo, la relación de las principales fuentes de ruido urbano apenas ha sufrido cambios y, en cualquier caso, esas fuentes siguen estando relacionadas hoy en día con las actividades humanas (Brown et al., 1930).

### **2.4.1. Objetivos de las medidas de ruido**

Dado que los objetivos por los que se llevan a cabo las medidas de ruido en los medios urbanos pueden ser muy diferentes, las características de esas medidas varían considerablemente de unos casos a otros. Por otra parte, es relativamente frecuente que tales medidas respondan a más de un objetivo y, en consecuencia, puede ser necesario adoptar alguna fórmula de compromiso a la hora de seleccionar la estrategia de medida a utilizar en cada ocasión. Entre los propósitos u objetivos de los estudios de ruido urbano, a nivel de toda una comunidad o en alguna zona específica de la misma, se pueden destacar los siguientes (Brambilla, 2001):

- 1) Comparar los niveles de contaminación sonora con los límites establecidos en una determinada legislación sobre el ruido.
- 2) Analizar la adecuación del suelo en relación con los diferentes usos o actividades, lo cual supone la comparación entre los niveles del ruido ambiental existentes en un momento determinado o previstos en el futuro con los criterios aplicables a la planificación urbanística y uso del suelo.
- 3) Obtener una información medioambiental lo más completa posible con el fin de evaluar los impactos de ruido presentes o futuros.
- 4) Determinar las necesidades y/o la extensión de las medidas de control del ruido producido por las fuentes sonoras actuales o futuras.



- 5) Identificar las fuentes de contaminación acústica en el exterior y evaluar su contribución al ambiente sonoro.
- 6) Obtener una descripción precisa del denominado ruido comunitario y establecer la correlación entre los correspondientes niveles y la respuesta de los residentes afectados por dicho ruido.
- 7) Evaluar con la mayor aproximación posible la respuesta subjetiva de los ciudadanos a nivel individual ante el ruido ambiental.
- 8) Respalda la formulación de iniciativas legislativas y actuaciones de planificación orientadas a reducir la exposición de las personas al ruido.

#### **2.4.2. Características generales del ruido urbano**

El campo acústico de una zona urbana está compuesto por una enorme cantidad de fuentes sonoras diferentes. Algunas de estas fuentes sonoras son continuas, en tanto que otras funcionan esporádicamente o intermitentemente. Algunas están presentes en el mismo lugar en que nos encontramos, en tanto que otras pueden estar bastante alejadas de ese lugar. Algunas son de alta intensidad, en tanto que otras pueden ser apenas audibles. Algunas tienen un espectro de frecuencias muy amplio, en tanto que en otras, dicho espectro tiene una banda estrecha. La importancia de la contribución de cada fuente al campo sonoro urbano depende de sus características específicas, así como del lugar donde esa fuente se encuentre y de la configuración urbanística de su entorno inmediato (Brambilla, 2001).

Como ya hemos indicado anteriormente, en general, la fuente sonora predominante en la mayoría de las zonas urbanas es el tráfico rodado, cuyo ruido se ha convertido en una señal de identidad de las sociedades modernas. Las diferentes fuentes de ruido relacionadas con estos vehículos (ruido de los motores, sonido de las bocinas, emisión de los gases de combustión, sirenas de ambulancias o coches de la policía, chirrido de los frenos, etc.) se perciben constantemente a lo largo de todo el día y pueden resultar especialmente molestas durante la noche. El ruido producido por el movimiento de los trenes es igualmente motivo de quejas en muchas zonas urbanas, como lo es también el tráfico aéreo en las proximidades de los grandes aeropuertos que, debido al crecimiento imparable de las ciudades, están cada día más y más cerca de zonas residenciales densamente pobladas. El ruido relacionado con las obras públicas o la construcción de edificios es también muy importante no sólo en las zonas más céntricas de las ciudades, sino en sus distritos periféricos o núcleos de población suburbanos. El ruido relacionado con las actividades de ocio, tales como los bares, discotecas, conciertos al aire libre, espectáculos deportivos, ferias, fiestas populares, verbenas, fuegos artificiales, etc., produce también muchas molestias a los residentes urbanos. En esta larga relación, el ruido comunitario o de vecindad, producido tanto por las personas como por algunos animales, es igualmente objeto de numerosas quejas.

En la mayoría de las ciudades, la estructura básica de un mapa de ruido está determinada principalmente por el trazado urbanístico de sus calles y vías de tráfico principales. La presencia en estas calles de un número más o menos elevado de fuentes sonoras puntuales (vehículos)

determina la existencia en la práctica de fuentes sonoras lineales orientadas a lo largo de las respectivas líneas de tráfico, que dan lugar a la creación de un campo acústico con simetría semicilíndrica. Como es natural, esta forma geométrica ideal se ve alterada por la presencia de los edificios y de las calzadas presentes en las estructuras urbanas. Superponiéndose a esta configuración básica, se pone de manifiesto la presencia de un número muy elevado de fuentes sonoras singulares, tales como una industria, un estadio deportivo, un acondicionador de aire, un patio de recreo de una escuela, una excavadora, un altavoz, un avión aterrizando, etc., fuentes que presentan una gama de intensidades enormemente variada. En todo caso, es evidente que su influencia sobre el ambiente acústico general de una ciudad dada tiene un carácter localizado y tal vez esporádico, muy lejos de la omnipresencia espacial y temporal que caracteriza al tráfico rodado. Naturalmente, esta afirmación no nos debe hacer olvidar que la presencia de algunas de tales fuentes sonoras en unas determinadas zonas urbanas puede resultar tan significativa como el ruido de tráfico, y en ocasiones incluso mucho más que éste. Esta cualidad debe tenerse muy en cuenta a la hora de evaluar el ambiente sonoro de un determinado entorno urbano.

En la Figura 2.17 se reproduce un fragmento del mapa sonoro de la zona del Ensanche de Barcelona. En estas medidas se puso de manifiesto que en un 70% de la superficie de este distrito de la ciudad los valores medios de los niveles de contaminación sonora diurnos estaban comprendidos entre 70 dBA y 77 dBA, una situación perfectamente comparable con la existente en otras muchas ciudades europeas de características comparables con las de ésta. La información que proporciona estos mapas sonoros es muy importante como punto de partida para desarrollar actuaciones técnicas o administrativas con el objetivo de luchar contra la contaminación acústica en los medios urbanos (Ajuntament, 1990).

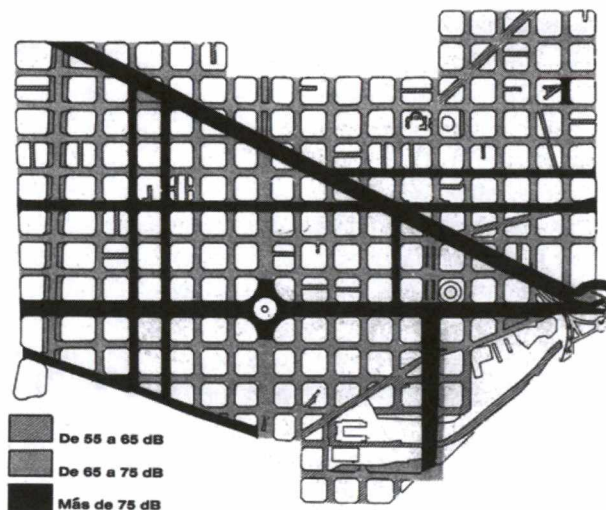


Figura 2.17. Fragmento del mapa sonoro de la zona del Ensanche de Barcelona (Ajuntament, 1990).

En cualquier caso, es evidente que la superposición de los sonidos emitidos por todas las fuentes sonoras que puedan estar presentes en una ciudad o un gran espacio urbano da lugar a un campo acústico de enorme complejidad, que se caracteriza por grandes variaciones en los niveles de ruido dependiendo de las fuentes presentes o predominantes en un determinado emplazamiento y de la variación de esta situación en el transcurso del tiempo. Dicho de otro modo, los niveles sonoros en los medios urbanos se caracterizan por su importante variación espacial y temporal. En consecuencia, una buena parte de los esfuerzos realizados en la evaluación del ruido urbano en una gran ciudad está destinada a desarrollar métodos capaces de dar cuenta de forma adecuada de dicha variación espacial y temporal (Brambilla, 2001).

### 2.4.3. Variación temporal de los niveles sonoros

En términos generales, cabe recordar que el nivel sonoro de cualquier sonido suele variar con el tiempo. Esta cualidad es sumamente importante a la hora de evaluar un impacto sonoro, dado que suele determinar la forma en que debe realizarse la correspondiente medida, las características del instrumento necesario para llevarla a cabo y la unidad en que finalmente expresaremos el resultado de nuestra evaluación. Para ilustrar estos aspectos, en la Figura 2.18 se representan cuatro tipos diferentes de ruido. En el llamado ruido continuo, el nivel sonoro se mantiene básicamente cons-

Representación gráfica del ruido

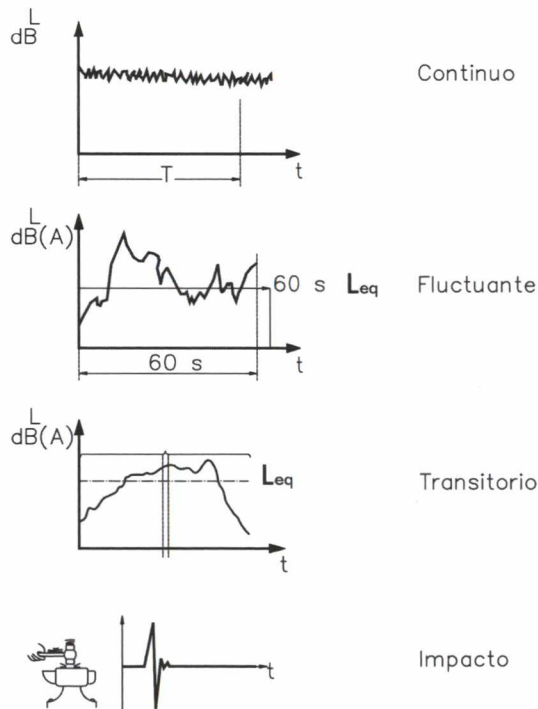


Figura 2.18. Representación gráfica de la variación temporal de cuatro tipos diferentes de ruido (continuo, fluctuante, transitorio y de impacto).

tante en el transcurso del tiempo; un ejemplo de este ruido lo tenemos en el producido por una sierra mecánica. En el ruido fluctuante el nivel sonoro varía de forma más o menos irregular con el tiempo; el ruido producido por el tráfico rodado es un buen ejemplo de este tipo de ruido. El ruido transitorio se caracteriza por el hecho de que los niveles sonoros aumentan con el tiempo hasta alcanzar un cierto valor máximo y más tarde disminuyen con el tiempo hasta retornar a la situación original; tal como indica la palabra transitorio, este esquema puede corresponder al paso de un vehículo aislado junto a un observador dado (el paso de un tren junto al andén de una estación constituye un ejemplo de este tipo de ruido). Finalmente, el ruido de impacto es característico de un golpe; el ruido producido por el cierre brusco de una puerta debido a una corriente de aire o el golpe de un martillo sobre un yunque pueden ser ejemplos representativos de este caso.

Como es natural, la variación temporal de los niveles sonoros en un determinado emplazamiento urbano no suele ser tan sencilla como la ilustrada en los cuatro tipos estándar que acabamos de mencionar. Dicha variación depende sobre todo de la naturaleza y características de las fuentes sonoras que configuran el ambiente acústico en ese entorno concreto. Cualquiera que sea la variabilidad temporal de los niveles sonoros en cuestión, ésta se produce siempre por encima de un cierto "ruido de fondo", es decir, un nivel sonoro de baja intensidad y prácticamente estacionario (a corto plazo) producido por las condiciones acústicas del entorno inmediato y remoto.

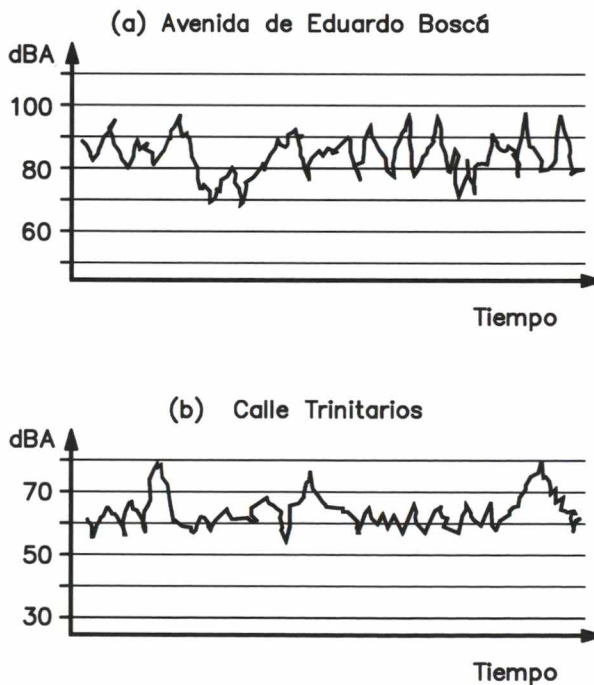


Figura 2.19. Registros gráficos de niveles sonoros producidos por el tráfico en dos emplazamientos diferentes de la ciudad de Valencia (García, 1991).

A título de ejemplo, en la Figura 2.19 reproducimos dos registros gráficos del ruido de tráfico obtenidos hace ya algún tiempo en otros tantos emplazamientos muy diferentes de la ciudad de Valencia. El gráfico superior (a) corresponde a las medidas realizadas en la Avda. de Eduardo Bosca, una vía importante de tráfico que forma parte del segundo cinturón de ronda de la ciudad, en un momento en que la densidad de tráfico era del orden de 3.300 veh/h, con un 10% de vehículos pesados. Hay que señalar que los niveles sonoros instantáneos medidos en este caso son muy elevados, superando con relativa frecuencia los 80 dBA, con pequeñas fluctuaciones en torno a ese valor. También advertimos aquí la presencia de dos valles relativos, originados por los regulares cambios de semáforos. El gráfico inferior (b) corresponde a las medidas llevadas a cabo en la calle Trinitarios, situada en un entorno relativamente tranquilo, en pleno centro histórico de la ciudad, por la que en el momento de realizar las medidas circulaban unos 100 veh/h, en ausencia de vehículos pesados. El rasgo más destacable en este caso es la presencia de un "ruido de fondo" relativamente bajo, en torno a los 55 dBA, sobre el que emergen, de tanto en tanto, unos máximos más o menos pronunciados, en los que el nivel sonoro instantáneo alcanza valores del orden de 70-75 dBA, y que corresponden al paso de vehículos aislados, constituyendo lo que solemos denominar un fenómeno transitorio.

Las características de las distribuciones estadísticas de los niveles sonoros instantáneos producidos por el tráfico en medios urbanos dependen de las condiciones específicas existentes en los lugares donde se llevan a cabo las correspondientes medidas. Por ejemplo, cuando el volumen de tráfico es elevado, la distribución de los niveles sonoros instantáneos es prácticamente normal (gaussiana). En cambio, cuando el tráfico es escaso, dicha distribución aparece más o menos sesgada hacia la izquierda, como consecuencia de una presencia sustancial de niveles sonoros bajos dentro del conjunto. En la Figura 2.20 presentamos los histogramas correspondientes a las distribuciones de los niveles sonoros instantáneos obtenidos en las medidas a las que nos hemos referido anteriormente (realizadas en las calles de Eduardo Bosca y Trinitarios, respectivamente). Estas medidas fueron llevadas a cabo con un sonómetro de precisión BK2215 y un analizador estadístico BK4431, y duraron 30 minutos, tomando los correspondientes datos a razón de 1 valor cada 0'3 segundos.

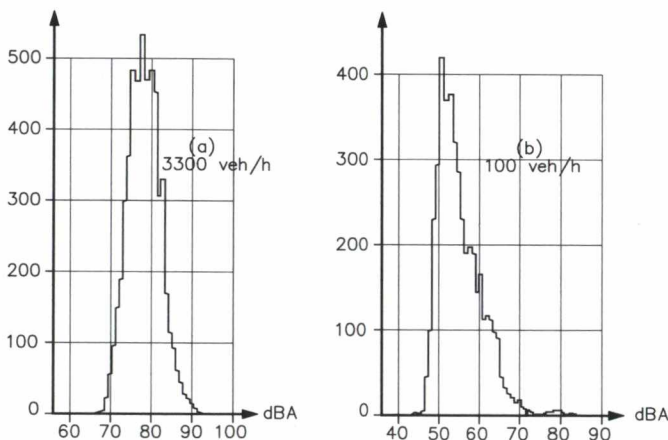


Figura 2.20. Distribuciones estadísticas de los niveles sonoros instantáneos producidos por el tráfico en dos emplazamientos diferentes de la ciudad de Valencia (García, 1991).

La fluctuación temporal de los niveles sonoros instantáneos medidos en un determinado emplazamiento urbano, a la que nos estamos refiriendo en este apartado, es un aspecto muy importante de este tema. Esta cualidad es precisamente la que justifica la utilización de índices tales como los índices sonoros percentiles  $L_x$  o el nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$  para dar cuenta de esta situación de forma adecuada.

Un aspecto particularmente importante de la variación temporal de los niveles sonoros en los medios urbanos se refiere a las medidas realizadas de forma continua durante las 24 horas del día. En el Apéndice 3 nos ocuparemos específicamente de esta cuestión.

## 2.5. Técnicas de medida

En un trabajo realizado hace ya más de treinta años, se demostró con absoluta claridad que los niveles de contaminación sonora en las zonas urbanas dependen de numerosas variables de diversa naturaleza y deben ser tratados como corresponde a todo fenómeno estadístico (Safeer, 1973). Como hemos indicado anteriormente, los niveles sonoros existentes en un cierto emplazamiento urbano son el resultado de una compleja interacción entre un gran número de fuentes sonoras de diferente naturaleza, bajo unas condiciones urbanísticas y atmosféricas muy concretas. Estas condiciones pueden dar lugar a un incremento o una reducción en la intensidad del nivel sonoro entre la fuente y el receptor. Como es natural, cualquiera que sea su naturaleza, estas condiciones son propias de un enclave urbano determinado y pueden variar considerablemente de un punto a otro de una ciudad.

En consecuencia, la medida de un único valor del nivel sonoro que pueda existir en un lugar y momento determinados no nos dice gran cosa sobre el ambiente acústico de una ciudad y ni siquiera nos dice lo suficiente sobre el ambiente acústico de ese emplazamiento en particular. Como consecuencia de la variación temporal del ambiente acústico en las zonas urbanas, el valor único al que nos estamos refiriendo debe ser tratado estadísticamente, y en función de la cuantía de las variaciones en los oportunos niveles sonoros, podremos decidir hasta qué punto ese valor único constituye o no una buena evaluación del ambiente sonoro del emplazamiento considerado. De modo análogo, la variación espacial de los niveles sonoros en los medios urbanos supone que el valor obtenido en un lugar determinado no es representativo, en general, de los niveles sonoros existentes en un área más o menos extensa. Todas estas cualidades dificultan extraordinariamente la obtención del mapa sonoro de una gran superficie urbana y, por extensión, de toda una ciudad.

Dado que el número y la duración de las medidas a realizar es siempre limitado, por razones prácticas obvias, con el fin de obtener el valor o valores de los descriptores que sean estadísticamente representativos del ambiente sonoro del conjunto de una ciudad (es decir, lo que conocemos con el nombre de mapa sonoro) hay que tener en cuenta los aspectos siguientes:

- 1) realización de un muestreo espacial adecuado de los puntos de medida propuestos, estableciendo el número y la localización de dichos puntos de medida en toda la superficie a estudiar.
- 2) realización de un muestreo temporal en todos los puntos de medida seleccionados, o en una parte representativa de ellos, fijando la frecuencia y la duración de las medidas a realizar en cada caso.

3) definición muy precisa de las condiciones en que hay que llevar a cabo las correspondientes medidas de niveles sonoros, entre las que se incluye el tipo y las características de la instrumentación a utilizar, la posición de los micrófonos, las condiciones ambientales deseables, la anotación de datos e información adicionales, etc.

### 2.5.1. Técnicas de muestreo espacial

Aunque los criterios utilizados en las medidas de ruido ambiental urbano (en inglés, noise surveys) realizadas durante los últimos años en todo el mundo difieren considerablemente de unos casos a otros (Brown et al., 1987) (García, 1996), por lo que se refiere a las características del muestreo espacial esos criterios se pueden agrupar en las cuatro categorías siguientes:

- muestreo al azar
- muestreo estratificado
- muestreo orientado hacia el receptor
- muestro orientado hacia la fuente

En principio, en el muestreo al azar, la elección de los puntos de medida se hace de forma arbitraria. Sin embargo, en la práctica, esa elección se suele llevar a cabo mediante la utilización de una retícula regular (generalmente de forma cuadrada) superpuesta al mapa o plano de la zona a estudiar. El tamaño y los límites de dicha retícula se puede determinar con la ayuda de un análisis de los diferentes usos del suelo de una ciudad o una parte de ella (tomando en consideración únicamente las zonas urbanas consolidadas, incluyendo o no las zonas suburbanas, industriales, etc.), o vienen dados simplemente en función de la presencia de residentes o de fuentes sonoras significativas. El tamaño de las celdas de la citada retícula suele variar entre los 100 m y los 1.000 m y, en la práctica, suele estar condicionada más por los recursos económicos y humanos disponibles para llevar a cabo el correspondiente estudio que por criterios objetivos de variabilidad espacial del campo acústico en los medios urbanos. En algún caso, el tamaño de las celdas utilizadas no se mantiene constante para toda la zona urbana considerada, sino que se adecua a sus características (teniendo en cuenta su estructura urbanística, presencia de muchas fuentes sonoras, etc.). En principio, los puntos de medida se suelen localizar en los vértices o puntos de intersección de las rectas que forman la retícula en cuestión, aunque, en la práctica, esta regla general se adapta a las condiciones existentes en cada caso: Por ejemplo, algunos de los vértices de la retícula pueden corresponder al interior de un edificio, al centro de la calzada, o a algún otro lugar inaccesible, en cuyo caso, el punto de medida real se sitúa lo más cerca posible a estas localizaciones nominales (Brambilla, 2001).

En general, los estudios sobre el ruido urbano basados en el muestreo al azar proporcionan una información sumamente útil acerca de las fuentes de ruido presentes en una determinada comunidad y el orden de magnitud de los niveles sonoros existentes en toda esa comunidad. En este último sentido, un resultado muy interesante viene expresado por la distribución estadística de los niveles sonoros encontrados en la totalidad de las medidas de niveles sonoros llevadas a cabo en el ámbito urbano estudiado (véase el Apéndice 1, en el que se presentan algunos resultados de las medidas de contaminación sonora en la ciudad de Valencia). La citada distribución nos permite conocer, por ejemplo, el porcentaje de puntos de medida del conjunto en consideración en los que

se supera un determinado nivel sonoro. Por otra parte, si la muestra que estamos considerando es la adecuada, es decir, si no se ha introducido ningún tipo de sesgo en su selección, es razonable suponer que tal distribución estadística es representativa de la situación existente en toda esa comunidad. Por lo tanto, esa distribución nos permite deducir con suma facilidad, entre otras cosas, en qué proporción de la superficie ocupada por la comunidad en cuestión se supera o no un cierto valor de nivel sonoro. Cabe señalar que, en principio, partiendo de la misma información de base y siguiendo el mismo razonamiento, sería también posible determinar la proporción de residentes en la comunidad considerada que están nominalmente expuestos o no a niveles sonoros por encima de un determinado nivel. Sin embargo, en la práctica, esta última posibilidad presenta muchas dificultades, relacionadas fundamentalmente con las diferencias en la densidad de población en unas zonas u otras de la comunidad urbana considerada, diferencias que tal vez habría que evaluar, llegado el caso, edificio por edificio.

La información sobre la proporción de la superficie de una ciudad en la que se supera un determinado nivel sonoro permite comparar los ambientes sonoros existentes, por ejemplo, en dos barrios o zonas urbanas diferentes de dicha ciudad. Más aún, y siempre que las características de los respectivos muestreos al azar sean comparables, las correspondientes distribuciones nos permitirán comparar con el adecuado fundamento los niveles de ruido de dos o más ciudades diferentes. Naturalmente, todas estas comparaciones se pueden llevar a cabo utilizando cualquiera de los varios índices de ruido establecidos, tales como los niveles sonoros equivalentes horarios  $L_{eq}$ , los niveles sonoros equivalentes día  $L_d$ , los niveles sonoros equivalentes noche  $L_n$ , o los niveles sonoros equivalentes día-tarde-noche  $L_{den}$ , entre otros.

Con todo, y sin desmerecer sus innegables cualidades, la técnica de muestreo al azar no siempre es la mejor alternativa posible para caracterizar el ambiente sonoro en los medios urbanos. En bastantes casos, la distribución estadística de niveles sonoros en esos medios no responde a una distribución normal, sino que aparece más o menos sesgada hacia los niveles sonoros más altos, cuya incidencia suele estar originada por la existencia de vías de tráfico intenso. En estos casos, el muestreo estratificado resulta mucho más eficiente. Esta técnica se basa en dividir la superficie de una determinada comunidad urbana (ciudad) en diferentes estratos o categorías diferentes, realizando un número adecuado de medidas de niveles sonoros en cada uno de los estratos considerados. La selección de los estratos en cuestión suele estar determinada por su homogeneidad en los usos del suelo (zonas residenciales, comerciales, suburbanas, etc.) o por las fuentes sonoras claramente predominantes en cada caso (tráfico rodado, zonas de ocio, zonas aeroportuarias, etc.). La selección de los puntos de medida de los niveles sonoros en cada uno de los estratos se puede realizar estrictamente al azar (utilizando un sistema de cuadrículas) o con una relativa arbitrariedad, aunque en este caso los puntos elegidos deben ser representativos de las condiciones que caracterizan al estrato considerado. Sin embargo, habría que llamar la atención sobre el hecho de que esta última estrategia suele conducir a una elección de los lugares más ruidosos de un entorno dado, invalidando la representatividad de los resultados. El número de puntos de medida en un estrato determinado depende de la variación esperada para el índice de ruido ambiental a utilizar, que, en la mayoría de los casos, es el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  o sus derivados (Brambilla, 2001).

La técnica de muestreo orientado hacia el receptor se suele utilizar en aquellos estudios cuyo objetivo fundamental es evaluar la exposición al ruido de una clase o categoría particular de



receptores. Sin duda alguna, los edificios residenciales (viviendas) son la categoría más importante, dado que es en ellos donde las personas suelen permanecer durante más tiempo. Otra categoría relevante está constituida por los edificios especialmente sensibles al ruido, entre los que podríamos incluir los hospitales, las escuelas o las residencias de personas de edad avanzada. Una clase de indudable interés son los peatones, inevitablemente expuestos a una amplia variedad de fuentes de ruido ambiental durante sus desplazamientos por las calles de cualquier ciudad. Por último, no está de más recordar que esta técnica especial de muestreo se utiliza también en muchos estudios sobre el ruido laboral, un campo en el que el principal objeto de atención suele ser la evaluación de la exposición de los trabajadores a este factor ambiental (Brambilla, 2001).

Cabe señalar que, en todos estos casos, las estrategias de muestreo son diferentes a las que hemos considerado en los párrafos anteriores, dado que ahora nuestro principal interés se centra en establecer una muestra que sea representativa de la población de receptores o personas expuestas al ruido ambiental, y no tanto en obtener una muestra representativa de los niveles sonoros existentes en los entornos específicos que acabamos de mencionar. La principal ventaja del muestreo orientado hacia el receptor frente a otras alternativas es que los resultados que se obtienen con su aplicación se pueden hacer extensivos con relativa facilidad a poblaciones muy numerosas, siempre y cuando las técnicas de muestreo hayan sido las adecuadas. Como es natural, en este sentido, el tamaño de la muestra y los criterios de selección de los casos a estudiar son dos factores clave a tener en cuenta.

Finalmente, por lo que se refiere al muestreo orientado hacia la fuente, bastará con indicar que, en el marco de esta estrategia, las correspondientes medidas de ruido se pueden llevar a cabo en emplazamientos seleccionados totalmente al azar, de manera tal que esos emplazamientos, por ejemplo, se puedan considerar representativos de las diferentes situaciones de tráfico rodado existentes en una zona urbana más o menos extensa. Otra posibilidad en este mismo sentido se basa en seleccionar los emplazamientos de acuerdo con algún criterio previamente establecido, por ejemplo, en función de su equidistancia a una vía principal de tráfico. Como es natural, los resultados obtenidos con estas técnicas no se deberían comparar con los que se obtienen utilizando otras estrategias de muestreo diferentes (Brambilla, 2001).

### **2.5.2. Técnicas de muestreo temporal**

En muchos casos es necesario determinar el valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  para periodos de tiempo relativamente grandes, por ejemplo, con el fin de comprobar si se cumplen o no las exigencias de alguna legislación vigente. Afortunadamente, hoy en día disponemos de una instrumentación muy sofisticada que permite realizar medidas de niveles de ruido ambiental de larga duración, desde un día a todo un año completo. Estos instrumentos se pueden montar en posiciones fijas durante tiempos indefinidamente largos, como es el caso de las estaciones de vigilancia medioambiental instaladas actualmente en algunas ciudades de nuestro país (Perera et al., 2001), o de las unidades permanentes de monitorización del ruido de aviones instaladas en el entorno de muchos grandes aeropuertos de todo el mundo, con el fin de controlar el estricto cumplimiento de las normas establecidas para las operaciones de las aeronaves (véase el Capítulo 1).

En otros casos, las estaciones de medida en cuestión sólo permanecen en un emplazamiento dado de una ciudad durante algún tiempo, transcurrido el cual se trasladan a algún otro lugar de la misma, realizando medidas más o menos largas (por ejemplo, durante una semana completa) en ciertos entornos urbanos preseleccionados, con el objetivo de controlar la evolución de la contaminación sonora en una serie de puntos clave de una gran ciudad (véase el Apéndice 3). Cabe señalar, sin embargo, que, dado el coste económico de estas estaciones de medida y las infraestructuras que exige su utilización y mantenimiento es bastante elevado, su empleo en la práctica está restringido a contextos y situaciones muy especiales.

Las mencionadas dificultades se pueden subsanar de forma aceptable aplicando técnicas de muestreo temporal, gracias a las cuales se puede estimar el valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  durante un tiempo  $T_L$  más o menos largo (por ejemplo, las 24 horas del día, una semana o un año) a partir de los valores obtenidos en medidas de duración mucho menor, realizadas durante el tiempo  $T_L$  considerado. En la definición de una estrategia de muestreo dada hay que tener en cuenta los parámetros siguientes:

- 1) El tiempo de referencia  $T_R$ . En el caso de considerar un periodo de 24 horas, es decir, un día completo, se suelen distinguir dos tiempos de referencia diferentes, el periodo diurno (generalmente entre las 7.00 h y las 22.00 h) y el periodo nocturno (entre las 22.00 h y las 7.00 h).
- 2) El tiempo de observación  $T_O$ . Estos tiempos están comprendidos dentro de los tiempos de referencia y pueden tener una duración fija o variable, aunque lo más frecuente suele ser lo primero. En el ejemplo que acabamos de mencionar (un día completo), la duración de los tiempos de observación suele ser de una hora.
- 3) El tiempo de medida  $T_M$ . Estos tiempos están comprendidos dentro de los tiempos de observación y pueden tener también una duración fija o variable, aunque lo más frecuente es lo primero. El valor del tiempo de medida se elige teniendo en cuenta la variabilidad temporal del ruido.

Sobre la base de este esquema general, se han desarrollado diferentes estrategias de muestreo temporal. Aunque las posibilidades son prácticamente ilimitadas, en la práctica se pueden agrupar en dos grandes categorías, la del muestreo continuo, y la del muestreo de compresión temporal, que se conoce también como la técnica del *microsampling*. La técnica del muestreo continuo se basa en la recogida de una muestra de ruido durante  $x$  minutos de cada hora dentro de un determinado tiempo de referencia (por ejemplo, el periodo diurno o las 24 horas del día). Aunque el valor de  $x$  puede variar ampliamente, las propuestas más utilizadas se sitúan entre los cinco y veinte minutos. Esta estrategia se basa en la hipótesis de que la distribución estadística de los niveles sonoros incluidos en la muestra medida durante los mencionados  $x$  minutos es aceptablemente representativa de la distribución que se obtendría si se realizara una medida continua a lo largo de toda la hora. Esta suposición sólo se puede hacer cuando los niveles sonoros varían de forma relativamente homogénea a lo largo de los 60 minutos considerados, y lo hacen con una varianza no demasiado alta. En caso contrario, se pueden producir errores en la estimación por encima de 2 dBA (Brambilla, 2001).

En la técnica de compresión temporal o *microsampling* la muestra de  $x$  minutos de duración no se toma de forma continua, sino discontinua, y está constituida por un conjunto de submuestras de

muy pequeña duración. Por ejemplo, si se establece a priori que el ruido se va a medir durante un tiempo de 10 minutos (600 segundos) cada hora, se puede diseñar una estrategia de *microsampling* que consista en considerar 20 submuestras diferentes, cada una de ellas con una duración de 30 segundos. Estas submuestras pueden estar regularmente espaciadas a lo largo de toda la hora (a razón de una submuestra cada 3 minutos en nuestro ejemplo) o pueden estar tomadas al azar a lo largo de dicho tiempo. La magnitud de los errores originados por esta técnica de muestreo suele ser inferior a los que se cometen con la técnica de muestreo continuo. Por otro lado, la precisión en las estimaciones aumenta a medida que la duración de las submuestras disminuye (García et al., 1986).

Cuando se aplica alguna de las técnicas de muestreo temporal hay que tener muy presente que la precisión de las evaluaciones aumenta cuando las muestras de datos recogidas son estadísticamente independientes entre sí. En general, si las muestras en cuestión están poco espaciadas temporalmente no se puede suponer a priori que se satisface dicho requisito y sería necesario hacer algunas comprobaciones al respecto. Esta situación se produciría, por ejemplo, si se pretendiera evaluar el impacto acústico de unas obras públicas sobre los residentes de una cierta zona urbana a lo largo de todo un año y nos limitáramos a realizar un muestreo del correspondiente ruido durante las dos primeras semanas de ese año.

## 2.6. La predicción del ruido ambiental

La obtención de una información detallada sobre el ambiente sonoro en un determinado lugar no requiere necesariamente la realización de un programa completo de medidas de niveles sonoros, un procedimiento que siempre es laborioso y costoso. Es importante recordar una vez más que los niveles de contaminación sonora existentes en un entorno determinado dependen de las características de las correspondientes fuentes sonoras (potencia, frecuencia y directividad) y de las condiciones de propagación del sonido en ese lugar (distancia entre la fuente y el receptor, topografía del terreno, presencia de obstáculos susceptibles de actuar como pantallas sonoras, reflexiones sobre las fachadas de los edificios, etc.). Tomando como base toda esta información, desde hace algún tiempo se han desarrollado una amplia variedad de métodos de predicción de los niveles sonoros. Como es natural, estos métodos difieren en varios aspectos según la naturaleza de la fuente sonora considerada (tráfico rodado, aviones, trenes, industrias, etc.) y el medio objeto de estudio (zonas urbanas, espacios abiertos, etc.). Aunque la combinación de dos o más de esos métodos básicos es siempre posible (por supuesto, a costa de aumentar considerablemente la complejidad de la predicción), en la mayoría de los casos basta con utilizar los métodos puros. Una situación típica en este sentido podría corresponder al objetivo de predecir los niveles de ruido que producirá el tráfico rodado que pueda circular en el futuro por una cierta autopista (hoy en fase de proyecto) sobre un grupo de edificios de viviendas situadas junto a su trazado previsto, obteniendo así lo que se podría considerar como el mapa sonoro virtual de la zona (Favre, 1987) (Arana, 2001).

Los métodos de predicción de niveles sonoros se pueden clasificar en tres grandes grupos: métodos manuales, métodos basados en ordenadores y métodos con modelos o maquetas a escala. Los llamados métodos manuales permiten calcular los niveles sonoros producidos en un determinado contexto mediante una serie de fórmulas, tablas o gráficos relativamente sencillos. Los métodos basados en el uso de ordenadores utilizan software muy potentes que permiten llevar a cabo con relativa facilidad una enorme cantidad de cálculos muy precisos sobre la situación existente en las zonas objeto de estudio y proporcionan mapas sonoros muy detallados de las zonas objeto de estudio, incluyendo atractivas representaciones grá-

ficas de esas zonas con todo clase de información y espectaculares efectos de color. Las técnicas basadas en los modelos o maquetas a escala resultan indicadas en situaciones especiales, en las que los anteriores métodos son incapaces de dar cuenta de las complejas relaciones entre las fuentes sonoras y los receptores de un cierto entorno. En los apartados siguientes ofrecemos alguna información adicional sobre estos tres métodos, centrándonos en la predicción del ruido originado por el tráfico rodado en zonas urbanas (Favre, 1987) (Arana, 2001).

### 2.6.1. Métodos de predicción manuales

En la mayoría de los métodos manuales, el cálculo de niveles sonoros se lleva a cabo en dos etapas diferentes. La primera de ellas se basa en definir con todo detalle las características acústicas de la fuente sonora a considerar en la predicción (generalmente, la fuente sonora predominante en un entorno dado), en tanto que en la segunda se estudia la propagación del sonido emitido por dicha fuente en el camino que la separa del receptor (consideraciones geométricas). La fórmula básica para la predicción del nivel de ruido en el lugar en que se encuentra dicho receptor consiste en tres términos diferentes:

$$L_R = L_F + D + C$$

donde  $L_R$  representa el nivel de presión sonora en el punto de recepción,  $L_F$  el nivel de presión sonora de la fuente (relacionado con su potencia sonora),  $D$  la corrección por directividad de la fuente sonora en la dirección del receptor, y  $C$  la suma total de los diferentes factores de corrección a considerar en cada caso concreto, en función de la reflexión, dispersión, absorción, etc., que sufren las ondas sonoras en su camino desde la fuente hasta el receptor. En el caso de que exista más de una fuente, el nivel sonoro resultante en el lugar en que se encuentra el receptor se puede obtener muy fácilmente sumando los niveles sonoros correspondientes a cada una de esas fuentes, calculados mediante la expresión anterior. Es importante señalar también que, cuando se consideran fuentes sonoras individuales y estacionarias (por ejemplo, una industria), las medidas sonoras básicas son relativamente simples. En cambio, si las fuentes sonoras que intervienen en el proceso son múltiples y no estacionarias (por ejemplo, el tráfico rodado), esas evaluaciones deben llevarse a cabo para cada una de dichas fuentes (en principio, con características diferentes) y el proceso se complica extraordinariamente (Arana, 2001).

En particular, si consideramos el caso del tráfico rodado que circula por una cierta carretera, el proceso de cálculo al que nos estamos refiriendo consta de las etapas siguientes:

- 1) División del trazado de la carretera o vía de tráfico en cuestión en diferentes tramos homogéneos, determinados por las variaciones en la dirección de dicha carretera (curvas, pendientes, etc.) o por las diferencias en los parámetros del tráfico dentro de ese esquema (cambios en el volumen de tráfico originados por entradas o salidas, velocidad de los vehículos, fluidez en la circulación, etc.). El objetivo es elegir los tramos de forma tal que las condiciones del tráfico en ellos se puedan considerar prácticamente estables.
- 2) Cálculo del nivel sonoro de referencia en un determinado punto del espacio (emplazamiento del receptor) para cada uno de los tramos considerados. El valor de este nivel sonoro dependerá de

las características del tráfico (densidad del tráfico, velocidad media, tipos de vehículos, condiciones de circulación, gradiente de la calzada, naturaleza del pavimento, etc.) y de la distancia que separa a dichos tramos de la posición del receptor.

- 3) Cálculo de los ajustes o correcciones a introducir en el nivel sonoro de referencia al que nos hemos referido en el párrafo anterior, dependientes de las condiciones del entorno y del tamaño del tramo de carretera considerado. Estas correcciones dependen de la distancia fuente-receptor, de la naturaleza del suelo y de los diferentes efectos originados por los obstáculos encontrados en la propagación de las ondas sonoras en dicho entorno.
- 4) Combinación de las contribuciones provenientes de cada uno de los tramos considerados en el análisis. Esta suma de contribuciones proporciona el valor del nivel de ruido que cabe esperar en el emplazamiento del receptor.

Uno de los modelos más antiguos para la predicción del ruido de tráfico es el llamado "Calculation of Road Traffic Noise" (CRTN), desarrollado en la Gran Bretaña a mediados de los años setenta, que permite evaluar el valor del índice percentil L10 a partir básicamente de la densidad del tráfico, la velocidad media de los vehículos y el porcentaje de vehículos pesados. Con el tiempo, a este modelo le siguieron otros, desarrollados en Alemania, Francia, Holanda y Estados Unidos, entre otros países. Cabe señalar también que la norma ISO 9613 proporciona fórmulas para calcular la atenuación del sonido emitido en ambientes del exterior por fuentes sonoras puntuales. En la bibliografía se puede obtener más información sobre las características y aplicaciones de todos estos modelos (Favre, 1987) (Arana, 2001).

### **2.6.2. Programas de software especial**

Los programas de ordenador destinados a predecir niveles sonoros se empezaron a desarrollar hace ya algunas décadas, aunque han alcanzado su madurez en fechas mucho más cercanas. En un principio, estos programas se elaboraron con el fin de facilitar la realización de los cálculos en los diferentes métodos manuales de predicción propuestos, aunque, con el tiempo, se han ido haciendo más y más sofisticados y han desbordado ampliamente los modestos objetivos iniciales, sobre todo tras acoplarlos con los llamados Sistemas de Información Geográfica (en inglés, Geographic Information Systems GIS), que permiten almacenar y manipular con relativa facilidad una ingente cantidad de datos relativos a las características urbanísticas de un determinado entorno. En particular, estos programas de ordenador tienen en cuenta parámetros y variables tales como la topografía detallada del lugar, las características de las vías y la intensidad del tráfico (generalmente, como fuente principal), las características acústicas y la situación de otras fuentes sonoras, si procede, la ubicación y la altura de los edificios del entorno, la existencia de zonas verdes o espacios abiertos que procedan, la situación y naturaleza de los posibles elementos protectores del ruido (pantallas acústicas y otros obstáculos) o las condiciones meteorológicas propias de la zona considerada (básicamente, la temperatura, la humedad relativa y la dirección e intensidad del viento). Como resultado último, estos programas de ordenador proporcionan mapas sonoros muy detallados (numéricos y/o gráficos) de los correspondientes entornos.

Como no podía ser de otro modo, los programas a los que nos estamos refiriendo proporcionan una "foto fija" de la zona en estudio en un momento dado, dado que la mayoría de los datos introduci-

dos en ellos pueden variar en el transcurso del tiempo. En realidad, ésta es una situación muy similar a la que se presenta con las medidas de sonometría, base de los mapas sonoros tradicionales, cuya actualización exige la repetición de tales medidas, con el consiguiente coste económico. Sin embargo, en el caso de los programas de ordenador, esa misma actualización es mucho más sencilla, dado que basta con modificar las variables que procedan (nuevos edificios, nuevas condiciones de tráfico, etc.) en las bases de datos previamente utilizadas. Otra ventaja nada despreciable radica en el hecho de que la definición o nivel de resolución de los mapas sonoros obtenidos por ordenador es generalmente muy superior a la de los mapas basados en medidas de sonometría.

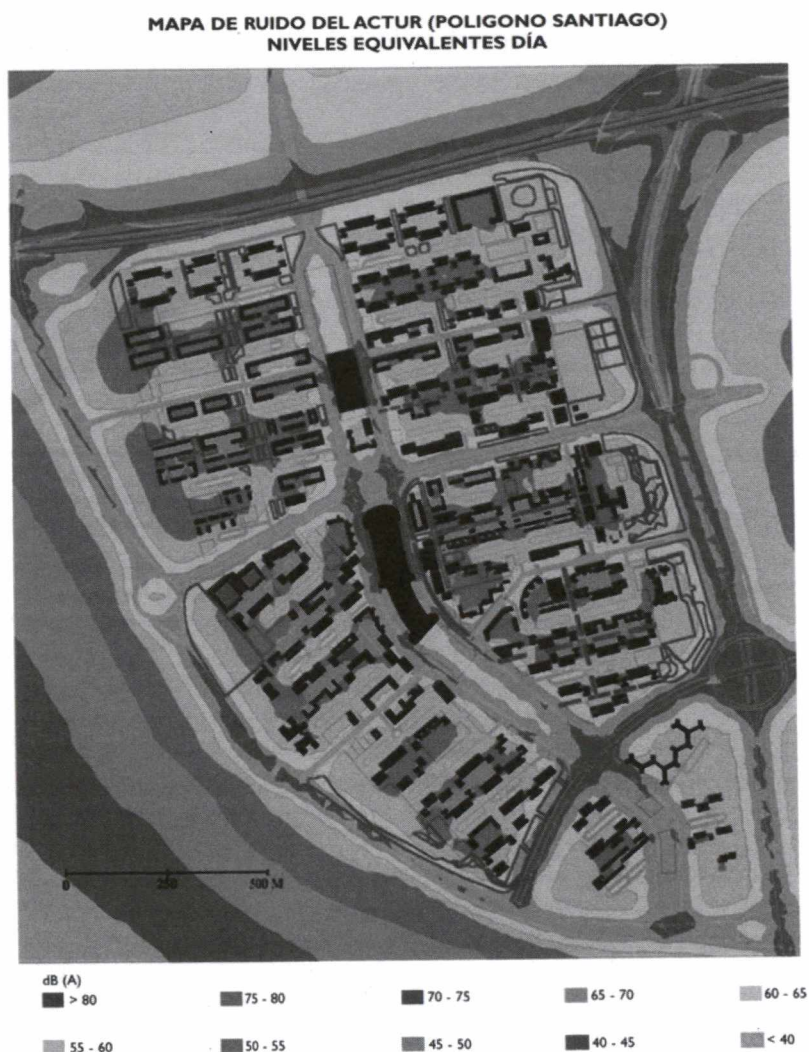


Figura 2.21. Niveles sonoros equivalentes diurnos de la zona residencial Actur (polígono Santiago) del municipio de Zaragoza (Celma et al., 2002).

Uno de los programas pioneros de este grupo es el conocido con el nombre de BRUIT, desarrollado en Francia a principios de los años ochenta. El programa considera todos los caminos posibles de propagación de las ondas sonoras desde una posición dada de la fuente hasta el receptor, considerando hasta tres órdenes de reflexiones de las ondas sobre los obstáculos presentes en el entorno (por ejemplo, las fachadas de los edificios próximos). En el caso de una fuente sonora móvil, estos cálculos se repiten para las varias posiciones que va ocupando dicha fuente sonora (por ejemplo, un vehículo en marcha) en el transcurso del tiempo. El principal problema radica en la búsqueda de los diferentes caminos de las ondas sonoras, debido a las muchas posibilidades que existen para una configuración dada, incluso en el caso de que ésta no sea excesivamente compleja (Favre, 1987).

Por razones de tipo práctico, no nos parece oportuno entrar en detalles sobre los programas de este tipo que existen hoy en día en el mercado, y que, como es natural, poseen muchos puntos comunes y muchas diferencias entre ellos. En este sentido, basta con recomendar la consulta de las referencias y manuales específicos editados por las correspondientes empresas.

A título ilustrativo, en la Figura 2.21 reproducimos un ejemplo de los mapas de ruido por ordenador realizados recientemente por el Ayuntamiento de Zaragoza. En esta figura se muestran los valores de los niveles sonoros equivalentes en el periodo diurno en la zona residencial conocida como Actur (polígono Santiago), en el citado municipio (Celma et al., 2002).

### 2.6.3. Modelos a escala

Aunque los modernos programas de ordenador permiten resolver casos muy complejos (por la naturaleza o disposición de fuentes y receptores o por la complejidad del entorno en que ambos se encuentran) de forma relativamente satisfactoria, en el estudio detallado de ciertos problemas singulares puede ser todavía recomendable el recurso a modelos o maquetas a escala. Como es natural, dado los muchos problemas y altos costes que supone el uso de esta alternativa, en la actualidad sólo se recurre a ella para investigar situaciones de especial dificultad. Esta situación se produce, por ejemplo, en configuraciones urbanas relativamente complejas, en las que se pueden presentar un elevado número de reflexiones y difusiones de las ondas sonoras en las fachadas de los edificios del entorno más inmediato, que puede caracterizarse además por la presencia de muchas fuentes sonoras diferentes (Favre, 1987).

En tales casos, puede resultar interesante la realización de un estudio a escala de las condiciones acústicas existentes en el entorno, sobre todo en el caso de que de ese estudio se desprendan conclusiones válidas para orientar, por ejemplo, la planificación de una determinada zona urbana. Otra aplicación especialmente importante podría estar relacionada con el diseño del trazado de una nueva vía de tráfico rodado o una nueva línea de ferrocarril junto a una zona residencial ya existente, lo cual puede suponer la necesidad de evaluar a priori la importancia del correspondiente impacto acústico. En definitiva, de lo que se trata es de utilizar esta herramienta de trabajo en la fase de proyecto de un gran programa urbanístico o de ingeniería, con el fin de poder predecir las condiciones acústicas ambientales que existirán en ese entorno cuando tales proyecto se conviertan en una realidad.

La utilización de estos modelos a escala reducida y la disponibilidad de un equipo auxiliar muy sofisticado (constituido por fuentes sonoras de todo tipo, cadenas de micrófonos, sistemas analiza-

dores de frecuencia, equipos para el procesado de señales, programas para el tratamiento de datos por ordenador, etc.) permite investigar con todo detalle la forma en que el sonido emitido por unas determinadas fuentes sonoras, con características a elegir libremente, se propagará en el medio considerado (Favre, 1987).

#### **2.6.4. Desarrollo de fórmulas empíricas**

Como ya hemos indicado en un apartado anterior, dada su variabilidad espacial y temporal, la caracterización del ruido ambiental en una ciudad es un proceso extraordinariamente laborioso, que requiere la utilización de importantes recursos humanos y materiales. En consecuencia, no es sorprendente que los esfuerzos dirigidos a la predicción de niveles sonoros en zonas urbanas hayan sido relativamente abundantes en los últimos años (Favre, 1987) (Arana, 2001).

El impacto acústico producido por una fuente sonora sobre un receptor dado depende de numerosos factores. El más importante de estos factores es la naturaleza de la fuente considerada, aunque, entre otros muchos aspectos del problema, la distancia existente entre la fuente y el receptor, y las características del entorno más inmediato desempeñan también un papel muy relevante. Como ya hemos indicado en diferentes ocasiones, la fuente de contaminación sonora más generalizada e importante en las zonas urbanas es, con mucha diferencia, el tráfico rodado (automóviles, camiones, autobuses, motocicletas, etc.). Como resultado de los numerosos estudios llevados a cabo sobre este tema en todo el mundo, se sabe que los niveles de ruido producidos por el tráfico dependen especialmente del volumen o densidad del tráfico, del tipo de vehículos que lo constituyen, de su estado general y condiciones de utilización, de la velocidad de los vehículos, de la pendiente de la calzada y de la naturaleza y estado del firme (Lamure, 1975) (Nelson, 1987).

En muchos casos, las predicciones de los niveles sonoros producidos por el tráfico rodado en espacios abiertos o en zonas urbanas se han basado en el desarrollo de fórmulas de carácter empírico, capaces de relacionar el valor de tales niveles con los de algunas magnitudes significativas relativamente fáciles de medir en la práctica. En el desarrollo de esta estrategia se deben tomar en consideración tanto las características detalladas del flujo de vehículos, como las del emplazamiento específico en el que pretendemos aplicar tales predicciones. A mediados de la década de los ochenta, llevamos a cabo personalmente un primer estudio sobre este tema utilizando los resultados de una serie de medidas de niveles de contaminación acústica realizadas en la ciudad de Valencia. La relación empírica deducida en este estudio coincidía en líneas generales con las encontradas por otros autores en condiciones similares a las consideradas en nuestro caso (García et al., 1985).

Alentados por el éxito de estos primeros trabajos, nos planteamos unos años más tarde su extensión y profundización, pero partiendo en esta ocasión de los datos obtenidos en una amplia serie de medidas de contaminación acústica llevadas a cabo en toda la Comunidad Valenciana (García, 1995). Tras realizar diferentes tanteos y ensayos, la selección de las variables independientes a tomar en consideración en la predicción de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  (variable dependiente) se llevó a cabo utilizando un procedimiento de cálculo conocido como "step-wise", un término que podríamos traducir literalmente como "método por etapas juiciosas" (Norusis, 1990).



En principio, la lista de variables seleccionadas fue bastante amplia. Esta selección se basó en la experiencia previa existente sobre este tema y en la información deducida en el análisis estadístico general de todos nuestros datos. Concretamente, la lista en cuestión estaba constituida por el logaritmo decimal del volumen o densidad de tráfico  $Q$  medido en veh/h, el logaritmo decimal de la anchura de la calle en que se han llevado a cabo las oportunas observaciones, expresada en metros, la velocidad de los vehículos, medida en km/h, el porcentaje de vehículos pesados, el porcentaje de motocicletas, la pendiente de la calzada expresada en tantos por ciento, la altura media de los edificios que flanquean a uno y otro lado el emplazamiento urbano de medida, la distancia entre el punto de medida y el cruce más próximo, y la distancia entre el punto de medida y el semáforo más próximo.

Tras realizar un estudio preliminar con todas estas variables (basado en la obtención de la oportuna matriz de correlaciones), la primera etapa del proceso se llevó a cabo considerando únicamente la variable LGQ. Como resultado de esta primera aproximación, se obtuvo la ecuación de regresión siguiente:

$$L_{eq} = 52'3 + 6'8 \lg Q$$

El coeficiente de correlación es 0'784. La desviación típica es 3'42 dBA. El coeficiente de determinación (cuadrado del coeficiente de correlación) vale 0'615; este valor indica que la variable LGQ explica por sí sola un 62% de la varianza que presenta la variable dependiente LEQ. El nivel de significación (probabilidad de que la relación encontrada se deba al azar) es menor que 0'001.

A la vista de los resultados obtenidos en esta primera etapa del proceso, el programa utilizado decide por sí mismo cuál de las variables consideradas en la lista propuesta será la próxima que formará parte de la ecuación, la introduce en el correspondiente cálculo y repite de nuevo todo el proceso. Para abreviar esta exposición, nos limitaremos a reproducir a continuación la ecuación final a la que se llega cuando se toman en consideración las cinco primeras variables de la lista mencionada anteriormente:

$$L_{eq} = 52'1 + 7'4 \lg Q - 4'6 \lg D + 0'11P + 0'04M + 0'06V$$

En este caso, el coeficiente de correlación múltiple es 0'831, con una desviación típica de 3'07 dBA y un coeficiente de determinación de 0'688 ( $p < 0'001$ ).

Esta última expresión nos permite predecir el valor del nivel sonoro LEQ existente en un determinado emplazamiento a partir de la densidad de tráfico  $Q$ , la anchura de la calle  $D$ , el porcentaje de vehículos pesados  $P$ , el porcentaje de motocicletas  $M$  y la velocidad media de los vehículos  $V$ . El proceso de análisis "stepwise" finalizó en esta etapa, dado que la toma en consideración de otras variables adicionales sólo servía para complicar la expresión resultante y no iba acompañada por una mejora apreciable de los resultados (García, 1995).

Como comentario a este resultado, cabe señalar ante todo que el estudio al que estamos refiriéndonos ahora confirmó que la variable más significativa en el problema que nos ocupa es el logaritmo decimal de la densidad de tráfico  $Q$ , expresada en veh/h. En realidad, la expresión deducida con esta única variable ( $L_{eq} = 52'3 + 6'8 \lg Q$ ) permite ya predecir los valores de los niveles sonoros continuos equivalentes  $L_{eq}$  existentes en la generalidad de las zonas urbanas con un nivel de precisión suficiente a efectos de prospección general.

En consecuencia, la primera de las medidas a aplicar para reducir los niveles de contaminación sonora originados por el tráfico rodado en las zonas urbanas, debería basarse, sencillamente, en una reducción sustancial en el número de vehículos que circulan por ellas, por ejemplo, potenciando el uso del transporte público en detrimento de los vehículos privados o, mucho mejor aún, recomendando que una buena parte de los desplazamientos de un lugar a otro de las ciudades se hagan caminando. Sin embargo, no deberíamos olvidar el hecho de que dicha reducción tendría que ser realmente importante para que sus efectos fueran significativos. La fórmula empírica deducida en este trabajo nos permite afirmar, por ejemplo, que si la densidad del tráfico existente en un determinado emplazamiento se redujera a la mitad (manteniendo constantes los valores del resto de los parámetros), tan sólo se produciría una disminución de unos 2'2 dBA en los correspondientes niveles sonoros.

La segunda de nuestras conclusiones se refiere a la gran importancia que revisten las condiciones urbanísticas de las ciudades en la configuración de su "ambiente sonoro". En particular, la expresión empírica deducida nos permite cuantificar el papel que juega la anchura de las calles en los niveles sonoros existentes en nuestras ciudades. Por ejemplo, suponiendo que se duplicara la anchura de todas las calles de nuestras ciudades (manteniendo inalterados los valores de los restantes parámetros significativos), los niveles de contaminación sonora se reducirían en 1'4 dBA aproximadamente.

La expresión deducida en este trabajo pone de manifiesto también que la presencia de vehículos pesados en nuestras zonas urbanas tiene un efecto muy negativo sobre los correspondientes niveles sonoros. Por ejemplo, la existencia de un 10% de este tipo de vehículos en el flujo general produce un incremento del orden de 1'1 dBA en dichos niveles respecto al que existiría, en igualdad de otras condiciones, si sólo hubiera vehículos ligeros. Se pone así de manifiesto la importancia que revisten las acciones destinadas a restringir en lo posible la circulación de estos vehículos por nuestras calles, sobre todo durante el periodo nocturno (una iniciativa que, lamentablemente, no se suele aplicar).

Por lo que se refiere a la presencia de motocicletas en el tráfico urbano podríamos decir algo muy parecido, aunque, en términos generales, su impacto sonoro es sensiblemente menor que el de los vehículos pesados (naturalmente, desde un punto de vista estadístico). Por supuesto, los efectos negativos que producen estos vehículos habría que relacionarlos sobre todo con determinados comportamientos personales o circunstancias relativamente fáciles de corregir (conducción inadecuada, utilización de tubos de escape defectuosos, etc.).

Finalmente, nuestra expresión pone de manifiesto que la velocidad de los vehículos que circulan por las zonas urbanas tiene una influencia notable sobre los correspondientes niveles sonoros. Por ejemplo, se puede observar que esos niveles sonoros se incrementan en 1'2 dBA cuando la velocidad aumenta de 50 km/h a 70 km/h. Estrictamente desde el punto de vista de la acústica ambiental, estos últimos resultados apuntan a la necesidad de controlar adecuadamente la velocidad de los vehículos en las zonas urbanas.

Como conclusión de este apartado, habría que insistir en el hecho de que la deducción de la fórmula empírica citada se ha basado en considerar una única fuente sonora, el tráfico rodado. Por lo

tanto, la aplicación de dicha expresión a situaciones en las que la presencia de otro tipo de fuentes sonoras (tales como aviones, trenes, industrias, etc.) sea significativa, podría conducir a resultados francamente deficientes. Por otro lado, todas las consideraciones y conclusiones que hemos expuesto anteriormente se han formulado en base a una expresión deducida a partir de un conjunto de observaciones obtenidas en una muestra singular de emplazamientos urbanos representativa de la Comunidad Valenciana y, por consiguiente, su validez está estrechamente asociada a las condiciones existentes en ese ámbito concreto y su aplicación a otros entornos diferentes debería ser contemplada con la debida cautela. Como es natural, la estrategia recomendable en ese sentido consistiría en desarrollar una expresión empírica específica para cada entorno urbano en particular o conjunto homogéneo de tales entornos. En cualquier caso, vale la pena insistir sobre el hecho de que la disponibilidad de este tipo de fórmulas empíricas puede proporcionar algunos elementos importantes para orientar con el debido fundamento la lucha contra la contaminación sonora en las zonas urbanas.

## Capítulo 3

### Efectos de la contaminación acústica

#### 3.1. Introducción

La posibilidad de que el ruido ambiental produzca efectos negativos sobre la salud de las personas ha estimulado en gran medida la investigación de este campo y ha constituido una motivación muy importante en la lucha contra la contaminación sonora. En particular, los efectos de la exposición a niveles muy elevados de ruido ambiental en algunos centros de trabajo (ruido laboral) sobre la capacidad auditiva de los trabajadores son bien conocidos desde hace mucho tiempo: los trabajadores en profesiones tales como la calderería o la minería se quedan sordos tras algunos años de trabajo. Por otro lado, en la mayoría de los países desarrollados, la pérdida de la capacidad auditiva relacionada con la exposición de la población al ruido comunitario (socioacusia) se ha convertido también en un problema muy importante para numerosas personas, aunque los datos disponibles ponen de manifiesto la existencia de una amplia variabilidad en la sensibilidad humana en relación con este efecto. La naturaleza más o menos peligrosa de un ambiente ruidoso se ha relacionado en ocasiones con el riesgo de sufrir daños significativos en la correspondiente capacidad auditiva. En particular, y por lo que se refiere a los medios laborales, se suele admitir que el riesgo de sufrir estas pérdidas auditivas es despreciable para niveles medios de exposición al ruido ( $L_{eq}$ ) por debajo de 75 dBA durante las ocho horas de una jornada normal de trabajo (Organización, 1983) (Kryter, 1985) (Berglund et al., 1995) (Guski, 2001).

De entrada, la cuestión de establecer con total claridad qué entendemos por salud y, por lo tanto, a qué nos referimos realmente cuando hablamos de los efectos del ruido ambiental sobre la salud, es fundamental en el contexto en que nos encontramos, aunque esa pregunta no es fácil de responder. La definición de la Organización Mundial de la Salud, formulada hace ya más de medio siglo, ha ido ganando en importancia y reconocimiento en el curso de los últimos años. Según esta Organización, la salud de las personas no hay que entenderla como una simple ausencia de enfermedad, sino como un estado de total bienestar físico, mental y social. En este sentido amplio, los efectos más relevantes del ruido sobre la salud se pueden agrupar en seis grandes categorías a) efectos sobre el aparato auditivo, b) efectos mediados por la reacción de estrés, c) perturbación del sueño, d) interferencia con la comunicación oral, e) efectos sobre las actividades mentales y psicomotoras, y f) molestia subjetiva (Taylor et al., 1987) (Berglund et al., 1995) (Vallet, 2001) (Guski, 2001).

Sin duda alguna, los efectos del ruido sobre el aparato auditivo son los que mayor atención han merecido siempre por parte de muchos investigadores y, por lo tanto, los que se consideran mejor conocidos en la actualidad (Sataloff et al., 1993). El daño auditivo consiste fundamentalmente en pérdidas de células ciliadas y modificaciones en su estructura y funcionamiento normal. Cuando los niveles sonoros superan ciertos valores límite, se pueden producir lesiones en la cóclea de carácter irreversible. En este sentido, cabe distinguir dos tipos de efectos muy diferentes: el fulminante, producido por sonidos de intensidad muy alta, y el prolongado, como resultado de la persistencia

de estímulos no tan elevados, pero que se mantienen durante tiempos de exposición dilatados, del orden de varios años. El efecto fulminante puede tener lugar, por ejemplo, en personas expuestas a explosiones o disparos de armas de fuego. La elevada presión sonora que se produce en tales casos no sólo afecta al oído interno, sino que provoca además lesiones anatómicas en el oído medio, con desgarramiento de la membrana del tímpano y luxación de la cadena osicular. Este efecto traumático ha sido observado para sonidos con niveles superiores a los 140-150 decibelios. Sin embargo, el efecto más generalizado de la exposición continua a niveles sonoros elevados es la hipoacusia inducida por el ruido (disminución de la capacidad auditiva). Las pérdidas permanentes de audición inducidas por la exposición al ruido son probablemente uno de sus efectos más estudiados. Este efecto es relativamente frecuente en las personas que trabajan en ambientes laborales particularmente ruidosos (por ejemplo, en las industrias del metal, textil, madera, etc.) o que están expuestos con cierta frecuencia a niveles de ruido no ocupacional muy elevados, relacionados fundamentalmente con la práctica de ciertas actividades de tiempo libre (práctica de caza o tiro deportivo, escucha de música amplificada, utilización de motocicletas, etc.).

Desde hace tiempo se sabe que, además de los efectos específicos a los que acabamos de referirnos (sistema auditivo), la exposición al ruido produce también numerosos efectos no específicos. En particular, muchos autores han señalado que el ruido puede producir diferentes efectos mediados por el estrés (Kryter, 1985), entre los que se han señalado sobre todo el incremento de la presión sanguínea, el ritmo cardíaco y la vasoconstricción. La magnitud y la duración de estos efectos vienen determinadas, en gran parte, por la sensibilidad individual ante el ruido y las formas de vida de las personas afectadas. Se ha relacionado también con la reacción de estrés la ocurrencia de alteraciones del aparato digestivo o alteraciones del sistema inmunitario de defensa, entre otras. Sin embargo, los resultados existentes al respecto son un tanto contradictorios, haciendo necesaria la realización de nuevos estudios sobre este tema, con un mejor control de todas las variables significativas (Berglund et al., 1995).

Como todos sabemos, la percepción del habla con suficiente integridad es un factor de enorme importancia para el bienestar social de las personas. De hecho, la interferencia con la comunicación oral (o con otras señales sonoras) es uno de los efectos del ruido ambiental más generalizados y que más molestias provoca (Kryter, 1985) (Berglund et al., 1995). Además de los efectos directos de dicha interferencia con la comunicación, que se manifiesta en una disminución más o menos significativa del nivel de inteligibilidad en las correspondientes comunicaciones orales, nos parece interesante señalar que la existencia de niveles de ruido ambiental particularmente elevados en algunos medios laborales puede contribuir a la ocurrencia de accidentes, al dificultar la percepción de ciertos mensajes sonoros de aviso o alarma por parte de los trabajadores, y puede producir también algunos problemas en la laringe de esos trabajadores, dado que éstos se ven obligados a forzar la voz continuamente con el fin de poder comunicarse con sus compañeros (Fernández, 1984).

Los posibles efectos adversos de la contaminación acústica sobre la realización de tareas (actividades mentales y psicomotoras) han sido motivo de preocupación desde hace mucho tiempo (Kryter, 1985). Entre los numerosos mecanismos que se han propuesto para interpretar estos efectos habría que destacar la competencia del sonido con el mecanismo fisiológico de la atención (originando una cierta distracción o interferencia con la actividad considerada), la sobrecarga de estímulos (en términos tales en que esa sobrecarga se pueda traducir en un detrimento de la tarea a realizar), y la

sensación de molestia generalizada producida por el ruido (asociada en ocasiones a un sentimiento de inseguridad y peligro más o menos grave, o a la incapacidad de controlar el ambiente sonoro). Aunque existen situaciones en las que la recepción de ciertos mensajes sonoros (caso de la música ambiental) puede favorecer la realización de algunas actividades, está demostrado que el ruido perjudica seriamente la realización de tareas que requieren una especial concentración mental. Algunos autores han observado también que los ruidos de muy baja frecuencia producen somnolencia, con el consiguiente riesgo de accidentes laborales.

Una de las consecuencias más fácilmente identificables y más negativas del impacto de la contaminación sonora sobre las personas es su interferencia con el sueño. El ruido puede afectar los patrones normales del sueño de las personas dificultando su inicio, interrumpiendo su transcurso o alterando cualitativa y cuantitativamente su patrón cíclico. La exposición a niveles de ruido elevados durante la noche puede dar lugar también a la aparición de efectos secundarios, es decir, alteraciones que se ponen de manifiesto el día siguiente al de la exposición, y que consisten en un aumento de fatiga, disminución del bienestar y deterioro en la realización de tareas. Con el fin de evitar todos estos efectos negativos, el valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  durante el sueño no debería exceder los 30-35 dBA (Vallet, 1987) (Vallet, 2001).

La molestia producida por la contaminación sonora se describe como "un sentimiento adverso o una actitud negativa producidos por la presencia de un sonido no deseado". En las grandes ciudades, las molestias producidas por el ruido pueden afectar a una amplia mayoría de los residentes. La evaluación de la respuesta subjetiva de una determinada comunidad frente al ruido ambiental suele basarse en la realización de encuestas personales o en el análisis de las reacciones que puede suscitar este problema entre los afectados. El objetivo principal de estos trabajos ha consistido en relacionar el nivel de dicha molestia (como observable subjetivo) con los niveles sonoros a que está sometida una cierta comunidad de personas. La existencia de un gran número de factores de carácter individual (tales como la edad, el nivel de educación o la sensibilidad), así como variables propias de la correspondiente fuente sonora (tales como su intensidad o el carácter continuo o esporádico del ruido en cuestión) junto con otros condicionantes de naturaleza muy diversa determinan una gran variabilidad personal en la cuantía de la molestia ante al ruido ambiental, una cualidad que dificulta notablemente la realización de tales estudios (Kryter, 1985) (Fields et al., 1987) (Berglund et al., 1995).

En los apartados siguientes vamos a ocuparnos con mayor amplitud de todos estos efectos del ruido ambiental sobre la salud y el bienestar de las personas. Como es natural, en nuestra exposición tan sólo abordaremos los aspectos más sobresalientes de este tema, tan extenso como complejo.

### **3.2. Efectos del ruido sobre la audición**

Como hemos indicado en el apartado anterior, el estudio de los efectos del ruido ambiental sobre el aparato auditivo de las personas ha merecido una gran atención desde hace bastante tiempo por parte de muchos investigadores y, en consecuencia, estos efectos se consideran bien conocidos en la actualidad. Es sabido que la capacidad auditiva normal de los seres humanos (referida en general a personas jóvenes y sanas) expresa la posibilidad de percibir sonidos cuya presión sonora sea superior a 20 micropascales (valor umbral), en el intervalo de frecuencias comprendidas entre 20

Hz y 16.000 Hz (aproximadamente). Como ya hemos indicado con anterioridad, por debajo de los 20 Hz se extiende la banda de los infrasonidos, en tanto que por encima de los 16.000 Hz se sitúan los llamados ultrasonidos.

### 3.2.1. Anatomía y fisiología del oído humano

El sistema auditivo humano es un órgano especialmente constituido para ser excitado por una energía vibratoria que se propaga en los medios materiales (ondas acústicas). Desde el punto de vista anatómico, el oído propiamente dicho está dividido en tres partes principales, el oído externo, el oído medio y el oído interno. A estas partes hay que añadir la conexión entre el oído y el cerebro, a través del nervio auditivo, y los caminos internos en el cerebro. En la Figura 3.1 se representa un esquema del oído humano. El mecanismo de la audición se basa en tres procesos perfectamente diferenciados: recepción, transmisión y percepción (Fairén, 1987) (Sataloff et al., 1993).

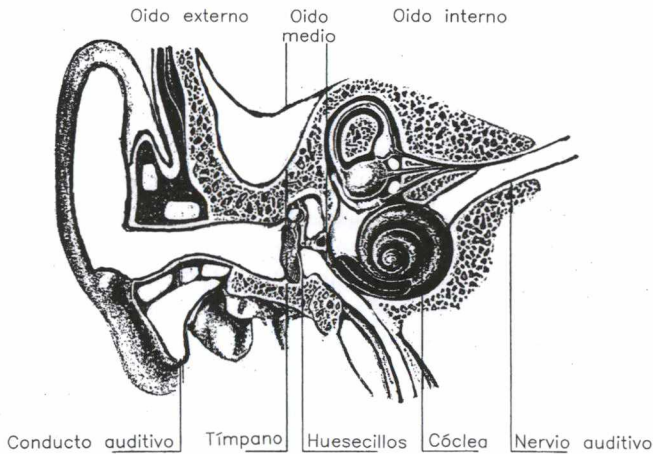


Figura 3.1. Esquema del oído humano (García, 1995).

El oído externo está constituido básicamente por el pabellón auricular y el conducto timpánico. Las ondas sonoras son recogidas por el pabellón auricular y actúan con posterioridad sobre la membrana del tímpano, que separa el oído externo del oído medio. El tímpano presenta una analogía muy notable con la membrana de un altavoz y entra en vibración cuando las ondas sonoras llegan a él. tiene dos partes: el pabellón de la oreja y la conducción. El pabellón auditivo es particularmente importante en la percepción de las altas frecuencias.

El oído medio constituye esencialmente un órgano de transmisión. Las vibraciones del tímpano son transmitidas a una serie de huesecillos (el martillo, el yunque y el estribo) que vibran como un todo. La función del oído medio estriba en propagar y amplificar las mencionadas vibraciones desde el

oído externo al oído interno. Sin embargo, a dicho cometido se añade una misión protectora. En efecto, cuando la intensidad de las ondas sonoras que llegan al oído supera un cierto nivel (del orden de los 80 dB) y puede ser causa de traumatismos en el oído interno, los músculos del oído medio pueden modificar la posición de los huesecillos y atenuar un tanto dicha transmisión. Sin embargo, las posibilidades de protección son bastante limitadas, siendo de unos 10 dB para los sonidos de bajas frecuencias y de 5 dB para los sonidos de altas frecuencias. Por otro lado, este mecanismo de protección no tiene tiempo de actuar en el caso de sonidos impulsivos (demasiado imprevistos como para que la acción refleja se produzca) o cuando el sonido de alta intensidad se mantiene por un largo tiempo, dado que en este último caso los citados músculos tienen tendencia a relajarse (Moch, 1986) (Berglund et al., 1995).

El oído interno consta de un laberinto óseo muy complejo, formado por los canales semicirculares, el vestíbulo y la cóclea, cuyos meandros están llenos de un líquido (la perilinfa) y están ocupados por un saco, el laberinto membranoso, lleno a su vez de otro líquido (la endolinfa). Este saco membranoso contiene las células auditivas propiamente dichas, en una prolongación en forma de espiral denominada caracol o cóclea. La cóclea es el órgano auditivo fundamental del oído interno. Se trata de una estructura tubular arrollada sobre sí misma que contiene en su interior los llamados líquidos laberínticos, así como una serie de membranas muy sensibles al movimiento de estos líquidos. Sobre una de estas membranas se encuentra un sistema de células especializadas que constituyen el órgano de Corti. Las membranas del caracol vibran de forma diferenciada en función de las características de la onda sonora y su movimiento es captado e interpretado por las células de Corti, que son las encargadas de transformar la vibración en un impulso nervioso. Los mecanismos de transmisión de un sonido en el oído interno son sumamente complejos y han dado lugar a numerosas teorías. Cualesquiera que sean los criterios sustentados, parece estar claro que en el oído interno se transforma la energía vibratoria mecánica transmitida por el estribo (encajado en la ventana oval que separa el oído medio del oído interno) en energía eléctrica, que, recogida por el nervio auditivo, llega hasta una región específica del cerebro en la que se identifican y diferencian los correspondientes sonidos. El sistema auditorio tiene también conexiones con los centros motores y autonómicos del cerebro (Fairén, 1987).

Dadas las distintas funciones de las diferentes partes del oído (misión de transmisión, llevada a cabo por el oído externo y medio, y misión de percepción, a cargo del oído interno y el nervio auditivo), el funcionamiento deficiente de alguno de los eslabones de esta cadena puede ser causa de una pérdida más o menos importante de audición. En consecuencia, se hace necesario distinguir entre dos tipos de sordera diferentes, las de transmisión y las de percepción. Las sorderas de transmisión se deben a que los oídos medio o externo están dañados por la obstrucción de la trompa de Eustaquio motivada por repetidos catarros nasales, la invasión del oído por un cerumen viscoso, la existencia de malformaciones, el funcionamiento deficiente de la cadena de huesecillos o las otitis crónicas, entre otras causas. Las sorderas de percepción se deben a que el oído interno o el nervio auditivo están dañados. Los daños pueden obedecer a causas congénitas (por ejemplo, en el caso de que la madre de un sujeto haya sufrido de rubéola durante el embarazo). De entre las causas postnatales, cabe mencionar determinadas afecciones víricas, ciertos trastornos metabólicos como la diabetes, el exceso de colesterol o la ingestión de ciertos fármacos ototóxicos, entre otras. Como es natural, en este



apartado habría que incluir también las lesiones producidas por la exposición a niveles de ruido excepcionalmente altos, que estudiaremos más adelante (Moch, 1986) (Berglund et al., 1995).

### 3.2.2. Las pérdidas de capacidad auditiva

La capacidad auditiva de una persona expresa la posibilidad de que esa persona perciba los sonidos en el rango de las audiodfrecuencias (comprendidas entre los 20 Hz y 16.000 Hz, aproximadamente). La capacidad auditiva varía considerablemente de una persona a otra y, entre otros factores, depende sobre todo de los niveles de exposición sonora a que ha estado sometida una persona determinada a lo largo de toda su vida.

Para empezar, hay que tener en cuenta que la capacidad auditiva de las personas disminuye inexorablemente con la edad, un fenómeno que se conoce con el nombre de presbiacusia (en cierto sentido, este efecto de "oído cansado" es bastante similar al de presbicia o "vista cansada"). Por consiguiente, cuando se analizan los resultados de la medida de las pérdidas de capacidad auditiva producidas por la exposición de las personas al ruido ambiental, es necesario tener en cuenta las correspondientes correcciones por la edad. Sin embargo, este problema no es fácil de resolver, dado que la pérdida de audición con la edad difiere bastante de unas personas a otras. En cualquier caso, se sabe que las pérdidas de capacidad auditiva

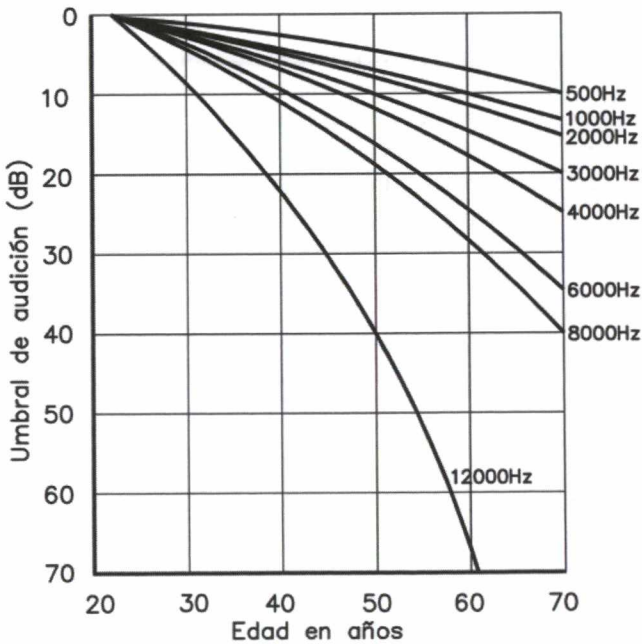


Figura 3.2. Pérdidas de audición relacionadas con la edad (presbiacusia).

debidas a la edad se manifiestan con especial intensidad para las frecuencias más altas y tienen siempre un carácter bilateral y simétrico, es decir, afectan a ambos oídos por igual (Berglund et al., 1995).

Es un hecho claramente demostrado que cuando una persona permanece durante algún tiempo en un entorno particularmente ruidoso puede sufrir una cierta pérdida de su capacidad auditiva. Este fenómeno es bastante frecuente y se suele conocer como "desplazamiento temporal del umbral auditivo". En cualquier caso, los detalles de dicha recuperación dependen básicamente de la intensidad y características de la exposición al ruido y de la susceptibilidad individual. Aunque la pérdida temporal de audición inducida por el ruido se ha utilizado para predecir los niveles sonoros que pueden llegar a producir pérdidas permanentes de audición, las investigaciones más recientes parecen indicar que la relación entre la pérdida temporal y la pérdida permanente de audición inducidas por el ruido ambiental es un tanto incierta. En consecuencia, en las estimaciones de los límites aceptables, basadas en la evaluación de las pérdidas permanentes de audición observadas, es preferible utilizar datos epidemiológicos (Fernández, 1984) (Thiéry et al., 1995) (Sataloff et al., 1993).

Las lesiones producidas en el aparato auditivo dependen, básicamente, de la intensidad y la frecuencia del ruido y del tiempo de exposición al mismo. Lógicamente, cuanto mayor es la intensidad y el tiempo de exposición, mayor es el riesgo de aparición de lesiones permanentes. Por otra parte, se ha podido demostrar que los sonidos de frecuencias agudas resultan más lesivos para el oído que los sonidos graves.

La exposición a un sonido de muy alta intensidad puede producir una "rotura de la membrana del tímpano". Este efecto traumático se ha observado para sonidos con niveles superiores a 140 ó 150 decibelios (por ejemplo, en personas expuestas a explosiones o disparos de armas de fuego). En algunos casos, esta lesión viene acompañada de una dislocación de la cadena de huesecillos del oído medio, además de una afectación del órgano de Corti que puede ser temporal o permanente (Fernández, 1984) (Chung et al., 1980).

Se ha descrito también la existencia de una hipoacusia de percepción repentina y unilateral en trabajadores expuestos a niveles elevados de ruido, siempre por encima de 90 dBA. Se trata de una hipoacusia irreversible en cuya génesis podrían estar implicados, además de los niveles sonoros excesivos, otros factores tales como problemas de irrigación del oído interno, por ejemplo, en posturas forzadas de la columna cervical.

En cualquier caso, el efecto más frecuente e importante de la exposición continuada a niveles sonoros elevados es el "desplazamiento permanente del umbral auditivo". Esta pérdida de audición está relacionada con una serie de lesiones en el órgano de Corti, de carácter irreversible, y se pone de manifiesto tanto en las audiometrías obtenidas por transmisión aérea como ósea. Los correspondientes audiogramas se suelen caracterizar por la presencia de un mínimo más o menos acusado para las frecuencias comprendidas entre los 3.000 Hz y 6.000 Hz. En la Figura 3.3 se representan los resultados encontrados en las medidas de capacidad auditiva (audiogramas) realizadas a tres grupos de trabajadores, expuestos a diferentes condiciones de ruido laboral (silencioso, ruidoso y muy ruidoso) durante 10 años.

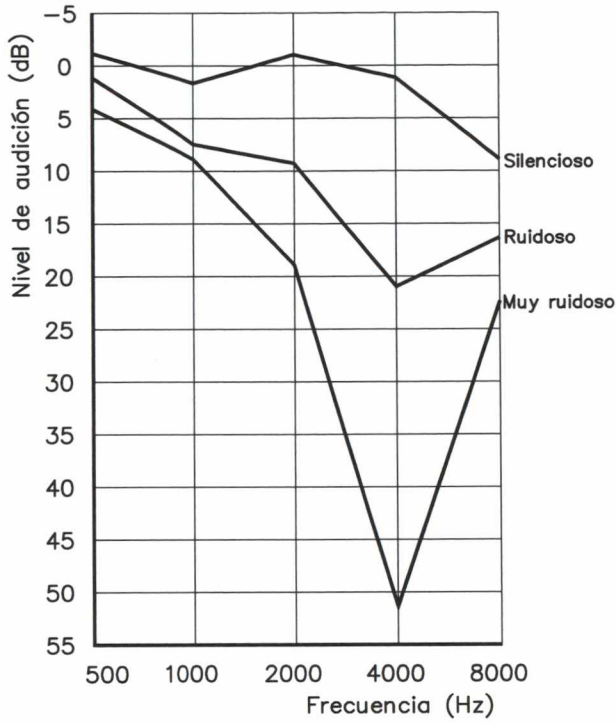


Figura 3.3. Pérdidas de capacidad auditiva en trabajadores expuestos a diferentes condiciones de ruido laboral durante 10 años (Smith et al., 1985).

Complementando esta información, en la Figura 3.4 se muestran los resultados encontrados en una investigación sobre estas pérdidas auditivas en mujeres trabajadoras en el sector de la industria textil, en función de su antigüedad en el trabajo (Berglund et al., 1995).

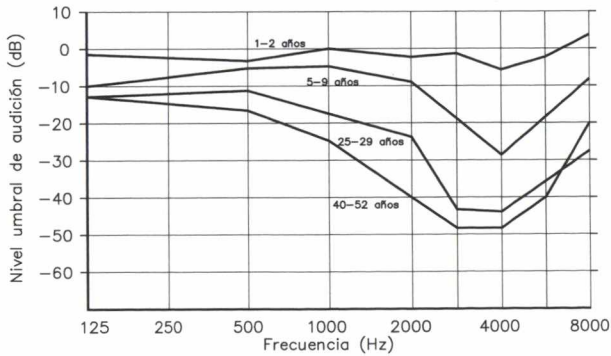


Figura 3.4. Pérdidas de capacidad auditiva en mujeres trabajadoras en función de su antigüedad en el trabajo (Sataloff et al., 1993).

Cabe señalar que las pérdidas de audición de las que ahora estamos hablando tienen características muy similares a las pérdidas relacionadas con el envejecimiento de las personas (presbiacusia). De hecho, es del todo imposible diferenciar ambos efectos. En un principio, cuando los citados desplazamientos permanentes de la capacidad auditiva todavía no son demasiado importantes, su existencia puede pasar desapercibida para las personas afectadas, dado que apenas repercuten en su vida cotidiana. Sin embargo, con el paso del tiempo, es decir, cuando la cuantía de tales pérdidas aumenta, tales sujetos pueden tener dificultades serias para intervenir en una conversación normal, especialmente cuando ésta se produce en ambientes ruidosos. Como es natural, la calidad de percepción de otros sonidos que forman parte de nuestra vida diaria, como el timbre de la puerta de una vivienda, las conversaciones telefónicas o la escucha de la radio o televisión, resulta también afectada (Berglund et al., 1995).

Los desplazamientos permanentes del umbral auditivo inducidos por una exposición al ruido ambiental, en particular en relación con el ruido de origen laboral, son posiblemente uno de los efectos del ruido sobre la salud sobre los que existe un mejor conocimiento. Como contribución a este campo de trabajo, un equipo de investigadores de la Universidad de Valencia y otras entidades e instituciones llevó a cabo hace ya algunos años un estudio muy amplio sobre los efectos del ruido ambiental sobre los trabajadores en empresas valencianas de los sectores del mueble y madera, textil y metal (García et al., 1995) (García et al., 1996) (García et al., 1999). Una buena parte de la atención se dirigió a estudiar la relación existente entre la exposición al ruido en diferentes puestos de trabajo y las pérdidas de capacidad auditiva que mostraban los trabajadores considerados en esta muestra, en el marco de la legislación vigente en nuestro país sobre esta cuestión (Directiva, 1986) (Decreto, 1989). En el Apéndice 7 expondremos los resultados más sobresalientes encontrados en uno de estos trabajos, el correspondiente al sector del textil.

Las características del daño auditivo producido por la exposición al ruido ambiental se han descrito con precisión por numerosos autores. Básicamente, el daño consiste en pérdidas de células ciliadas y modificaciones en su estructura y funcionamiento normal, aunque también se han descrito otras alteraciones en el oído interno y a nivel de la vía nerviosa auditiva. La importancia de las pérdidas de audición provocadas por la exposición al ruido depende de la localización y la cuantía del daño producido en el órgano de Corti, que, a su vez, depende de la intensidad y de la frecuencia de la exposición al ruido. En cualquier caso, los mecanismos específicos involucrados en la destrucción del órgano de Corti no están completamente claros, aunque se han realizado numerosos experimentos en este sentido con animales y se han propuesto varias explicaciones para dar cuenta de tales daños (Saunders et al., 1985) (Berglund et al., 1995).

Como ya hemos indicado anteriormente, la capacidad auditiva de las personas se valora mediante la realización de audiometrías. En esta técnica se investigan los umbrales mínimos de audición para una serie de sonidos de distintas frecuencias. Esta valoración se lleva a cabo mediante un audiómetro, un instrumento que genera sonidos de diferentes intensidades y frecuencias, unos auriculares, que se pone el sujeto a examinar y a través de los cuales recibe los sonidos estimulantes, y una cabina debidamente insonorizada, en la que se sitúa la persona explorada y que garantiza que el nivel del ruido de fondo, que podría interferir con la percepción de los oportunos sonidos umbrales por parte del individuo sometido a examen, sea extraordinariamente bajo (Portmann et al., 1979) (Sataloff et al., 1993).

El resultado de una audiometría se expresa a través del correspondiente audiograma, un esquema en el que quedan reflejados los umbrales mínimos de audición del sujeto en estudio para cada frecuencia explorada y para cada oído. Generalmente, se examina la gama de frecuencias entre 250 Hz y 8.000 Hz. Se

considera un oído totalmente normal el que es capaz de percibir todos los tonos a una intensidad igual a 0 decibelios (dB) audiométricos. Aunque los umbrales de percepción de las distintas frecuencias no son los mismos, los decibelios audiométricos (conocidos como dB HL, por las siglas inglesas "hearing level" o nivel de audición) están ponderados de manera tal que el valor 0 equivale al umbral mínimo de audición para una determinada frecuencia. A partir de este valor umbral, las pérdidas (medidas en dB) se pueden interpretar de la misma manera, sea cual sea la frecuencia explorada (Sataloff et al., 1993).

En general, los desplazamientos permanentes del umbral auditivo de una persona, producidos por una exposición continuada a niveles elevados de ruido ambiental, se manifiestan, en principio, por un aumento del umbral de audición para las frecuencias en la gama entre 3.000 Hz y 6.000 Hz, y muy especialmente para los 4.000 Hz. Cuando dicha exposición continua, al cabo del tiempo (tal vez años) se van afectando progresivamente frecuencias más bajas hasta llegar a establecerse una hipoacusia o pérdida de audición muy incapacitante para el sujeto, sobre todo en el caso en que hayan resultado afectadas las frecuencias conversacionales (entre 500 Hz y 2.000 Hz). El daño suele ser bilateral, aunque no necesariamente simétrico (Kryter, 1985) (Sataloff et al., 1993).

Los datos disponibles sobre esta cuestión demuestran la existencia de una considerable variabilidad en la sensibilidad de las personas frente a las pérdidas de audición. En este sentido, y en relación con la exposición al ruido en los medios laborales, hay que señalar aquí que la naturaleza más o menos peligrosa de un determinado ambiente ruidoso se suele describir en términos del correspondiente riesgo de daño auditivo (en inglés, "damage risk"). Este riesgo se expresa como el porcentaje de personas expuestas a dicho ambiente que se espera que sufran una cierta pérdida de capacidad auditiva (tras restar las pérdidas de audición motivadas por otras causas, fundamentalmente la edad). En estos ambientes, se acepta generalmente que el riesgo en cuestión es prácticamente inexistente para exposiciones al ruido de 8 horas diarias (jornada normal de trabajo) a niveles sonoros equivalentes por debajo de 75 dBA y que aumenta para exposiciones por encima de dicho nivel. Nos parece importante señalar que el mencionado nivel umbral se puede reducir un tanto cuando la exposición al ruido laboral va acompañada por la ingestión de determinadas drogas ototóxicas, la exposición a vibraciones intensas o la realización de trabajo por turnos (Berghlund et al., 1995).

Siguiendo los criterios establecidos por el Committee on Hearing of the American Academy of Ophthalmology and Otolaryngology (Fernández, 1984), reproducimos a continuación la relación entre las pérdidas audiométricas medias para las frecuencias de 500 Hz, 1.000 Hz y 2.000 Hz en el mejor oído (como hemos dicho, estas frecuencias cubren el espectro central de las llamadas frecuencias conversacionales) y el grado de incapacidad que conllevan tales pérdidas:

Clase	Pérdidas medias (dB)	Comprensión de una conversación
A	< 25	Sin dificultades significativas
B	25 - 40	Dificultades para voz débil
C	40 - 55	Dificultades para voz normal
D	55 - 70	Dificultades para voz fuerte
E	70 - 90	Sólo oye gritos
F	> 90	No puede oír nada

En relación con las pérdidas permanentes de capacidad auditiva, existen dos problemas que son objeto actualmente de una especial atención por parte de los investigadores: el estudio del proceso de evolución de dichas pérdidas en sus primeras fases, y los efectos de la exposición al ruido no laboral. El primer problema se puede investigar analizando la evolución de las audiometrías de trabajadores en los primeros años de su actividad laboral (por ejemplo, al cabo de 3, 5 ó 10 años). El segundo problema se estudia mediante medidas de dosimetría a lo largo de las 24 horas del día, una cuestión de la que hablaremos más extensamente en el Apéndice 9.

### **3.3. Efectos mediados por la reacción de estrés**

Aunque la palabra estrés es de uso popular, este concepto es difícil de definir. Esa palabra se utiliza en muchos campos del conocimiento, tales como la física (donde el término estrés es sinónimo de tensión y expresa el efecto de una fuerza que se ejerce para vencer una resistencia), la biología y las ciencias sociales. En el contexto al que ahora nos estamos refiriendo, el estrés es una reacción inespecífica ante factores agresivos del entorno físico, psíquico y social (todos los seres vivos, y los humanos en particular, son muy sensibles a los cambios en el medio en que viven, incluso en el caso de que tales cambios sean pequeños). En principio, se trata de una respuesta fisiológica normal del organismo para defenderse ante posibles amenazas externas. Sin embargo, si esta reacción se repite o resulta sistemáticamente inefectiva puede llegar a agotar los mecanismos normales de respuesta, produciéndose un cierto desequilibrio en esos mecanismos que, con el tiempo, puede manifestarse en forma de diferentes efectos sobre la salud, de diversa gravedad. La reacción de estrés provocada por la exposición al ruido ambiental ha sido relacionada por algunos autores con la aparición de ciertas enfermedades cardiovasculares, efectos sobre el aparato digestivo, o alteraciones del sistema inmunitario de defensa o del sistema de reproducción, por mencionar tan sólo los efectos más significativos (Thompson, 1993) (Vallet, 2001).

En el sentido que ahora nos ocupa, el ruido actuaría como cualquier otro agente estresante, desencadenando una respuesta no específica del organismo que, en ciertas ocasiones, puede llegar a producir alteraciones permanentes. En la aparición y magnitud de esta respuesta influyen características individuales de la persona expuesta, teniendo un peso importante el componente subjetivo en relación con la exposición al ruido ambiental. Parece ser que las reacciones de estrés provocadas por el ruido son particularmente significativas en el caso de que éste sea de naturaleza desconocida o especialmente no deseada. Se ha observado que, en el caso de que la exposición al ruido sea temporal, el sistema fisiológico humano retorna a su estado normal o de preexposición en pocos minutos. Al parecer, las reacciones fisiológicas originadas por el estrés debido al ruido no muestran síntomas de habituación, al menos no en el caso de que la correspondiente exposición sea discontinua (Berglund et al., 1995).

#### **3.3.1. Efectos sobre el aparato cardiovascular**

Aunque se han estudiado diferentes efectos del ruido ambiental sobre las personas mediados por la reacción de estrés, dada su especial importancia, el efecto que ha merecido mayor atención por parte de los especialistas ha sido el de las alteraciones cardiovasculares (De Joy, 1984) (Zhao et al., 1993). En este sentido, varios equipos de investigadores han coincidido en señalar que el ruido ambiental es un factor más de riesgo cardiovascular, como pueden serlo otros agentes tales como el tabaco o la dieta.

Un buen número de las investigaciones y estudios en que se valoran los efectos cardiovasculares del ruido se han centrado en trabajadores expuestos al ruido en los centros de trabajo (Kryter, 1985). Este hecho se justifica en base a los elevados niveles de ruido que existen en muchos ambientes industriales y a la relativa facilidad que presenta el control de las variables más significativas en los correspondientes grupos de población afectada. Sin embargo, como se ha señalado anteriormente, en este aspecto siguen faltando criterios claros a la hora de establecer umbrales seguros de exposición (Berglund et al., 1995).

En un estudio realizado hace ya más de cuatro décadas, se detectó la existencia de una mayor incidencia de problemas circulatorios, perturbaciones en la circulación periférica de la sangre e irregularidades en el ritmo cardiaco en trabajadores expuestos a niveles de ruido particularmente elevados (por encima de los 95 dBA). Sin embargo, la evidencia de estos efectos ha sido fuente de controversia durante mucho tiempo, dada la dificultad de establecer una relación causal clara entre la exposición a niveles elevados de ruido (de forma continuada y durante muchos años) y la aparición de efectos cardiovasculares, sobre todo por la dificultad que supone controlar adecuadamente otros muchos factores concurrentes, tales como la edad, el consumo de alcohol y tabaco, el índice de masa corporal, o la historia familiar relacionada con la hipertensión. En cualquier caso, la asociación entre la exposición al ruido y la elevación de la presión arterial, basada en los resultados obtenidos en estudios epidemiológicos, es siempre difícil de cuantificar (Berglund et al., 1995). En este sentido, y sin entrar en más detalles sobre esta cuestión, puede ser interesante mencionar que en una revisión sobre las evidencias epidemiológicas disponibles en este sentido, llevada a cabo en los años noventa, se llegaba a la conclusión de que el riesgo relativo de padecer alteraciones cardiovasculares en los trabajadores expuestos a niveles de ruido por encima de los 85 dBA era de 1'7. Este resultado significa que un grupo de trabajadores expuestos a esos niveles tienen un 70% más de probabilidades de desarrollar tales alteraciones que otro grupo comparable de trabajadores no expuestos al ruido (Thompson, 1993).

Los estudios realizados para investigar los efectos cardiovasculares del ruido producido por los aviones sobre las poblaciones urbanas son más escasos, aunque los resultados encontrados en los mismos parecen mostrar tendencias análogas a las de los realizados con poblaciones de trabajadores de la industria. Una referencia clásica en este sentido se refiere a una investigación pionera llevada a cabo en los años setenta con el fin de estudiar los efectos del ruido de aviones sobre la salud de los residentes en los alrededores del aeropuerto de Amsterdam. En este estudio se puso de manifiesto que, estadísticamente, la presión arterial de los residentes en las zonas afectadas por el ruido de aviones era superior a la de una población no expuesta a ruido (población de control) y que dichos residentes tenían una mayor probabilidad de necesitar atención médica por motivo de alteraciones cardiovasculares de muy diverso tipo, entre las que se incluía la hipertensión. Los resultados encontrados en este trabajo parecían apuntar a la existencia de una relación dosis-respuesta entre el nivel de exposición al ruido y la presión arterial. Desgraciadamente, en esta investigación no se controló adecuadamente el status socioeconómico de las poblaciones de riesgo y de control tomadas en consideración, aunque el autor sugería que dicho status era similar en ambos casos (Knipschild, 1977).

En particular, en relación con los efectos sobre la salud humana del ruido producido por los aviones, algunos autores han sugerido que el ruido originado por el vuelo de aviones militares a muy baja altura puede producir reacciones cardiovasculares potencialmente peligrosas, dado que, al contrario de lo que sucede con otras fuentes de ruido, esas situaciones originan un aumento muy

rápidos en los correspondientes niveles de ruido, y los niveles sonoros que se alcanzan en las mismas pueden ser muy elevados. Por otro lado, parece ser que la repetición de esos sucesos contribuye a agravar los efectos negativos sobre las poblaciones afectadas (Berglund et al., 1995).

Como es natural, la posibilidad de que el ruido de tráfico sea un factor de estrés potencial sobre el sistema cardiovascular de las personas expuestas al mismo ha sido investigada por numerosos autores. La mayoría de estos trabajos se han basado en la realización de encuestas en comunidades afectadas o no afectadas por este tipo de ruido. Sin embargo, los resultados obtenidos en este sentido no parecen mostrar una asociación significativa entre el ruido de tráfico y la ocurrencia de hipertensión u otras alteraciones del sistema cardiovascular. En particular, algunas investigaciones han demostrado que el riesgo de incidencia de infartos de miocardio es del orden de  $1'2$  ó  $1'3$  para una población expuesta a niveles de ruido de tráfico particularmente elevados (entre 70 dBA y 80 dBA). Aunque estos riesgos relativos son objetivamente muy bajos, al analizar estos resultados habría que tener en cuenta que, dado el gran número de personas que pueden estar sometidas a tales niveles (en los países industrializados, tal vez un 10% de su población total se encuentra en este caso), incluso un riesgo tan pequeño como el indicado no sería despreciable. En cualquier caso, y por el momento, sólo se puede afirmar que la asociación entre la exposición al ruido del tráfico y la ocurrencia de alteraciones cardiovasculares no es concluyente, y habrá que esperar a la realización de nuevos estudios sobre esta cuestión antes de poder formular un veredicto definitivo (Berglund et al., 1995).

Creemos necesario indicar que, aunque los resultados obtenidos acerca de los efectos del ruido sobre la hipertensión arterial son contradictorios, la Organización Mundial de la Salud ha reconocido al ruido como uno de los varios factores exógenos que pueden contribuir al desarrollo de la hipertensión arterial. En diversos trabajos se ha señalado también que la exposición al ruido incrementa el riesgo de sufrir infartos de miocardio. Cuando los niveles de exposición son particularmente elevados (en algunos ambientes laborales, la exposición a niveles sonoros medios superiores a 90 dBA durante la jornada laboral no es infrecuente), el ruido puede actuar como factor de riesgo para enfermedades coronarias, así como inductor de hipertensión y de posibles alteraciones parietales en arterias de pequeño calibre (Mínguez, 2002).

Finalmente, se ha señalado también que el extraordinario desarrollo de la ecocardiografía ha permitido observar algunos cambios estructurales en el corazón de las personas expuestas durante largos periodos de tiempo (por encima de 10 años) a vibraciones sonoras ambientales de elevada amplitud (superior a 90 dB) y baja frecuencia (inferior a 500 Hz), que se conocen con el nombre genérico de enfermedad vibroacústica. En estos grupos de población (caso del personal de vuelo en el sector de la aeronáutica), algunos autores han detectado engrosamientos de las válvulas aurículo ventriculares, con posibilidad de rotura de cuerdas tendinosas, prolapsos y regurgitaciones, así como incrementos en el grosor de las sigmoideas aórticas y pulmonares. Uno de los cambios más relevantes producidos por la citada enfermedad se localiza en el pericardio; este hecho se ha puesto de manifiesto en estudios ecocardiográficos y ha sido confirmado en los pacientes sometidos a cirugía cardíaca. En este sentido, se ha observado que el grosor del pericardio llega a aumentar hasta cinco veces su valor normal (0'5 mm). Sin embargo, estas modificaciones en la estructura pericárdica no vienen acompañadas de manifestaciones clínicas de compresión pericárdica o de alteraciones en el llenado diastólico ventricular (Mínguez, 2002).



### 3.4. Interferencia con la comunicación

La forma básica de comunicación entre las personas es la palabra. Las señales que constituyen la voz humana consisten en unas fluctuaciones muy rápidas de la presión producidas por la voz. Generalmente, estos sonidos son emitidos en el aire, detectados por el oído e interpretados por el cerebro. La energía acústica asociada a la voz humana se dispersa espacialmente, lo cual origina una disminución importante de su intensidad con la distancia. Por otro lado, el aire sólo puede soportar unas variaciones limitadas en la presión de las señales acústicas sin que se produzca una cierta distorsión en ellas. Finalmente, las características estructurales y fisiológicas de nuestro cuerpo limitan también la sensibilidad del sistema auditivo frente a la percepción de sonidos.

En particular, la capacidad del sistema auditivo humano para una correcta percepción del habla depende básicamente de la capacidad de un determinado receptor para discriminar las diferencias existentes en la señal percibida. Otro importante factor a tener en cuenta en este sentido es la capacidad de los seres humanos para asimilar y procesar correctamente la información verbal que llega hasta ellos (Berglund et al., 1995).

Como todos sabemos, los lenguajes hablados consisten en un número finito de sonidos característicos. Los elementos lingüísticos básicos de un idioma determinado se conocen con el nombre de fonemas. Cualidades tales como las variaciones de intensidad, el timbre y la cadencia proporcionan la cobertura temporal en que los fonemas se insertan. Todos estos factores son importantes desde el punto de vista de la percepción de un mensaje verbal, como también lo es el valor de la correspondiente relación señal-ruido (Flanagan, 1972).

La interferencia del ruido ambiental con la comunicación verbal consiste en un proceso de enmascaramiento, en el que la presencia de niveles más o menos elevados de ruido impide o dificulta la comprensión de unos determinados mensajes. La relación que existe entre el nivel de una cierta señal (mensajes de palabras) y el nivel del ruido presente en ese contexto determina en qué extensión puede percibirse esa señal. Cuanto más elevado sea el nivel del ruido de enmascaramiento y mayor sea su energía para las frecuencias conversacionales, tanto más alto será el porcentaje de sonidos que resultan indiscernibles para la persona que escucha esos mensajes.

A lo largo de estas últimas décadas, se han llevado a cabo numerosos estudios sobre la capacidad de enmascaramiento de sonidos tales como los tonos puros o las bandas estrechas de ruido sobre la percepción de fonemas aislados. Partiendo de los resultados encontrados en estos estudios, se han desarrollado expresiones empíricas que permiten predecir con cierta precisión el nivel de comprensión de un mensaje verbal en presencia de un determinado ruido de enmascaramiento. Sin embargo, la comunicación verbal no suele consistir en la emisión y percepción de tales señales acústicas sencillas, sino que se basa más bien en una rápida secuencia de sonidos muy diferentes (integrados en un conjunto de palabras y frases más o menos largas), cuya intensidad y distribución espectral de frecuencias varían continuamente. Como es natural, estas características dificultan notablemente el estudio experimental de este problema. En particular, se ha observado que, en muchos casos, aunque algunos fonemas en particular estén enmascarados o incluso se omitan, la mayoría de las frases de un discurso ordinario se pueden entender relativamente bien. Esto se debe a que aunque una determinada frase sólo se perciba de forma fragmentaria, en la práctica, su significado general es relativamente fácil de comprender. En todo caso, la persona que está escuchando ese mensaje

enmascarado debe realizar un considerable esfuerzo adicional para interpretar correctamente su significado (Kryter, 1985) (Berglund et al., 1995).

Por otra parte, hay que tener presente que existen otras características del proceso de comunicación verbal que pueden afectar la calidad de ese proceso cuando éste tiene lugar en presencia de sonidos (ruido) que producen alguna perturbación o enmascaramiento de la señal principal. Como ejemplos de tales factores podemos mencionar la familiaridad de la persona que percibe dicha señal con la voz y el acento específico de la persona que habla, su nivel de conocimiento previo del tema objeto del mensaje, la velocidad con la que se habla, la motivación y atención del oyente, o incluso las condiciones acústicas (reverberación) de la sala en que se esté produciendo dicha comunicación. Como consecuencia de todo ello, la relación existente entre la intensidad, el espectro y la variación temporal de un cierto ruido de enmascaramiento y el nivel de inteligibilidad de un mensaje convencional, expresada como la proporción de ese mensaje que se puede comprender correctamente, es muy compleja.

Una buena parte de las investigaciones realizadas en este campo ha consistido en medir el nivel de inteligibilidad de una serie de sílabas sin sentido o de palabras aisladas, elegidas de una amplia lista preparada adecuadamente con ese fin. Tomando como base los resultados de los trabajos de este tipo llevados a cabo con frases completas, se han preparado tablas de conversión que relacionan los resultados de inteligibilidad obtenidos con palabras aisladas con los que se refieren a frases completas utilizadas en el lenguaje normal. Por ejemplo, se ha encontrado que cuando un 75% de los componentes de una lista de palabras aisladas se perciben correctamente, se entenderán alrededor del 95% de las palabras clave en un texto ordinario (Berglund et al., 1995).

#### **3.4.1. Indicadores de evaluación de la interferencia**

A lo largo de estos últimos años, se han realizado muchos esfuerzos para desarrollar un índice sencillo basado en las características generales del ruido de enmascaramiento que exprese adecuadamente el grado de interferencia de ese ruido en la percepción del habla. Los tres índices más comunes de este tipo son el índice de articulación (en inglés, articulation index AI), el nivel de interferencia de la palabra (en inglés, speech interference level SIL) y el nivel de presión sonora con ponderación A (en inglés, A-weighted sound pressure level  $L_A$ ).

El índice de articulación (AI) es el más complejo de estos tres índices. Este indicador tiene en cuenta el hecho de que algunas frecuencias son más efectivas que otras en el enmascaramiento del habla. En esta valoración no se consideran las frecuencias inferiores a 250 Hz y superiores a 7.000 Hz, dado que apenas contribuyen a la inteligibilidad de la palabra. El intervalo de frecuencias comprendido entre estos dos valores se divide en 20 bandas, cada una de las cuales contribuye en un 5% a la inteligibilidad total. Para evaluar el valor del AI que corresponde a un determinado ruido, se calcula la diferencia expresada en decibelios entre el nivel medio de la palabra y el nivel medio del ruido para cada una de las mencionadas bandas. A partir de los resultados encontrados en estas operaciones se calcula un valor único para dicho índice. Aunque el índice de articulación es un indicador bastante preciso para predecir los efectos del ruido sobre la inteligibilidad de la palabra, es difícil de utilizar y todavía más difícil de interpretar para el hombre de la calle. Por este motivo, algunos investigadores han desarrollado métodos de estimación simplificados, para estimar el valor del

índice de articulación, basados en las medidas de niveles sonoros en bandas de octava (Berglund et al., 1995).

El nivel de interferencia de la palabra (SIL) se desarrolló en un principio como una alternativa sencilla al índice de articulación. Según las versiones más modernas de este indicador, el valor del SIL representa la media aritmética de los niveles de presión sonora de las tres bandas de octava centradas en las frecuencias de 500 Hz, 1.000 Hz y 2.000 Hz. En la actualidad, el National Standards Institute de los Estados Unidos y la Norma ISO 9921 (promulgada en 1988) recomiendan la utilización de un índice SIL en cuyo cálculo se tenga en cuenta, además de las frecuencias anteriormente citadas, la frecuencia de 4.000 Hz (Berglund et al., 1995).

El nivel de presión sonora con ponderación A ( $L_A$ ) es también un índice muy útil para medir la interferencia del ruido sobre el habla. Cabe señalar que el uso de la escala de ponderación A refuerza la contribución de las frecuencias medias, tal como hacen los índices AI y SIL, aunque, a diferencia de ellos, no desestima totalmente las frecuencias más bajas o más altas. Diferentes estudios realizados en este sentido han demostrado que el indicador AI es el más preciso entre los tres mencionados en estas líneas para la predicción del efecto de enmascaramiento de la palabra por parte una amplia variedad de ruidos. Con todo, los otros índices se siguen utilizando muy profusamente con ese fin, dada la mayor facilidad de su evaluación (Berglund et al., 1995).

#### **3.4.2. La comunicación verbal y el ruido**

Todas las medidas realizadas al respecto ponen de manifiesto que, en una conversación relajada en el hogar, el nivel medio del habla es del orden de los 55 dBA y que, a medida que aumenta el nivel de ruido ambiental que puede existir en ese medio, las personas presentes tienden a elevar sus voces para vencer el correspondiente efecto de enmascaramiento. Como es natural, en los espacios al aire libre, y concretamente, en las calles de cualquier ciudad, las condiciones son muy diferentes a las existentes en el interior de los edificios, aunque, en general, en esos entornos también son aplicables muchas de las conclusiones obtenidas en espacios cerrados.

La información presentada en la Figura 3.5, basada en datos empíricos, ilustra la situación existente en los espacios abiertos (campo libre), en los que las intensidades sonoras a considerar dependen básicamente de la ley del inverso del cuadrado de la distancia. Por ejemplo, en esta figura podemos ver que, cuando el nivel de ruido ambiental existente es del orden de 40 dBA, dos personas pueden mantener una conversación relajada (con una inteligibilidad próxima al 100%) estando separadas por una distancia de 2 m. En cambio, cuando el nivel de ruido es del orden de 70 dBA, para poder mantener esa misma conversación de forma satisfactoria, tales personas deberán elevar considerablemente la intensidad de su voz y situarse a menos de 1 m de distancia. Como es natural, todos estos valores tienen una validez puramente nominal, dado que la gran variabilidad de las condiciones con las que nos encontramos en la práctica introduce siempre un cierto nivel de incertidumbre. Entre otros muchos factores, cabe tener en cuenta que, debido a la redundancia que suele caracterizar a la comunicación verbal (redundancia de la que están excluidos, por ejemplo, los nombres propios, las palabras poco frecuentes o los términos técnicos), un nivel de inteligibilidad del 95% indica que es posible mantener una conversación de forma relativamente satisfactoria, aunque no del todo confortable. A título de orientación, podríamos indicar que, para que dos o más personas

puedan mantener una conversación normal, con un nivel de inteligibilidad óptimo, el nivel sonoro medio de sus voces debería superar el nivel de ruido ambiental presente en unos 15 dBA (Environmental Protection Agency, 1974) (Berglund et al., 1995).

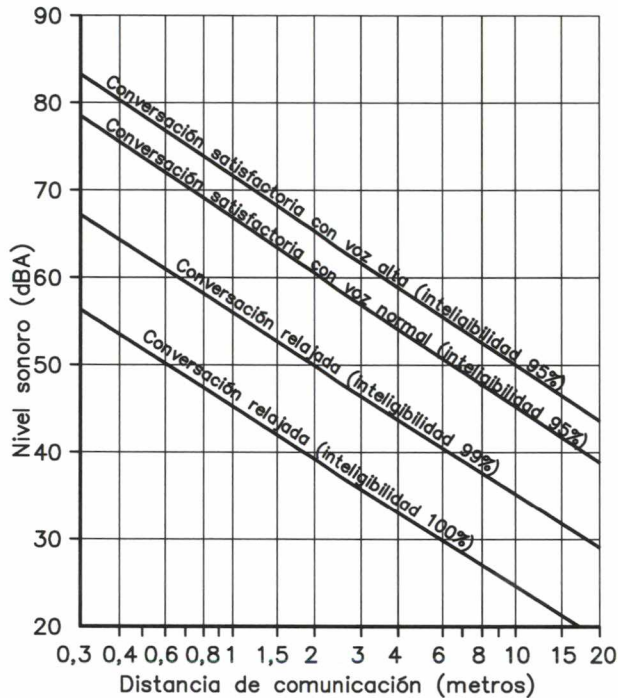


Figura 3.5. Interferencia del ruido con la comunicación. Distancias máximas a las que una conversación en el exterior es adecuadamente inteligible en presencia de un determinado nivel de ruido estacionario (Berglund et al., 1995).

Por supuesto, dos o más personas pueden mantener una comunicación verbal aceptable aún cuando los niveles de ruido ambiental superen los valores que se indican en la Figura 3.5, por ejemplo, cuando los mensajes transmitidos son extraordinariamente simples o cuando tan sólo se transmiten números. En casos extremos, acciones tales como la de leer en los labios de los interlocutores o la de observar los gestos faciales o manuales puede también ayudar a la comunicación. En una comunicación verbal, la situación suele mejorar también cuando la posición de la fuente de ruido responsable de la interferencia es claramente diferente a la de la persona que habla. El carácter intermitente o impulsivo del ruido causante de la interferencia puede introducir también alguna singularidad. Una vez más, la redundancia de la palabra significa que un ruido impulsivo o de corta duración no tiene demasiadas probabilidades de afectar seriamente el curso de una comunicación oral. Por supuesto, esa característica desaparece a medida que

aumenta la duración y la frecuencia de ocurrencia de los impulsos de ruido (Berglund et al., 1995).

Las relaciones expresadas en la Figura 3.5 se refieren a la interferencia del ruido con la comunicación verbal en espacios abiertos. En recintos cerrados de gran tamaño (auditorios, aulas, etc.), la situación es bastante diferente, como consecuencia de la reverberación que se produce en la reflexión del sonido en las paredes, techos, suelos y objetos presentes en esos recintos, un fenómeno que da lugar a que, en esos medios, los niveles sonoros no se reduzcan en 6 dB cada vez que se duplica la distancia entre la fuente y el receptor, sino que esa caída es a lo sumo de 1 dB ó 2 dB (dependiendo de las condiciones acústicas del recinto). Dada la diversidad de situaciones que se pueden presentar en los recintos cerrados, resulta muy difícil predecir la importancia de la interferencia del ruido ambiental sobre la comunicación verbal. La Figura 3.6 proporciona una estimación de la inteligibilidad de una comunicación verbal entre dos personas, para distancias entre el orador y el receptor superiores a 1 m, en función del nivel sonoro de un ruido constante, expresado en dBA. Esta estimación se refiere a una conversación normal, mantenida en una sala de estar convencional (el nivel sonoro medio de una conversación normal en espacios cerrados es del orden de 60 dBA). En la mencionada figura se puede observar que para alcanzar un 100% de inteligibilidad, una cualidad deseable en las aulas, viviendas u otros recintos cerrados, el nivel de ruido de fondo en ellos no debería superar nunca los 45 dBA (Environmental Protection Agency, 1974) (Berglund et al., 1995).

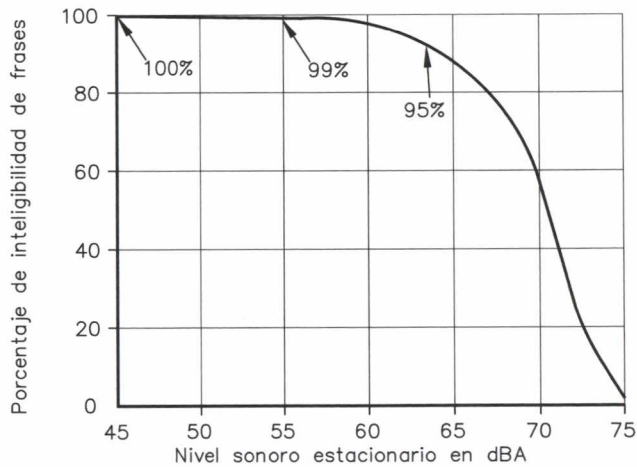


Figura 3.6. Interferencia del ruido con la comunicación. Inteligibilidad en función del nivel de ruido de fondo existente en una sala de estar típica de una vivienda (Berglund et al., 1995).

El efecto de enmascaramiento del ruido en la comunicación oral es más pronunciado en el caso de personas con alguna deficiencia auditiva que en las personas con una capacidad auditiva normal. Esta misma situación se produce también en el caso de personas de edad avanzada (presbiacusia) o de niños en su etapa de adquisición del lenguaje. Estas situaciones requieren unos valores de la relación señal-ruido más favorables que las mencionadas anteriormente.

### 3.5. Interferencia con la realización de tareas

Desde hace tiempo se sabe que el ruido ambiental puede interferir con la realización de tareas complejas. Todas las tareas que requieren una atención continuada e intensa sobre todas sus facetas o detalles, así como aquéllas cuya realización requiere una alta capacidad de memoria, son susceptibles de ser afectadas negativamente por la presencia de ruido. Se ha observado también que el ruido produce breves periodos de ineficiencia en aquellas tareas cuya realización hace necesaria una cierta concentración y atención visual. Aunque los niveles generales de eficiencia se pueden mantener básicamente inalterados bajo condiciones ambientales adversas, la producción de errores puntuales puede llegar a ser muy frecuente. En particular, las tareas que requieren una percepción continuada de determinadas indicaciones o señales significativas (por ejemplo, la atención a algún sistema de alerta) pueden resultar afectadas como consecuencia de un ambiente sonoro inadecuado. En contrapartida, y dado que la presencia de ciertos ruidos puede actuar también como señal de alerta, es importante señalar que la realización de tareas repetitivas o rutinarias puede verse afectada positivamente cuando esas tareas se llevan a cabo en un ambiente ruidoso (Berglund et al., 1995).

#### 3.5.1. El ruido ambiental en los medios laborales

Para explicar los efectos de interferencia del ruido con la realización de actividades mentales y psicomotoras se han propuesto diferentes mecanismos, entre los que cabe destacar especialmente la creación de un ambiente acústico monótono que puede llegar a producir somnolencia, la competencia del ruido en cuestión con el mecanismo fisiológico de la atención, la sobrecarga de estímulos o la sensación generalizada y subjetiva de molestia.

Sin embargo, como ya hemos indicado anteriormente, la existencia de determinados ambientes sonoros (tales como los provocados por la audición de música grabada en los centros de trabajo) no suele tener efectos negativos. En particular, algunos autores han observado que la escucha de ciertos sonidos puede facilitar la realización de algunas tareas manuales, sobre todo en el caso de que el ritmo del trabajo coincida con el ritmo de los sonidos (Gómez-Cano, 1994). Se sabe también que las actividades que requieren una cierta fuerza física pueden verse favorecidas por la presencia de ruido ambiental, aunque se ha demostrado que éste perjudica la realización de tareas que requieren una cierta concentración mental. Por otra parte, se ha observado que la percepción de ruidos de bajas frecuencias puede producir somnolencia, con el consiguiente riesgo de accidentes en los centros de trabajo (Fernández, 1984) (Kryter, 1985) (Lévy-Leboyer et al., 1988) (Landström, 1988).

La ocurrencia de accidentes laborales es la prueba más evidente, aunque no la única, de la existencia de malas condiciones de trabajo en los medios laborales. Posiblemente por ello, un buen número de las actuaciones de Salud Laboral se centran preferentemente en la prevención de estos accidentes. Esta peculiaridad, unida a las graves consecuencias que, frecuentemente, tienen los accidentes de trabajo, justifica un tratamiento diferenciado del ruido como factor de riesgo en los accidentes de trabajo (García et al., 1997).

Aunque es difícil llegar a conclusiones cuantitativas sobre esta cuestión, parece lógico suponer que puede existir una relación causal potencial entre la exposición al ruido en los centros

de trabajo y los accidentes que, por desgracia, son tan frecuentes en estos medios, a través de efectos tales como las pérdidas de audición, las reacciones de molestia y de estrés, o la interferencia del ruido con la comunicación y con las actividades que los trabajadores llevan a cabo a lo largo de su jornada laboral. La dificultad de investigar a fondo esta cuestión está relacionada con el hecho de que existen muchos factores de riesgo relacionados con la producción de accidentes laborales (utilización de maquinaria peligrosa, presencia de agentes estresantes ambientales, jornadas de trabajo agotadoras, malas condiciones de trabajo, etc.) y con la circunstancia de que algunos de dichos factores están asociados con la existencia de niveles de ruido elevados en esos medios. De lo que no hay duda es de que las condiciones que hemos mencionado anteriormente pueden disminuir significativamente el potencial del trabajador para mantenerse alerta ante las eventuales situaciones de peligro y, en consecuencia, pueden aumentar el riesgo de accidentes.

### **3.5.2. Interferencia con el aprendizaje y la lectura**

Diferentes investigaciones realizadas en este sentido por muchos autores, han demostrado que la exposición regular y continuada de los niños a niveles de ruido particularmente elevados (por ejemplo, los originados por el tráfico rodado intenso o por el movimiento de aviones) deteriora seriamente la calidad de los procesos cognitivos o el aprendizaje de la lectura. Estos efectos parecen ser especialmente importantes en el caso de niños que están cursando las últimas etapas de la enseñanza primaria, probablemente por el hecho de que en ellos los efectos de la exposición al ruido ambiental se han dejado sentir a lo largo de varios años. Existe también alguna evidencia de que los niños expuestos a fuentes sonoras muy ruidosas en las escuelas y en sus hogares tienen mayor probabilidad de mostrar estas deficiencias que los niños que sólo sufren esa exposición cuando se encuentran en sus escuelas. Como es natural, los niños que muestran algunas deficiencias en el habla o en la audición son los más vulnerables ante estos efectos de la contaminación acústica. Algunos autores han observado la existencia de una relación causal clara entre la exposición cotidiana a niveles de ruido elevados y el desarrollo de los procesos cognitivos en los niños en etapa preescolar (Evans, 1990) (Berglund et al., 1995).

Diferentes autores han llevado a cabo estudios sobre la relación causal existente entre la exposición al ruido de niños en edad escolar (por ejemplo, en el entorno de algunos grandes aeropuertos o en escuelas situadas junto a una vía importante de tráfico rodado) y el retraso en sus procesos de desarrollo cognitivo y en el aprendizaje de la lectura. En alguno de estos estudios se ha puesto de manifiesto que, en igualdad de niveles sonoros y a largo plazo, el ruido producido por el sobrevuelo de los aviones es más perturbador que el originado por el tráfico rodado o los ferrocarriles (Hygge, 1993).

### **3.6. Interferencia del ruido con el sueño**

Las personas que viven en las cercanías de vías de tráfico importantes, líneas de ferrocarril o grandes aeropuertos, por ejemplo, afirman que el impacto de esas fuentes de ruido perturba seriamente su sueño. A lo largo de las últimas décadas se han llevado a cabo numerosos estudios psicosociales con el fin de evaluar los tipos e importancia de la perturbación del sueño a causa del ruido originado por una amplia variedad de fuentes sonoras. Una buena parte de estos estudios ha centrado su atención sobre el proble-

ma más inmediato, es decir, el estudio de los efectos sobre el sueño producidos por una exposición a niveles de ruido más o menos elevados. En otras ocasiones, estos estudios han tratado de demostrar en qué forma el ruido ambiental puede afectar al consumo de ciertos medicamentos específicos, en particular, píldoras para dormir. Algunos autores han destacado el hecho de que la pérdida de calidad del sueño es un factor importante en la ocurrencia de accidentes de tráfico y laborales. Se sabe también que la incidencia de trastornos psiquiátricos es significativamente mayor en los individuos derivados de sueño. En ocasiones, el interés de los investigadores se ha enfocado hacia el estudio de los efectos a largo plazo de las perturbaciones del sueño. En cualquier caso, resulta evidente que estamos ante uno de los efectos más importantes del ruido ambiental sobre la salud de las personas y ante un problema que, en mayor o menor grado, afecta a millones de personas que viven en los países desarrollados (Kryter, 1985) (Vallet, 1987) (Berglund et al., 1995) (Vallet, 2001) (Dominguez, 2002).

Una forma de evaluar la interferencia del ruido con el sueño consiste en analizar los cambios fisiológicos inducidos por una exposición al ruido ambiental. Las observaciones del sueño de los individuos participantes en estos trabajos se han llevado a cabo tanto en condiciones de laboratorio como de campo, y han consistido generalmente en la obtención de registros de electroencefalogramas (EEG) y electrocardiogramas (ECG). En un principio, los investigadores estaban especialmente interesados en la detección de cambios aislados en los registros de EEG y ECG asociados con la presencia de ruidos aislados muy simples. Más recientemente, su principal objeto de atención han sido el estudio de los cambios en la estructura del sueño, y el análisis de su relación con los niveles sonoros que los provocan. La ventaja que ofrece la realización de pruebas fisiológicas in situ (en los propios dormitorios de las personas) es que las condiciones que se consiguen de este modo son más realistas que las que se pueden reproducir en un laboratorio, a pesar de que el hecho de fijar varios electrodos en la cabeza del sujeto en consideración no resulta demasiado natural. En este caso, es también posible hacer un seguimiento sobre los efectos de la exposición al ruido durante el sueño a lo largo de periodos de tiempo más o menos largos, tal vez incluso durante años, en tanto que la duración de los ensayos llevados a cabo en un laboratorio es forzosamente limitada. Cabe indicar que el estudio de los efectos del ruido ambiental sobre el sueño, a largo plazo, tiene una gran importancia, puesto que, al igual que sucede con las encuestas sociales o los estudios de epidemiología, esta estrategia nos permite determinar la forma en que un cierto sujeto se va adaptando a la exposición al ruido, alterando su comportamiento habitual (con respuestas tales como el cierre de las ventanas de su dormitorio durante la noche o el cambio de su horario normal de descanso) o modificando las condiciones originales de su vivienda (instalando su dormitorio en las zonas de la vivienda menos expuestas al ruido procedente del exterior o instalando sistemas de aislamiento acústico adecuados en las fachadas y ventanas).

En general, aunque la relación causa-efecto está fuera de toda duda, la correlación entre los niveles de ruido ambiental medidos en el exterior de las viviendas y la perturbación del sueño que por este motivo experimentan los residentes en zonas urbanas suele ser bastante baja. Hay muchas razones para ello. Una de esas razones puede estar relacionada por el hecho de que cuanto más elevados son los niveles de ruido en el exterior de una vivienda, tanto más se cierran sus ventanas, como medida de protección ante su inmisión al interior. Por otro lado, no está del todo clara la proporción en que el ruido contribuye a las perturbaciones regulares del sueño (despertamientos) en la población general. El tiempo que una persona necesita para conciliar el sueño cuando se acuesta, el número de veces que esa persona se despierta durante la noche y la sensación de cansancio con que se levanta por las mañanas son otros tantos indicadores de la calidad del sueño (Berglund et al., 1995).



### 3.6.1. Características y estructura del sueño

En años recientes, se han realizado numerosos estudios de laboratorio y de campo muy detallados sobre la estructura del sueño y las alteraciones que sobre esa estructura originan diferentes factores, como el ruido u otros agentes externos. En condiciones normales, el sueño de una persona transcurre según tres etapas claramente diferenciadas. La primera etapa corresponde a un estado de vigilia o insomnio (en inglés, wakefulness W). Esta etapa va seguida por otras cuatro, de sueño profundo, conocidas generalmente como etapas 1, 2, 3 y 4. Finalmente, se produce una etapa de sueño paradójico (en inglés, paradoxical sleep PS). La secuencia de los diferentes estados o etapas, admitidos como un estándar a nivel internacional, se puede identificar con facilidad observando la aparición de ciertos cambios fisiológicos en las personas que están durmiendo. El sueño de una persona consiste en una sucesión continuada de ciclos en los que se repiten las etapas anteriormente mencionadas (Vallet, 2001).

Dada su importancia, nos parece interesante insistir un poco más sobre este tema, señalando que, cuando una persona se dispone a conciliar el sueño, la forma de su encefalograma (EEG) cambia de aspecto, y las ondas rápidas e irregulares que mostraba hasta ese momento cambian hasta dar lugar a una pauta regular. Esta etapa preliminar, conocida con el nombre de ritmo alfa, va seguida por la etapa 1, que se caracteriza básicamente por la aparición de una reducción prolongada en la amplitud y en la frecuencia de las ondas citadas. A continuación, cuando nos encontramos en la etapa 2, el aspecto del EEG varía de nuevo, mostrando la presencia de varias series de ondas agrupadas junto con ondas simples de amplitud relativamente grande (complejos K). Unos 30 ó 40 minutos más tarde, entramos en la etapa 3 y aparecen en el EEG unas ondas de gran amplitud, conocidas con el nombre de ondas delta. Cuando ha transcurrido un 50% del tiempo total de este largo y complejo proceso, se inicia la etapa 4, que corresponde a una situación de sueño profundo. Unos 90 minutos más tarde, el aspecto del EEG se parece al que mostraba en la etapa 1, aunque ahora los electrodos colocados cerca del ojo ponen de manifiesto la existencia de movimientos rápidos del ojo (en inglés, rapid eye movements REM). Estamos ante la que se conoce generalmente como etapa de sueño 1-REM, durante la cual tienen lugar la mayoría de los sueños o pesadillas. El intervalo de nuestro sueño que corresponde a las etapas 1 a 4 antes citadas se suele conocer con el nombre de sueño no-REM (Berglund et al., 1995).

En condiciones normales, el sueño de una persona transcurre sin solución de continuidad a través de las etapas 1 a 4, aunque en el proceso se pueden producir inversiones ocasionales. El tiempo consumido en el sueño profundo y en las diferentes etapas de sueño ligero depende de la edad de las personas; en este sentido, existen también notables diferencias entre unos individuos y otros. A título indicativo, podemos mencionar que, para una persona joven adulta, un 5% aproximadamente del tiempo total de sueño corresponde a la etapa de vigilia W, un 75% a las etapas 1, 2, 3 y 4, y el 20% restante a la etapa de sueño paradójico PS o REM. En particular, a medida que la edad de las personas va avanzando, la proporción del tiempo consumido en las etapas de sueño más ligero aumenta y, en general, la duración total del sueño disminuye. A partir de los 60 años, la etapa 4 y la etapa REM han desaparecido casi por completo en el esquema del sueño. Se cree que la activación cerebral de la etapa de sueño REM contribuye al desarrollo y mantenimiento de la competencia sensoriomotora y que su disminución con la edad es consecuencia del proceso de maduración del cerebro de las personas (Vallet, 1987) (Berglund et al., 1995).

La estimulación que supone una exposición al ruido origina cambios en la forma del EEG que duran algunos segundos. Estos cambios pueden consistir en la aparición de complejos K (incremento de la frecuencia de las ondas), que sólo se pueden detectar en un estudio minucioso de los registros de los EEG, o en cambios en las etapas del sueño. Algunos estudios han puesto de manifiesto que los valores umbrales de niveles sonoros para que se produzca un despertar son más bajos durante la etapa de sueño REM; esta afirmación es cierta tanto para ruidos impulsivos como no impulsivos (Berglund et al., 1995).

### **3.6.2. Técnicas para estudiar la calidad del sueño**

El estudio de la interferencia del ruido ambiental con el sueño presenta muchos aspectos diferentes. Por consiguiente, no debe extrañarnos demasiado que las técnicas disponibles para ese fin sean también muy diversas. Una de las posibilidades más utilizadas suele estar basada en la realización de encuestas especialmente diseñadas con este objetivo. De hecho, en todas las encuestas realizadas para evaluar los efectos del ruido ambiental sobre la salud de las personas que pertenecen a una cierta comunidad (una zona residencial o toda una ciudad) se incluyen algunas preguntas relacionadas con los efectos del ruido sobre el sueño (Langdon et al., 1977) (Lambert et al., 1984). En la bibliografía se puede encontrar información abundante y referencias especializadas sobre este tema (Kryter, 1985) (Vallet, 1987) (Berglund et al., 1995) (Vallet, 2001).

A título informativo, bastará con mencionar aquí que, a lo largo de más de veinte años de actividad investigadora en este campo, el autor de este libro y sus colaboradores han realizado numerosas encuestas de este tipo con objetivos muy diferentes, con miles de personas encuestadas en total. En muchos de los cuestionarios utilizados en estos trabajos se incluyeron preguntas relacionadas con la interferencia del ruido sobre el sueño de las personas encuestadas. Una de esas preguntas se puede referir, por ejemplo, a si "les cuesta conciliar el sueño a causa del ruido" y otra a si "se despiertan por la noche a causa del ruido". Con el fin de matizar algo más las respuestas de los encuestados, en algunos de nuestros cuestionarios se ha intentado clasificar estas respuestas mediante una escala semántica de tres niveles, dando la opción a elegir entre las opciones "nunca", "en ocasiones" o "frecuentemente". Concretamente, en una encuesta de carácter general realizada en la ciudad de Valencia para estudiar los efectos del ruido sobre los residentes en esta ciudad, con un total de 400 encuestados elegidos prácticamente al azar, las respuestas a la segunda de las preguntas mencionadas fueron "nunca" (37% de las respuestas), "en ocasiones" (55%) y "frecuentemente" (8%). En general, estos resultados se muestran coherentes con los encontrados en otras investigaciones realizadas también por nosotros en otros ámbitos diferentes al citado y demuestran que los efectos de la contaminación sonora sobre el sueño de los residentes en zonas urbanas son muy importantes (García et al., 1981) (Llopis et al., 1989) (Guijarro et al., 1996).

### **3.6.3. Efectos significativos del ruido sobre el sueño**

La exposición al ruido nocturno puede producir perturbaciones en el sueño de las personas bajo la forma de dificultad en conciliar el sueño, cambios en los patrones normales del sueño y despertamientos (acción y efecto de despertar). Todas estas perturbaciones constituyen los efectos primarios de la perturbación del sueño. La exposición al ruido durante el sueño puede producir también otros efectos fisiológicos, tales como aumentos en la presión arterial, alteraciones en el ritmo car-

diaco, vasoconstricción, cambios en la respiración y movimientos del cuerpo (Vallet, 1987) (Berglund et al., 1995) (Vallet, 2001).

La exposición al ruido en las horas nocturnas puede originar también algunos efectos secundarios, entendiendo por tales aquellos que se manifiestan a lo largo del día siguiente al periodo de exposición al ruido. Entre estos efectos secundarios se incluye la percepción de una calidad reducida del sueño, el aumento de fatiga, la disminución en el nivel de bienestar y la reducción de la eficacia en la realización de tareas. Algunos autores han señalado que ciertos efectos a largo plazo relacionados con un deterioro del bienestar psicológico y social podrían estar motivados por la exposición al ruido durante la noche. Se ha observado también que el nivel de molestia originado por el ruido nocturno afecta a las respuestas relativas a la molestia general producida por el ruido ambiental a lo largo de todo el día, de acuerdo con los resultados de las encuestas llevadas a cabo con este fin (Vallet, 1987) (Berglund et al., 1995).

Sin duda alguna, uno de los efectos más importantes e irritantes de la exposición de las personas al ruido es la dificultad en conciliar el sueño. Este efecto se puede manifestar de muchas formas. La más inmediata consiste en un incremento del tiempo que cuesta conciliar el sueño a las personas afectadas, aunque, en los casos más extremos, esas mismas personas pueden responder a esa exposición con acciones tales como la utilización de taponos auditivos o el consumo de fármacos que provoquen sueño. El aumento del tiempo requerido para conciliar el sueño es un aspecto de gran importancia dentro del capítulo general de los efectos del ruido sobre el sueño. En tal sentido, se ha observado, por ejemplo, que el tiempo que requieren las personas para conciliar el sueño en dormitorios con las ventanas abiertas es sensiblemente mayor que cuando esas mismas ventanas están cerradas, dado que, en este último caso, la inmisión del ruido procedente del exterior (en la mayoría de los casos originado por el tráfico rodado) es mucho menor. Por otra parte, se ha puesto de manifiesto que el número de fenómenos ruidosos por unidad de tiempo es un factor de enorme importancia en la generación de este efecto, incluso por encima de los niveles sonoros del ruido perturbador (Berglund et al., 1995) (Vallet, 2001).

La ocurrencia de episodios de despertamiento debidos al ruido tiene sin duda una gran relevancia desde el punto de vista de la calidad del descanso nocturno. Estos episodios se pueden contabilizar de dos formas diferentes. Una de estas formas requiere simplemente que los sujetos objeto de estudio pulsen el botón de un contador cada vez que se despiertan. La otra posibilidad se basa en analizar sus respuestas a alguna pregunta en tal sentido en un cuestionario preparado con ese fin. Otra posibilidad de medir el número de despertamientos se basa en el análisis de los correspondientes electrocardiogramas (obtenidos generalmente en estudios de laboratorio). Algunos autores han observado que la edad de las personas expuestas a ruido nocturno influye considerablemente en el número de despertamientos observados bajo unas determinadas condiciones; dicho número es sensiblemente mayor en las personas de edad avanzada. En el caso de personas jóvenes o de mediana edad, no habituadas a la presencia de ruido nocturno, los despertamientos se producen para niveles sonoros máximos  $L_{max}$  del orden de 50 ó 55 dBA, y en ocasiones incluso para valores bastante inferiores a éstos. Por supuesto, estos valores se refieren a la situación existente en el interior de las viviendas, es decir, a los niveles sonoros medidos en los dormitorios donde descansan esas personas (Berglund et al., 1995).

Como ilustración de los efectos de la contaminación acústica sobre el sueño de las personas, en la Figura 3.7 se muestran los resultados encontrados en diferentes investigaciones realizadas durante los años ochenta y noventa en varias localidades de la Comunidad Valenciana por el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia. Estos estudios se basaron en la realización de varias encuestas sociales entre los residentes de tales localidades (Valencia, Gandía, Alcoy, Paterna y Aldaya, etc.). En estos trabajos, se entrevistaron un total de 4.500 personas. Como es natural, las respuestas individuales a las diferentes preguntas de nuestros cuestionarios (orientadas a la evaluación de la molestia general, la interferencia con el sueño o la perturbación de actividades, entre otros efectos del ruido) dependen de las condiciones específicas existentes en las zonas en que viven las personas encuestadas, así como de su sensibilidad hacia las diferentes fuentes de ruido (García, 1997).

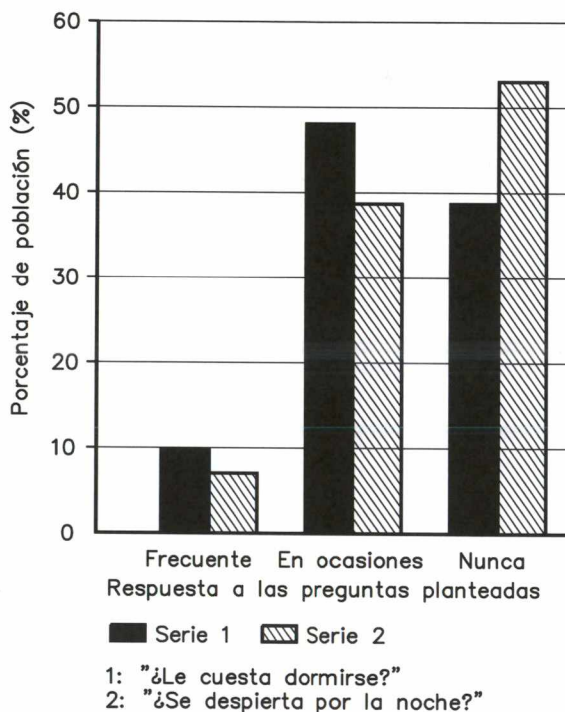


Figura 3.7. Los efectos del ruido ambiental sobre el sueño de los residentes urbanos en la Comunidad Valenciana (García, 1997).

En particular, la interferencia del ruido sobre el sueño de los encuestados fue evaluada a través de dos preguntas estándar relativas a la dificultad en conciliar el sueño y al número de despertamientos producidos durante la noche a causa del ruido ambiental. Aunque también en este sentido la variabilidad de las respuestas de los encuestados es muy grande, nuestros resultados ponen de manifiesto que un 8 ó 10% de las personas entrevistadas manifiestan que tienen claras dificultades para conciliar el sueño o que se despiertan frecuentemente durante la noche a causa del ruido al que están expuestos en sus vivien-

das. Ciertamente, este porcentaje es muy elevado. En particular, si introducimos la hipótesis de que la muestra de zonas urbanas incluidas en los citados estudios en la Comunidad Valenciana es representativa de todas las ciudades españolas con más de 20.000 habitantes, la citada cifra indicaría que más de dos millones de españoles ven perturbado seriamente su sueño nocturno como consecuencia de la contaminación acústica (García, 1997).

#### **3.6.4. La adaptación del sueño al ruido**

Cuando la exposición al ruido durante las noches es continuada se producen algunos efectos singulares en las personas afectadas. El primero de estos efectos es la habituación fisiológica a los correspondientes estímulos, que se manifiesta en términos de una disminución o incluso una desaparición de las reacciones del organismo humano al ruido a que está sometido durante el sueño. En el caso del ruido producido por el sobrevuelo de aviones, se ha demostrado que la duración de la exposición al ruido juega un papel importante en la incidencia de la perturbación del sueño. En este sentido, se ha encontrado, por ejemplo, que el número de despertamientos disminuye con el número de noches en que una cierta persona está expuesta a este tipo de ruido. Como caso especialmente curioso, mencionaremos que algún autor ha demostrado que los niños nacidos de mujeres expuestas al ruido originado en un aeropuerto cercano a sus domicilios durante los primeros meses de su embarazo se despiertan con menos frecuencia que los nacidos de mujeres expuestas al mismo ruido durante los últimos meses de embarazo (Vallet, 1987).

Como resultado de un estudio llevado a cabo para evaluar los efectos del ruido de aviones sobre el sueño de las personas, basado en la realización de una encuesta social con cuestionarios específicamente diseñados para dicho fin, distribuidos entre los residentes en los alrededores de un gran aeropuerto, se demostró que la calidad del sueño de esas personas aumentaba claramente al cesar los vuelos nocturnos. En particular, se observó un incremento del 12 al 17% en la cantidad de sueño profundo de esas personas una semana después de la supresión de tales vuelos. Al parecer, los cambios fisiológicos en el sueño producidos por alteraciones en los niveles de ruido se ponen de manifiesto más rápidamente que los cambios en los niveles generales de molestia. Este hecho parece demostrar que la molestia producida por el ruido (de la que hablaremos a continuación) no sólo depende de este factor ambiental, sino que en ella influyen también otros factores de muy diversa índole (Vallet, 1987).

#### **3.6.5. El ruido y el consumo de medicamentos**

Generalmente se considera que las personas que gozan de buena salud no tienen necesidad de consumir ningún tipo de medicamentos. Por lo tanto, algunos autores han especulado con la hipótesis de que el consumo de estas drogas puede ser un buen indicador de la pérdida de salud y, en particular, del deterioro que la exposición al ruido ambiental produce sobre ella. En apoyo de esta idea, algunos autores han demostrado que existe un aumento significativo en el despacho de recetas médicas para las personas que residen en zonas ruidosas, en comparación con grupos de control residentes en zonas silenciosas. En particular, hace algunos años se llamó la atención sobre el hecho de que las compras anuales de medicamentos por parte de las personas que vivían en las proximidades del aeropuerto de Ámsterdam eran superiores a las realizadas por los integrantes de un grupo de control que residía en zonas más tranquilas. Sin embargo, por lo que se refiere al ruido de tráfico y a su posible interferencia con el sueño, ha resultado difícil disociar los efectos del ruido de los relacionados con factores

tales como la edad, la ansiedad, el dolor y el insomnio. En diferentes estudios realizados hace ya algunos años, se encontró que el ruido ambiental no es un factor significativo del consumo de ciertos medicamentos específicos tales como tabletas para dormir. En cualquier caso, estamos ante un tema polémico, sobre el que no se pueden establecer conclusiones definitivas (Vallet, 1987).

### 3.7. Molestia subjetiva

Sin duda alguna, el efecto más importante del ruido ambiental sobre una comunidad de personas es la molestia subjetiva. La probabilidad de que se manifieste una sensación de molestia entre las personas aumenta claramente con el número y el nivel sonoro de los episodios ruidosos a que están expuestos. Este aumento suele ser más sistemático que cualquier otra reacción al ruido ambiental, hasta el punto de que los especialistas, los políticos o los jueces consideran que el porcentaje de personas altamente molestas por el ruido en una determinada comunidad es un excelente indicador de la existencia de un problema de ruido en esa comunidad (Guski, 2001).

La definición de molestia más aceptada por los expertos es la formulada por Lindvall y Radford a principios de la década de los setenta. De acuerdo con estos autores, la molestia (en inglés, annoyance) es una sensación de malestar asociada con la presencia de un agente o condición al que una determinada persona o grupo de personas considera como causante de efectos negativos o adversos para ellas (Lindvall et al., 1973). El significado de la palabra molestia está estrechamente ligado al de la palabra perturbación (en inglés, disturbance) o incomodidad (en inglés, nuisance), hasta el punto de que, en ocasiones, todos estos términos se utilizan como sinónimos para expresar el deterioro general del bienestar o de la calidad de vida de las personas producidos por una exposición al ruido ambiental (Berglund et al., 1995) (Guski, 2001).

En la Figura 3.8 se muestra esquemáticamente la relación existente entre la molestia y otros efectos producidos por la exposición al ruido y una serie de factores personales o colectivos, así como la relación entre esa molestia y las respuestas que origina (Fields et al., 1987).

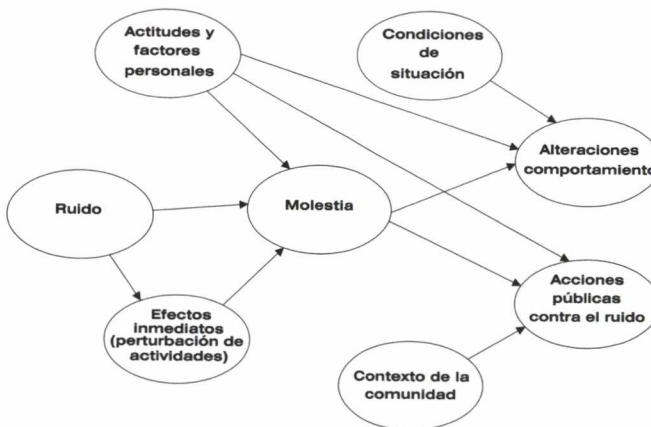


Figura 3.8. Relación entre el ruido y la molestia producida sobre las personas de una comunidad (Fields et al., 1987).

### 3.7.1. Evaluación de la molestia subjetiva

Dado que la molestia que produce una exposición al ruido ambiental de una cierta persona es una cualidad completamente subjetiva, no se puede medir mediante ningún instrumento. En otras palabras, a diferencia de lo que sucede con el observable "nivel de ruido", que es una magnitud física y como tal se puede medir de forma objetiva (contando con un instrumento, un sonómetro, y utilizando una unidad de referencia, el decibelio), la sensación de molestia que experimenta una persona dada ante una exposición al ruido ambiental no es una magnitud física, sino una respuesta subjetiva de esa persona ante un estímulo externo, y, por lo tanto, no se puede evaluar mediante un instrumento y es muy probable que no se pueda hacer nunca. Hoy por hoy, la única forma de evaluar dicha molestia es a través de la realización de encuestas sociales, utilizando cuestionarios con preguntas adecuadas a dicho fin. Como es natural, esos cuestionarios y esas preguntas no están estandarizados, sino que son diseñados con relativa libertad por los investigadores, de acuerdo con sus necesidades y con los objetivos de su trabajo.

Como podemos comprobar en la bibliografía, las opciones en este sentido muestran una amplia variabilidad. Por ejemplo, en un estudio pionero realizado por Langdon hace ya algún tiempo, se utilizó una pregunta que decía más o menos lo siguiente: "a la vista de esta tarjeta, ¿podría Vd. decirme qué número representa mejor su opinión sobre cómo se siente en relación con el ruido que percibe en su hogar?". En este caso concreto, las respuestas posibles a esta pregunta respondían a una escala numérica de siete niveles, cuyos extremos inferior y superior correspondían, respectivamente, a los términos "insatisfactorio" y "satisfactorio" (Langdon, 1976).

En un sentido análogo, una de las preguntas incluidas en el cuestionario utilizado por nosotros en una encuesta realizada en el año 1986 sobre un total de 263 residentes de cinco emplazamientos diferentes de la ciudad de Valencia, con el fin de evaluar el nivel de molestia que esos residentes experimentaban ante la exposición al ruido de tráfico, decía textualmente "¿en que medida le molesta a Vd. el ruido de tráfico que percibe cuando se encuentra en su casa?". Para responder a esta pregunta, la persona encuestada debía seleccionar en el cuestionario que estaba rellenando una de las respuestas siguientes: mucho, bastante, regular, poco y nada. Procediendo de este modo, se proporcionaba un valor numérico (del uno al cinco, en este caso) a la citada escala semántica, lo cual facilitaba el posterior tratamiento estadístico de los resultados obtenidos en la encuesta en cuestión (García, 1990).

En el futuro, es probable que muchas de las investigaciones que se lleven a cabo en este sentido sigan las recomendaciones recogidas en un estudio reciente impulsado por la Comisión Internacional sobre los Efectos Biológicos del Ruido (International Commission on the Biological Effects of Noise, ICBEN). Los investigadores que llevaron a cabo este importante estudio (en el que participó personalmente el autor de este libro, junto con algunos colaboradores) sugirieron la inclusión de dos preguntas estándar en todos los cuestionarios destinados a evaluar la molestia subjetiva producida por el ruido, al margen de cuáles sean los objetivos de tales cuestionarios. Dada la importancia de este tema, nos parece oportuno reproducir a continuación el texto íntegro de estas preguntas, en su versión en lengua española. La primera de ellas se basa en la utilización de una escala verbal de cinco niveles y dice lo siguiente: "Tomando en consideración los últimos 12 meses, indique Vd. en qué cuantía le molesta o perturba el ruido producido por .....

(indicar la fuente de ruido) cuando se encuentra en su casa: absolutamente nada, ligeramente, medianamente, muy, extremadamente". La segunda de las citadas preguntas se basa en la utilización de una escala numérica de once niveles y dice lo siguiente: "A continuación se da una escala de opinión de cero a diez para que Vd. pueda expresar en qué cuantía le molesta o perturba el ruido producido por ..... (indicar la fuente de ruido) cuando se encuentra en su casa. Por ejemplo, si Vd. está nada molesto por el ruido debería escoger el cero, y si Vd. está extremadamente molesto debería escoger el diez. Tomando en consideración los últimos 12 meses, indique qué número desde el cero al diez expresa mejor la cuantía en que Vd. está molesto o perturbado por el ruido producido por ..... (indicar la fuente de ruido)". La inclusión de estas dos preguntas estándar en las encuestas que se realicen en el futuro en este campo facilitará mucho la comparación entre los resultados obtenidos en estudios diferentes, un objetivo de suma importancia en este tipo de trabajos y que es muy difícil o imposible de conseguir cuando la evaluación de la molestia subjetiva se lleva a cabo utilizando preguntas diferentes (Fields et al., 1998) (García et al., 1999).

En ocasiones, cuando se analizan los resultados obtenidos al evaluar la molestia producida por la exposición al ruido ambiental de una cierta comunidad, puede resultar interesante conocer el porcentaje de personas de esa comunidad que se manifiestan "altamente molestos" (en inglés, highly annoyed HA) por el ruido cuando se encuentran en sus casas. Para satisfacer este requisito, Schultz introdujo hace ya algunos años la convención de considerar como altamente molestos el 25% superior (más o menos) de la escala numérica utilizada para cuantificar el correspondiente nivel subjetivo de molestia. Por ejemplo, si dicha escala tiene 11 niveles, la aplicación de dicha convención supondría tomar los 3 niveles superiores. Si dicha escala tiene 7 niveles, habría que tomar los 2 niveles superiores. Finalmente, si dicha escala tiene 5 niveles, bastaría con tomar sólo el nivel superior (Schultz, 1978) (Guski, 2001).

### 3.7.2. Relación entre la exposición al ruido y la molestia

El estudio de la relación entre la exposición al ruido y la molestia que esa situación genera en las personas afectadas es una cuestión de enorme interés en el contexto que estamos considerando en este capítulo (obsérvese que lo que se pretende en estos estudios es evaluar una relación causa-efecto). Para ilustrar adecuadamente este tema, nos parece oportuno referirnos a un trabajo considerado generalmente como una aportación clásica en este sentido. En la Figura 3.9 reproducimos una gráfica que recoge conjuntamente los resultados encontrados en once trabajos diferentes llevados a cabo durante los años 1960-1970 en varios países de Europa y Estados Unidos (incluyendo como fuentes de ruido principales el tráfico rodado, los aviones y los ferrocarriles). En ordenadas se representa el porcentaje de personas de una comunidad que se consideran "muy molestas" por la contaminación sonora a la que está expuestas (tal como acabamos de indicar, esta cualidad podría corresponder a las dos categorías más altas de una escala de siete puntos) y en abscisas los valores del nivel sonoro día noche  $L_{dn}$  expresado en dBA. La superficie rayada contiene el 90% de todos los datos incluidos en esta recopilación. Nos parece interesante indicar aquí que los resultados obtenidos en los numerosos estudios similares a éstos realizados por el autor a lo largo de varios años (en diferentes ciudades de nuestro país) coinciden en líneas generales con los reproducidos en esta figura, apoyando así la validez general de las tendencias que en la misma se ponen de manifiesto (Schultz, 1978) (García, 1995).



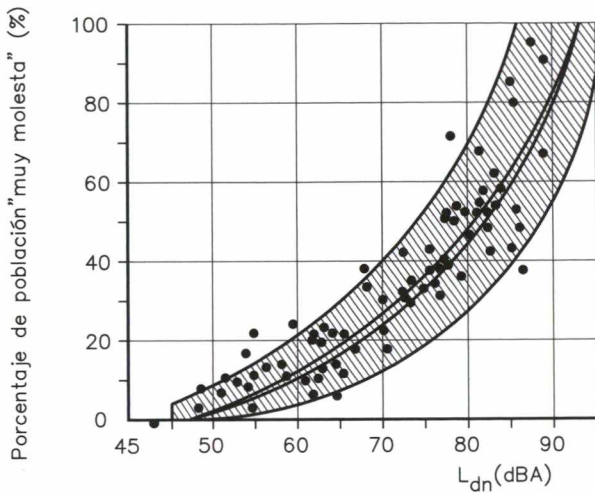


Figura 3.9. Síntesis de los resultados encontrados en diferentes encuestas para evaluar la molestia producida por la contaminación sonora (Schultz, 1978).

Esta gráfica ilustra perfectamente el significado de la curva de "molestia media" en relación con los niveles de exposición al ruido (en este caso, a través de los valores del nivel sonoro equivalente día-noche  $L_{dn}$ ). Se puede observar, por ejemplo, que para  $L_{dn} = 60$  dBA, tan sólo un 8% de las personas que constituyen una cierta comunidad se consideran gravemente perturbadas por el ruido. Sin embargo, este porcentaje aumenta hasta el 24% para niveles sonoros de 70 dBA, y llega hasta el 60% para 80 dBA. Si tenemos presente que en muchas zonas urbanas de nuestro país los niveles sonoros superan claramente los 70 dBA y 75 dBA, seremos conscientes de la gravedad que revisita la situación en que se encuentran muchos de nuestros conciudadanos.

Como ya sabemos, además de la molestia general a la que nos estamos refiriendo ahora, muchas de las investigaciones llevadas a cabo para evaluar los efectos de la contaminación sonora sobre las personas han dedicado también una gran atención a estudiar la interferencia con ciertas actividades específicas, tales como la conversación, la escucha de radio o TV, el sueño o la realización de tareas. Aunque todas estas interferencias o perturbaciones contribuyen a lo que denominamos genéricamente "molestia general", su estudio por separado permite obtener una información muy valiosa acerca de cuáles son las fuentes de ruido que resultan más molestas para una actividad determinada o en qué forma afectan a las correspondientes respuestas la sensibilidad o circunstancias de las personas encuestadas.

En la Figura 3.10 representamos los resultados encontrados en once estudios diferentes (valores medios), indicando el porcentaje de la población que se considera "muy molesta" por el ruido (como índice de molestia general) y el porcentaje de la misma población que resulta perturbada por la misma causa cuando conversa, cuando escucha la radio o televisión o cuando duerme. Obsérvese la estrecha correlación que existe entre las diferentes curvas. En esta misma figura se ha representado también el porcentaje de

la población de Estados Unidos que está sometida normalmente a niveles de ruido superiores a los indicados (eje de abscisas). Por ejemplo, a partir de los datos representados en esta figura se desprende que un 35% de los habitantes de dicho país se ven sometidos a niveles sonoros día-noche  $L_{dn}$  superiores a 60 dBA, lo cual supone que al menos un 15% de su población ven perturbado su sueño a causa del ruido. Como es natural, si tomáramos en consideración tan sólo a los residentes en las grandes ciudades los mencionados porcentajes serían sensiblemente más elevados (Schultz, 1978) (García, 1995).

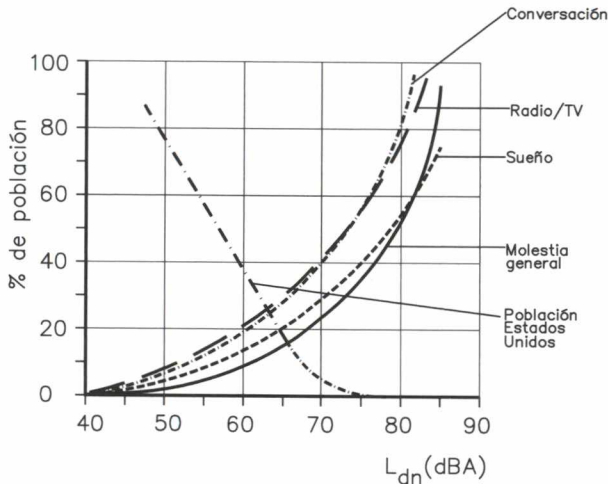


Figura 3.10. Molestia general producida por el ruido ambiental e interferencia del ruido con diferentes actividades (Schultz, 1978).

En general, y más allá del estudio que acabamos de mencionar (en el que simplemente se recopilan los resultados encontrados en diferentes trabajos), la relación entre los descriptores utilizados en la valoración del ruido ambiental y la molestia que la exposición a dicho ruido provoca en una cierta comunidad de personas (por ejemplo, en los residentes en una cierta zona urbana) suele ser lineal. Las características específicas de esta relación se han estudiado siempre de forma empírica, tomando en consideración los diferentes tipos de exposición al ruido y las diferentes situaciones de contaminación sonora que puedan existir en cada caso. En particular, en estos estudios se han tenido en cuenta factores tales como la hora del día en que se produce la citada exposición (día, tarde o noche), la naturaleza de las fuentes de ruido causantes de la molestia (tráfico rodado, aviones, industrias, discotecas, etc.) y el tipo de comunidad afectada (urbana, suburbana, rural, etc.) (Guski, 2001).

Para ilustrar el primero de estos aspectos, en la Figura 3.11 reproducimos los resultados de una investigación realizada hace ya algunos años en el que se detectaron importantes diferencias en los niveles de molestia producidos por el ruido de aviones y el ruido de tráfico según la hora del día. Estas diferencias obedecen fundamentalmente a la vulnerabilidad de las actividades desarrolladas por las personas afectadas a lo largo de las 24 horas del día. En particular, durante la noche, los residentes desean sobre todo que su sueño no sea perturbado por la contaminación acústica. Durante la tarde, un número elevado de

residentes urbanos no desean ser molestados cuando están descansando en sus casas, tras la jornada laboral, rodeados por sus familias o realizando algunas actividades de tiempo libre. Los resultados encontrados en numerosos estudios de campo para evaluar la molestia producida por el ruido ambiental confirman efectivamente que, en igualdad de condiciones, la molestia que experimentan los residentes en zonas urbanas es mayor durante las tardes o las noches que en los periodos diurnos (Fields, 1985) (Guski, 2001). Ésta es precisamente la razón que ha motivado la introducción de ciertas correcciones de ponderación en algunos de los descriptores globales utilizados para medir el nivel de ruido ambiental a lo largo de las 24 horas del día, estableciendo de este modo una diferencia entre el valor del nivel sonoro equivalente a lo largo de las 24 horas,  $L_{eq}(24h)$ , y el nivel sonoro equivalente día-noche  $L_{dn}$ , por ejemplo. En este caso concreto, y tal como hemos explicado en un capítulo anterior, los niveles de ruido medidos durante las horas nocturnas son penalizados con 10 dBA respecto a los valores medidos durante el día, en tanto que los niveles de ruido medidos en las horas vespertinas se penalizan con 5 dBA respecto a los valores medidos durante el día (Berglund et al., 1995) (Guski, 2001).

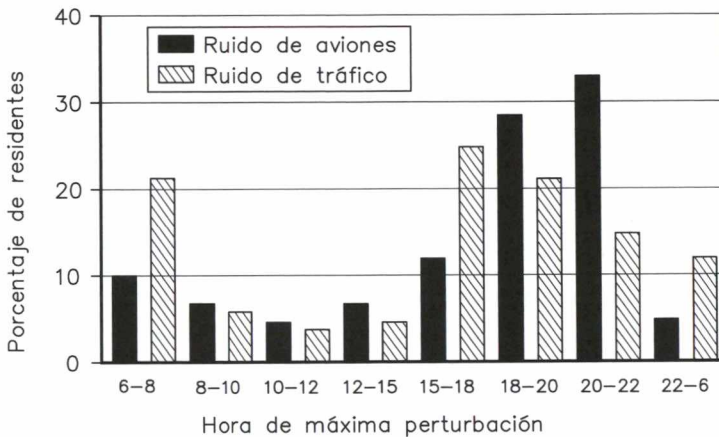


Figura 3.11. Variación de la molestia producida por el ruido de aviones y el ruido de tráfico a lo largo de las 24 horas del día (Guski, 2001).

En un sentido análogo al considerado en el párrafo anterior, es importante tener en cuenta también que la molestia de los residentes urbanos ante el ruido ambiental al que se ven expuestos cotidianamente puede experimentar notables variaciones entre los días laborables y los fines de semana, así como entre las diferentes estaciones del año. Por ejemplo, no hay duda de que, en general, los niveles de ruido ambiental al que estamos expuestos un domingo cuando nos encontramos descansando en nuestros hogares o paseamos por las calles de cualquier ciudad son sensiblemente menores que los existentes en esos mismos entornos en un día laborable. Análogamente, las diferencias entre los inviernos y veranos son también muy claras (Guski, 2001). Como es natural, la importancia de tales diferencias depende muy fuertemente de las características sociales, culturales y ambientales que concurren en cada caso.

En varias investigaciones realizadas para estudiar la molestia producida por diferentes fuentes de ruido se ha demostrado que el ruido de los ferrocarriles produce una molestia muy similar a la ori-

ginada por el ruido de tráfico cuando los niveles sonoros de ambas fuentes son bajos (niveles sonoros equivalentes por debajo de los 50 dBA), aunque para niveles sonoros elevados (niveles sonoros equivalentes del orden de 70 dBA o superiores), el ruido de los ferrocarriles parece resultar bastante menos molesto que el ruido del tráfico rodado. Aunque en términos relativos se han realizado menos estudios comparativos sobre los efectos producidos por el ruido de aviones y el ruido del tráfico, parece ser que la molestia originada por estos dos tipos de fuentes de ruido, siempre en igualdad de condiciones, es muy similar (Fields et al., 1982).

En algunas zonas residenciales, las personas suelen estar expuestas a más de una fuente de ruido. En general, la fuente de ruido predominante es el tráfico rodado, aunque en ciertas zonas urbanas el impacto del ruido de los aviones, los ferrocarriles o las industrias contribuyen también significativamente al ambiente sonoro en general. Desde el punto de vista de la planificación urbanística, puede ser interesante conocer en qué medida esa situación afecta a los residentes en esas zonas y parece razonable suponer que tales residentes tienen elementos suficientes para estimar en qué cuantía les molesta cada una de las fuentes de ruido presentes por separado y en qué cuantía les molesta su presencia cuando actúan conjuntamente. En principio, cabría suponer que el nivel de molestia total que produce la exposición a más de una fuente de ruido debería ser algo así como la suma de las molestias atribuidas a cada fuente por separado. Sin embargo, los estudios de laboratorio y de campo realizados en este sentido no se muestran del todo concluyentes sobre esta cuestión (Izumi, 1988) (Ronnebaum et al., 1997) (Guski, 2001).

Aunque el nivel de molestia que experimentan las personas expuestas al ruido ambiental depende fundamentalmente del correspondiente nivel sonoro (en un contexto general de dosis-respuesta), se ha demostrado que dicho nivel de molestia depende también de numerosos factores personales y sociales de los individuos afectados, algo que complica extraordinariamente esta cuestión.

Dentro de los llamados factores sociales podríamos incluir, por ejemplo, la valoración general de las diferentes fuentes de ruido (ya hemos mencionado con anterioridad que, en nuestra sociedad, los sistemas de transporte por ferrocarril se suelen ver con más simpatía que los sistemas de transporte aéreo). Otro factor social que puede influir en algunas ocasiones sobre las respuestas de los residentes a las encuestas realizadas para conocer su nivel de molestia ante el ruido ambiental es su grado de confianza en las autoridades "responsables" de la situación que ha dado lugar a tales respuestas. Se podrían incluir aquí, por ejemplo, desde las autoridades municipales hasta los responsables de un aeropuerto, de quienes mucha gente puede llegar a pensar que no se esfuerzan lo suficiente para resolver o atenuar el problema que les afecta tan directamente. La evolución histórica de una cierta exposición al ruido ambiental puede ser también un factor social significativo. No hay duda de que las personas que han vivido en las proximidades de una autopista, una vía de ferrocarril, o un gran aeropuerto durante muchos años han observado cómo los niveles de ruido a que están expuestas han ido aumentando con el paso del tiempo. Tal vez con razón, esas mismas personas piensan que dicho aumento seguirá produciéndose de forma inexorable en el futuro y, como es natural, ese convencimiento les lleva a evaluar su situación actual con mucha mayor crítica y hostilidad de lo que sería normal en otras condiciones (Guski, 2001).

Como factores personales susceptibles de afectar a la molestia provocada por el ruido ambiental, algunas investigaciones han tomado en consideración variables tales como la edad, el sexo, la educación

y el nivel económico, ligadas todas ellas a las personas como individuos diferenciados. Sin embargo, ninguno de estos factores parece tener una influencia determinante en la respuesta de molestia que experimentan las personas ante una exposición al ruido. En una revisión realizada recientemente sobre este tema, se ha señalado la existencia de cuatro factores personales que pueden resultar bastante más importantes que los anteriores en cuanto a su poder de influencia sobre el nivel de molestia que experimentan las personas como resultado de su exposición al ruido ambiental: la sensibilidad o susceptibilidad personal al ruido, el temor a sufrir algún daño relacionado con la fuente de ruido, la valoración general de la fuente de ruido y la capacidad de soportar el ruido (Guski, 2001).

Es un hecho bien conocido que no todas las personas son igualmente sensibles al ruido (de manera análoga a lo que sucede en relación con otros factores ambientales, como el frío, el calor o la humedad): en igualdad de condiciones, las personas muy sensibles al ruido suelen experimentar una mayor molestia que las personas poco sensibles. La sensibilidad de una determinada persona ante el ruido se puede evaluar de forma aproximada valorando las respuestas a una serie de preguntas estándar relacionadas con esta cualidad. En una detallada revisión de los trabajos realizados sobre esta cuestión, se encontró que los coeficientes de correlación entre la sensibilidad y la molestia ante el ruido varían entre 0'15 y 0'48. Aunque los valores de estos coeficientes de correlación pueden parecer muy pequeños a primera vista, hay que tener en cuenta que aquí estamos moviéndonos en el campo de las ciencias sociales y no en el de ciencias naturales. De hecho, los coeficientes de correlación entre los niveles de exposición al ruido ambiental y el nivel de molestia individual que se produce en las personas varían entre 0'25 y 0'68 (Fields, 1992).

En muchos de los estudios relacionados con el ruido de los aviones y sus efectos sobre las personas se ha demostrado que el temor o miedo a que se produzca un accidente en la vecindad del lugar donde se encuentra la persona afectada está estrechamente relacionado con la molestia que le produce dicho ruido. Por supuesto, ese temor es un factor subjetivo, pero también lo es la citada molestia. La creencia de que la presencia de una determinada fuente de ruido puede tener algún efecto negativo sobre la salud humana, al margen de los producidos por el ruido (nos referimos, por ejemplo, a la emisión de ciertos gases nocivos por parte de los vehículos de motor), puede contribuir también a acentuar la valoración negativa que las personas tienen del ruido originado por esa fuente. Volviendo al caso de los aviones, en el mismo estudio al que nos hemos referido en el párrafo anterior se llegaba a la conclusión de que el temor a los accidentes es la variable no-acústica más importante a tener en cuenta en los estudios sobre los efectos del ruido de aviones (Guski, 2001).

Un tópico relacionado con el anterior, aunque de distinta naturaleza que aquél, se refiere a la valoración o actitud general que una persona tiene sobre una determinada fuente de ruido. En cierto sentido, este factor no sólo tiene un carácter personal, sino también social, dado que muchas personas comparten una misma opinión acerca de que ciertas fuentes de ruido son más tolerables que otras. Por ejemplo, tal como ya hemos mencionado en otro lugar, la mayoría de personas consideran que el tráfico de ferrocarriles es "mejor" que el tráfico rodado o el transporte aéreo. La experiencia cotidiana y los resultados obtenidos en experimentos realizados en este sentido demuestran que las personas que están convencidas de la importancia y necesidad de un determinado vehículo, industria o instalación se declaran menos molestos por el ruido originado por estas fuentes que aquéllas que no están convencidas de ello (Guski, 2001).

Según opinión de numerosos especialistas, el estrés psicológico es una consecuencia de la incapacidad de una persona de enfrentarse con efectividad a las condiciones del medio ambiente. Un elemento primordial de este concepto se refiere a la confianza que la persona en cuestión tiene en si misma para afrontar con éxito ese problema. Las estrategias para lograr ese objetivo pueden variar considerablemente de unos casos a otros. En general, la posibilidad de resolver el problema a través de la eliminación pura y simple de la fuente de ruido que origina la molestia es muy difícil de conseguir en la práctica, aunque siempre es posible llevar a cabo una negociación con los responsables de la misma para llegar a alguna fórmula de compromiso que reduzca en lo posible las molestias que origina la fuente en cuestión, y que puede consistir, por ejemplo, en alguna modificación de las condiciones de funcionamiento de la fuente o en la mejora de las correspondientes instalaciones (Guski, 2001).

### **3.7.3. Acciones personales provocadas por el ruido**

Siempre que existe un problema serio de ruido ambiental, la comunidad debe tomar las medidas necesarias para resolverlo o, en el peor de los casos, tratar de reducir su impacto sobre las personas afectadas. Afortunadamente, los responsables de las correspondientes fuentes o las administraciones implicadas disponen de numerosas estrategias y posibilidades para alcanzar este objetivo. Recordamos que el Capítulo 4 de este libro está dedicado específicamente a analizar los diferentes aspectos del control del ruido ambiental.

En particular, las personas que experimentan una molestia más o menos importante por la intrusión del ruido procedente del exterior de sus viviendas, pueden reaccionar de forma individual (con actuaciones tan diferentes como el cierre de ventanas, la mejora sustancial del aislamiento acústico de su vivienda, las alteraciones en el uso de las habitaciones en función del ruido procedente del exterior, etc.), o de manera pública, comentando el problema con sus vecinos, elevando sus quejas a los medios de comunicación, denunciando el problema ante las autoridades competentes sobre el tema, o participando activamente en diferentes tipos de manifestaciones públicas reivindicativas. Una iniciativa que se plantea muy raramente en nuestro país, aunque su frecuencia va en aumento en estos últimos años, es el recurso a la vía judicial (en tiempos recientes todos hemos tenido ocasión de enterarnos por los medios de comunicación de algunos casos al respecto, casi siempre resueltos a favor de los demandantes). En otras ocasiones, y ante una agresión insoportable del ruido procedente del exterior de una vivienda, sus residentes no encuentran otra solución que trasladar definitivamente su domicilio a alguna zona más tranquila de la ciudad en que viven o incluso a alguna zona residencial suburbana mucho más silenciosa. En cualquier caso, y dejando a un lado las respuestas singulares, parece ser que la exposición al ruido influye poco a la hora de elegir un lugar de residencia o decidir un traslado de la misma, sin duda como consecuencia de una serie de factores económicos y sociales de muy diversa naturaleza, entre los que se cuentan los motivos de trabajo o familiares. No hay duda de que, a la hora de elegir un lugar de residencia, una mayor atención y sensibilidad de nuestros conciudadanos hacia la contaminación acústica existente normalmente en una determinada zona urbana evitaría muchos casos de insatisfacción posterior respecto a las condiciones existentes en esa zona (Berglund et al., 1995).

En la bibliografía podemos encontrar algunas referencias sobre el hecho de que entre un 5 y 10% de los residentes expuestos a niveles elevados de ruido se quejan formalmente por este motivo o participan en actividades de protesta relacionadas con la situación en que viven. Cabe señalar que

la información que se desprende de nuestros propios trabajos en este sentido, las cifras en nuestro país en ese sentido son sensiblemente inferiores a las citadas.

### **3.8. Efectos del ruido sobre la salud mental**

La salud mental se suele definir en términos de ausencia de desórdenes psiquiátricos identificables de acuerdo con los protocolos usuales en este campo. En relación con el estudio de los efectos del ruido sobre las personas, la salud mental cubre una extensa variedad de síntomas, entre los que se incluyen la ansiedad, el estrés emocional, los estados nerviosos, la náusea, los dolores de cabeza, la inestabilidad, la impotencia sexual, los cambios en el comportamiento y los conflictos sociales, sin olvidar tampoco otras categorías psiquiátricas más generales, tales como la neurosis, la psicosis o la histeria.

En términos generales, la existencia de una relación causal entre el ruido ambiental y la salud mental de las personas es evidente. En particular, hace mucho tiempo que se sabe que la exposición de los trabajadores a niveles elevados de ruido en los medios laborales está asociada con el desarrollo de neurosis e irritabilidad. En cualquier caso, en opinión de algunos autores, el ruido ambiental no se puede considerar como el causante directo de una enfermedad mental, sino que sus efectos se limitan a acelerar o intensificar el desarrollo de una neurosis latente (Berglund et al., 1995).

A título anecdótico, podemos recordar que en un estudio de los registros médicos de unas 120.000 personas viviendo en las cercanías del aeropuerto de Heathrow (Londres) y en una zona mucho más silenciosa de las proximidades, realizado a finales de la década de los sesenta, se puso de manifiesto que la tasa de admisiones en hospitales mentales era mayor para los residentes junto al citado aeropuerto (grupo de riesgo) que para los que residían más lejos del mismo (grupo de control). Sin embargo, este resultado fue bastante cuestionado por otros autores y no se pudo confirmar plenamente en otras investigaciones realizadas posteriormente en el mismo sentido (Berglund et al., 1995).

En términos similares, cabe recordar también que en un estudio realizado a finales de los años setenta en zonas próximas al aeropuerto de Los Angeles, con el fin de investigar la relación existente entre la exposición al ruido de aviones y el desarrollo de enfermedades mentales, se llegó a la conclusión de que el número de las admisiones en hospitales mentales era un 29% mayor en las zonas expuestas a niveles de ruido elevados que en las zonas silenciosas. Sin embargo, este estudio tuvo que afrontar muchas dificultades metodológicas, muy similares a las que caracterizan a los estudios epidemiológicos realizados para estudiar la relación causal entre la exposición al ruido y el desarrollo de enfermedades cardiovasculares, un tema en el que juegan un papel importante variables tales como la edad, el sexo y la raza (Taylor et al., 1987).

Algunos investigadores han propuesto que el consumo de tranquilizantes y de píldoras para dormir (un tema al que ya hemos aludido en un apartado anterior) se pueda utilizar también como un indicador válido de la existencia de alguna enfermedad o perturbación mental latente en las comunidades expuestas a niveles elevados de ruido ambiental. Hay que reconocer, sin embargo, que los resultados obtenidos hasta ahora en los numerosos estudios realizados en este sentido (llevados a cabo generalmente sobre residentes en zonas próximas a grandes aeropuertos) se muestran contradictorios y en ellos no se demuestra con claridad la existencia de una relación causal entre el nivel de exposición al ruido y el uso de medicación (Berglund et al., 1995).

En términos generales, cabe señalar que las relaciones existentes entre la molestia producida por el ruido ambiental, la sensibilidad personal ante el ruido (a la que nos hemos referido en el apartado anterior) y la morbilidad mental son enormemente complejas y todavía no han sido suficientemente estudiadas. Algunos autores han sugerido que una excesiva sensibilidad ante el ruido puede ser un buen indicador de la vulnerabilidad de las personas a los agentes estresantes en general y puede estar relacionada también con un nivel subclínico de morbilidad psicológica. Abundando en este mismo tema, recordaremos que en un estudio sobre los efectos del ruido de tráfico sobre la salud humana, realizado en el Reino Unido a principios de los años noventa, se demostró la existencia de una fuerte asociación entre la sensibilidad al ruido de las personas y la existencia de ciertos síntomas psiquiátricos, aunque no se pudo llegar a ninguna conclusión clara sobre el nivel de ruido a partir del cual esos síntomas se traducen en desórdenes mentales (Berglund et al., 1995).

En una revisión de la evidencia que relaciona el ruido con la aparición de enfermedades mentales, realizada hace ya algún tiempo, se llegó a la conclusión de que dicha evidencia es cuestionable y que gran parte de ella está basada simplemente en impresiones clínicas. En otra revisión más reciente, se llega a la conclusión de que, aunque la exposición al ruido pueda dar lugar a síntomas emocionales de pequeña importancia, la evidencia existente sobre la posible relación entre la exposición de las personas a niveles elevados de ruido de aviones o de otras fuentes sonoras, como causante de admisiones en hospitales psiquiátricos o de la aparición de desórdenes mentales en una comunidad es contradictoria. Sin embargo, de tanto en tanto, algunos especialistas siguen insistiendo en que si la exposición al ruido produce una sensación de molestia e irritación, es plausible suponer que una exposición prolongada a este agente medioambiental pueda producir o agravar las enfermedades mentales. Se ha apuntado también que las personas con escasos apoyos sociales tienen una mayor probabilidad de ser hospitalizadas como consecuencia de problemas mentales relacionados con la contaminación acústica. Como estamos viendo en este apartado, el problema es muy complejo. Es evidente que, si pretendemos avanzar en nuestro conocimiento sobre esta cuestión y llegar a conclusiones definitivas, será necesario diseñar nuevos estudios específicos sobre este tema, atendiendo debidamente las exigencias metodológicas propias de este tipo de investigaciones (Berglund et al., 1995).

### **3.9. Efectos económicos del ruido**

Además de todos los efectos del ruido sobre la salud de las personas que hemos analizado en el presente capítulo, es interesante también tener en cuenta el hecho de que la exposición cotidiana a niveles más o menos elevados de ruido ambiental origina ciertos efectos económicos sobre los individuos y sobre las propiedades. De hecho, todos somos intuitivamente conscientes de que el mero hecho de que la contaminación acústica tenga una incidencia negativa sobre la salud, el bienestar y la calidad de vida de las personas significa, en términos socioeconómicos, que el ruido ambiental tiene efectivamente un cierto coste social (Alexandre et al., 1987).

¿Cómo expresar y evaluar este coste social? En nuestra sociedad actual, toda actividad económica va acompañada por una contrapartida monetaria. Por ejemplo, la compra de una camisa es un acto voluntario de intercambio de esa mercancía por una determinada cantidad de dinero, de común acuerdo entre el comprador y el vendedor (según las leyes establecidas en un mercado libre). Desgraciadamente, la realidad no responde siempre a un esquema tan simple como el que acabamos de citar, dado que, en muchos casos, las actividades económicas van acompañadas por un cierto coste social no compensado.



Para ilustrar esta afirmación, supongamos que en un cierto lugar de una ciudad se están construyendo unos edificios. Como ya hemos señalado en otro lugar, las obras de construcción son una fuente de ruidos muy frecuente en todas nuestras ciudades y, por lo tanto, una causa de molestias más o menos importantes para sus residentes. Las personas que viven en la proximidad de dichas obras están sujetas al perjuicio que origina el ruido sin que tenga lugar una transacción voluntaria que las compense por ello, dado que, en general, las empresas constructoras de edificios no suelen contemplar esta compensación y se consideran con pleno derecho para producir cualquier ruido.

Si a este "derecho" a producir un ruido se le asignara un precio (a pagar por el agente que lo origina), las reglas del mercado libre reflejarían más o menos ajustadamente el coste social del ruido y el ruido alcanzaría un nivel cuyo valor estaría relacionado con dicho precio. El significado cualitativo de estos razonamientos económicos se ilustra esquemáticamente en la Figura 3.12. La curva CS representa el coste social del ruido y la curva CR representa el coste de su reducción (ambos costes expresados por unidad de nivel sonoro). Cabe observar que cuanto más bajo es el nivel de ruido, tanto mayor es el coste de su reducción por unidad de nivel sonoro y tanto más pequeño es su coste social. La intersección de estas dos curvas nos proporciona el coste del silencio P y el nivel de ruido N correspondiente. El significado de este punto de intersección es evidente: la reducción del nivel de contaminación sonora por debajo del valor N no resulta ventajosa desde el punto de vista puramente económico, puesto que el "coste" de esa reducción sería mayor que el "beneficio" que esa actuación produciría en la comunidad afectada; por supuesto, hablamos de beneficio en el sentido de reducción del coste social (Alexandre et al., 1987).

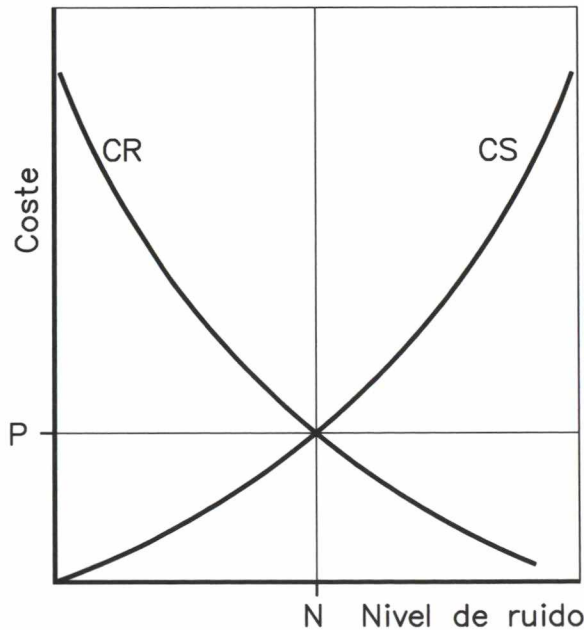


Figura 3.12 Comparación entre el coste social (CS) y el coste de reducción (CR) del ruido.

El problema radica en que la contaminación acústica es un problema al que no se le aplican las leyes del mercado. En general, ignoramos el coste social del ruido o, dicho en otras palabras, no conocemos el precio que la sociedad está dispuesta a pagar por la eliminación del ruido. Como somos incapaces de trazar la curva CS, no podemos determinar el valor del nivel N que la sociedad está dispuesta a aceptar. La evaluación del coste social de la contaminación acústica revestiría una gran importancia, por ejemplo, como base de criterios objetivos para la promulgación de leyes o normativas tendentes a reducir el impacto sonoro de determinadas fuentes o actuaciones. Sin embargo, la evaluación de dicho coste se presenta llena de dificultades en la práctica. En particular, aunque sabemos muy bien que la exposición al ruido disminuye la capacidad auditiva de las personas, aumenta el riesgo de accidentes laborales, contribuye al absentismo laboral, interfiere la comunicación oral o perturba el sueño, entre otros efectos, resulta sumamente difícil traducir todos estos factores negativos en términos puramente económicos.

Sin embargo, hay casos en que el problema del que estamos hablando puede ser bastante más sencillo. Por ejemplo, en el mercado de la vivienda, el valor de una casa no sólo refleja el coste de la construcción propiamente dicha, sino que dicho valor depende también, más o menos acusadamente, de las condiciones del entorno en que dicha casa está situada (proximidad a zonas verdes, abundancia de equipamientos y servicios, ambiente silencioso, etc.). En este contexto, es posible que, entre otros factores, los niveles de contaminación sonora existentes en ese lugar afecten al precio de la vivienda. Por lo tanto, si fuéramos capaces de evaluar la depreciación que el ruido produce en dicho precio, el valor obtenido podría representar una cierta medida de lo que estamos denominando coste social del ruido (al menos, uno de sus aspectos).

El tema resulta tan atractivo que no sorprende demasiado que muchos autores le hayan dedicado cierta atención a lo largo de estos últimos años. En este contexto, se han propuesto diferentes técnicas de evaluación del coste del ruido, que implican estrategias muy diferentes y que conducen a resultados también diferentes. Como acabamos de indicar, una de las aproximaciones más claras en este sentido se basa en analizar la depreciación en el precio de una vivienda (tanto en operaciones de compra-venta como en operaciones de alquiler) motivado por el carácter más o menos ruidoso del entorno en que se encuentra tal vivienda. El punto de partida de este interesante planteamiento es muy sencillo: presumiblemente, las viviendas situadas en un entorno ruidoso serán más económicas que las viviendas equivalentes a éstas pero situadas en un entorno tranquilo. La mayoría de los trabajos llevados a cabo para estudiar este tema concreto se han relacionado con la exposición al ruido producido por el tráfico en entornos urbanos. Los resultados encontrados en la evaluación de la mencionada depreciación muestran una gran variabilidad, variando entre el 0 y el 1'4% del correspondiente coste por dBA de diferencia (Lambert, 2002). Aunque las cifras no parecen espectaculares a primera vista, la realidad es muy diferente. Por ejemplo, de acuerdo con dichas valoraciones y suponiendo una depreciación del 1% por dBA, se puede estimar que una vivienda que tuviera un valor de 300.000 euros, situada en un entorno urbano expuesto a un nivel sonoro de 50 dBA, experimentaría una depreciación de unos 60.000 euros si estuviera en un entorno expuesto a 70 dBA

En cualquier caso, todos los estudios realizados sobre esta cuestión en situaciones muy diversas coinciden en que la evaluación del denominado coste social del ruido no se debería abordar en términos puramente económicos. Por ejemplo, el nivel de molestia general que produce una

## Capítulo 4

### Control de la contaminación acústica

#### 4.1. Consideraciones generales

Hacia finales del siglo XIX, el médico alemán Robert Kock afirmaba que "llegará un día en que la humanidad tendrá que luchar contra el ruido de forma tan vehemente como lo ha hecho contra el cólera y la peste". Desgraciadamente, esta frase no parece haber perdido su vigencia en la actualidad (Verdan, 1992). Por ejemplo, y a pesar de los muchos esfuerzos dedicados a controlar el ruido ambiental, se ha estimado que un 25% de los europeos están expuestos, de una forma u otra a niveles sonoros diurnos en el exterior superiores a los 65 dBA (Lambert et al., 1994). La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico ha afirmado que la importancia de este problema puede aumentar todavía más en el futuro, debido sobre todo al uso cada vez mayor de numerosas y potentes fuentes de ruido (vehículos de transporte, aviones, maquinaria pesada, etc.), a la dispersión geográfica de las fuentes de ruido (unida a una mayor movilidad de las personas), y a la extensión temporal del fenómeno (sobre todo durante las noches y fines de semana) (Organización, 1983). Muchos millones de residentes urbanos de todo el mundo consideran hoy en día que la lucha contra el ruido ambiental debería ser considerada como un tema prioritario para las administraciones responsables.

El control del ruido ambiental está basado en una amplia diversidad de estrategias. La acción más directa y eficiente contra los niveles de ruido excesivo es siempre la reducción del ruido en la propia fuente. En este sentido, en muchos países desarrollados existen regulaciones sobre los niveles máximos permitidos para la emisión sonora por parte de fuentes tan diversas como los vehículos de motor, los aviones, los vehículos utilizados en la construcción y obras públicas, o las máquinas utilizadas en las tareas del hogar o jardinería. En términos generales, las estrategias más efectivas para reducir su impacto sobre las personas, consisten en rediseñar o reemplazar los vehículos o equipos ruidosos por otros más silenciosos. En este sentido, debería tenerse en cuenta que la mecánica de la generación de ondas sonoras en las fuentes de ruido puede clasificarse en dos categorías principales. Una de ellas se basa en el movimiento superficial de un sólido en vibración y la otra en la turbulencia que se produce en un medio fluido. Por consiguiente, uno de los primeros pasos en la lucha contra la contaminación acústica debería consistir en reducir la magnitud de las fuerzas en general a las que se ven sometidos los sistemas mecánicos y/o la velocidad de los flujos de fluido asociada con la aparición del fenómeno que estamos considerando (Harris, 1991) (Crocker, 1998).

Una reducción adicional en los niveles de ruido se puede obtener a través de una iniciativa tan simple como la de aumentar significativamente la distancia que separa el receptor (personas) y la fuente de ruido, cualquiera que ésta sea. Por ejemplo, el impacto sonoro producido por un aeropuerto proyectado sobre los residentes en una zona urbana puede reducirse mucho si tal aeropuerto se construye lejos de esta zona. Los niveles de contaminación sonora producidos por una autopista

importante sobre una zona residencial se pueden reducir sustancialmente planificando de forma adecuada esa vía de tráfico y mediante un diseño urbanístico muy cuidadoso de dicha zona urbana. La transmisión del sonido se puede controlar también con éxito utilizando pantallas o barreras acústicas. Una posibilidad alternativa para reducir la inmisión del ruido externo en el interior de las viviendas consiste en dotar a éstas de fachadas aislantes al ruido externo (Buna et al., 1987).

Las medidas administrativas para reducir el ruido ambiental contemplan cinco escenarios muy diferentes: planificación, regulación, ejecución, incentivos e inversiones. La planificación supone la toma de decisiones sobre el uso de recursos, así como la guía y la coordinación orientados al control del ruido. La regulación define las reglas del juego, establecidas mediante las oportunas leyes o normativas. La ejecución de las regulaciones existentes debe ser llevada a cabo mediante las adecuadas acciones de supervisión, con el fin de asegurar el cumplimiento de tales regulaciones. Los incentivos incluyen generalmente una amplia variedad de medidas económicas y no económicas, establecidas para persuadir a los ciudadanos en general o a ciertas empresas en particular a tomar las medidas adecuadas para luchar contra el ruido ambiental. Las inversiones están relacionadas con la disponibilidad de fondos públicos destinados a mejorar las infraestructuras, los equipamientos o la investigación dirigida a controlar la contaminación acústica (Buna et al., 1987).

Es importante recordar siempre que las iniciativas aplicadas para controlar el ruido producido por una determinada fuente sonora dependen, ante todo, de las características de dicha fuente. Por ejemplo, la reducción del ruido producido por el tráfico rodado se puede alcanzar reduciendo la emisión sonora en la fuente (básicamente, mediante el desarrollo de vehículos más silenciosos y la gestión adecuada de las vías de tráfico) y controlando la transmisión y recepción del correspondiente sonido (con medidas tales como el diseño adecuado de las vías de tráfico, la planificación del uso del suelo, la construcción de pantallas acústicas o el aislamiento acústico de los edificios más sensibles en las zonas residenciales). En particular, en el caso de las ciudades y zonas urbanas en general, la planificación urbanística juega un papel de gran importancia en el tema que ahora estamos considerando. Como es natural, las políticas adoptadas en este sentido varían considerablemente de unos países a otros (European Commission, 1997).

El control de la contaminación acústica es un tema de enorme interés social y económico, que concentra los esfuerzos de muchos profesionales en campos de trabajo tan diferentes como la física, la ingeniería, la arquitectura, el urbanismo, la salud, la sociología, el derecho o la psicología. Al margen de quiénes sean los protagonistas directos de las iniciativas realizadas para resolver un determinado problema, deberíamos insistir ante todo en que la lucha contra el ruido en las zonas urbanas es una responsabilidad del conjunto de la sociedad, es decir, de la administración (en sus diferentes niveles administrativos) y de los ciudadanos (considerados como individuos aislados o como miembros de las correspondientes comunidades).

Como es sabido, la contaminación sonora presenta diversos aspectos científicos, técnicos, económicos, políticos y sociales, con una extensa casuística e innumerables particularidades. Por consiguiente, el control de la contaminación sonora requiere la utilización de un amplio abanico de estrategias muy diversas. En un sentido general, el control del ruido urbano debería basarse en una asociación coordinada de iniciativas técnicas (dirigidas fundamentalmente a la evaluación metódica de cada problema en particular y a la propuesta de acciones eficaces destinadas a solucionarlo), un

marco legal adecuado (basado en la existencia de leyes o normativas que orienten y respalden las correspondientes acciones), determinación política (voluntad de proponer y aplicar con decisión y continuidad todas las acciones necesarias) y apoyo social (basado sobre todo en el reconocimiento de la importancia de este problema medioambiental y en las contribuciones activas de todos los miembros de una determinada comunidad y en su colaboración al éxito de las iniciativas propuestas) (Wilson, 1963) (OECD, 1986) (Harris, 1991) (Beranek, 1992) (European Commission, 1997).

En principio, hemos de ser conscientes de que la tecnología moderna puede resolver en gran medida una buena parte de los problemas relacionados con la contaminación acústica a la que están expuestos cotidianamente millones de personas en los países desarrollados de todo el mundo, o, al menos, es capaz de reducir la gravedad de sus efectos. Lamentablemente, en muchos casos, las dificultades operativas, los costes económicos y las repercusiones sociales de las eventuales soluciones limitan o impiden totalmente la aplicación práctica de esas soluciones. En este sentido, no deberíamos olvidar nunca que las medidas de control del ruido ambiental son siempre más efectivas y menos costosas cuando son diseñadas y aplicadas en una etapa muy inicial del proceso responsable de la creación del problema.

La articulación de una política efectiva destinada a controlar con éxito el ruido ambiental en las zonas urbanas exige la aplicación de una larga serie de acciones específicas tomadas en orden secuencial. La primera fase de este proceso consiste en una cuidadosa evaluación de los problemas planteados (basada fundamentalmente en la identificación de las principales fuentes de ruido, análisis de sus características, medida de los correspondientes niveles sonoros, evaluación de la respuesta de la comunidad ante ese problema, etc.). En este sentido, deberíamos recordar que las importantes variaciones espaciales y temporales que suelen caracterizar a los niveles de ruido ambiental existentes en las zonas urbanas dificultan considerablemente esta tarea, que, en general, se basa en la elaboración de un mapa sonoro muy detallado de la zona urbana considerada, que puede ser un barrio más o menos extenso o toda una ciudad. En particular, cuando en una determinada zona urbana se introducen nuevas fuentes sonoras, es necesario evaluar con todo cuidado los cambios que estas iniciativas o actuaciones producirán en el ambiente acústico original de la zona en cuestión, a través del correspondiente estudio de impacto ambiental, basado en una consideración cuidadosa de las situaciones del antes y después.

La segunda fase de este proceso debería consistir en una formulación realista de los objetivos a alcanzar en un contexto determinado (estableciendo los valores máximos de los niveles de ruido ambiental que deberían permitirse a través de la aplicación de determinadas actuaciones). Estos objetivos pueden estar relacionados con problemas tan diferentes como la construcción de una nueva autopista en las cercanías de una zona residencial, la ampliación de un aeropuerto ya existente, o la introducción en una zona residencial de un nuevo modelo de vehículo para la recogida de residuos sólidos.

La tercera fase debe estar basada en la aplicación de los principios técnicos y administrativos que podrían resultar más efectivos para alcanzar los objetivos propuestos. Como es natural, en la selección de las medidas a adoptar en cada caso deberían tenerse muy en cuenta todas sus posibles implicaciones. Por ejemplo, si se proyecta construir una barrera acústica con el fin de apantallar una determinada zona residencial contra el ruido procedente de una carretera cercana, no sólo será nece-

sario evaluar su coste económico (que, en algunos casos, puede ser bastante elevado), sino también su nivel de aceptación por los residentes afectados (impacto visual, evaluación estética, etc.) o sus posibles efectos sobre la seguridad del correspondiente tráfico rodado.

La cuarta y última fase de este proceso consiste en la comprobación de la efectividad de las medidas que se hayan podido adoptar. En el caso de que los objetivos propuestos inicialmente no se hayan alcanzado, es necesario repetir todas las actuaciones desde su fase inicial. Entre otros factores, la posibilidad de que un determinado problema pueda estar producido por más de una fuente sonora, o el hecho de que para cada fuente sonora y cada receptor existan diferentes líneas de transmisión del ruido, puede dificultar considerablemente la resolución de muchos de esos problemas.

En el diseño de cualquier iniciativa destinada a controlar un determinado problema de contaminación sonora, debería tenerse en cuenta que todos estos problemas consisten siempre en una cadena con tres eslabones diferentes: la fuente de ruido (caracterizada por una potencia, un espectro de frecuencias y una directividad determinados), el camino de transmisión sonora (a través de sólidos, líquidos o gases) y el receptor (que, en última instancia, son siempre las personas expuestas al ruido). En consecuencia, las medidas o actuaciones a emprender para controlar el ruido en cuestión pueden ser aplicadas solamente a alguno de estos tres elementos o a todos ellos en su conjunto.

En general, la opción más interesante consiste siempre en controlar el ruido en la propia fuente sonora. Por ejemplo, por lo que concierne al ruido producido por el tráfico rodado, estas acciones podrían consistir en una mejora sustancial de la tecnología de los vehículos individuales o un control adecuado de las oportunas condiciones del tráfico. El control del ruido en la misma fuente es especialmente aconsejable en el caso de vehículos particularmente ruidosos (por ejemplo, autobuses y camiones), dado que su contribución a los niveles generales de ruido de tráfico suele ser especialmente elevada. En este sentido, deberíamos hacer también una mención especial a los altos niveles de ruido que suelen producir muchas motocicletas, especialmente en el caso de que no dispongan de tubos de escape en buenas condiciones.

Por lo que se refiere al camino de transmisión desde la fuente sonora al receptor (el segundo eslabón de la cadena anteriormente mencionada), debería subrayarse una y otra vez el importante papel que desempeñan las condiciones urbanísticas en la lucha contra el ruido en las ciudades. De hecho, una buena parte de las iniciativas propuestas para controlar la contaminación acústica en los medios urbanos de los países más desarrollados están basadas en una planificación urbanística adecuada de esas ciudades. Estas iniciativas están relacionadas con medidas tales como el incremento de la distancia que separa una determinada fuente de ruido ambiental (por ejemplo, una autopista con alta intensidad de tráfico o una industria particularmente ruidosa) con las zonas de edificación sensibles al mismo, mediante la interposición de amplios espacios abiertos, implantación de zonas verdes, etc. Una buena solución en algunos casos puede consistir en la interposición entre ambas zonas de determinadas actividades compatibles con el ruido, tales como centros comerciales o espacios destinados al estacionamiento de vehículos, en condiciones tales que sirvan como pantallas sonoras eficaces para defender de su impacto a las citadas zonas sensibles (viviendas, hospitales, escuelas, etc.).

Nos permitimos hacer aquí un inciso para insistir en la gran importancia de la planificación urbanística de nuestras ciudades en relación con el tema de la contaminación acústica. En este

sentido, hay que considerar con la debida atención aspectos tan diferentes como la adecuada distribución de los usos del suelo, el trazado de las grandes vías de tráfico, la ubicación y tamaño de las zonas verdes, o el establecimiento de zonas peatonales, entre muchos otros. De una forma u otra, todos estos elementos afectan a la propagación de las ondas sonoras desde la fuente hasta el receptor. En particular, la densidad de edificación es un factor clave en este contexto. Naturalmente, muchos de esos aspectos ya están plenamente consolidados en la mayoría de nuestras grandes ciudades, especialmente en lo que atañe a sus centros históricos, en los que es muy difícil o del todo imposible emprender acciones de cierta envergadura en el sentido indicado. De hecho, nadie, o muy pocos, piden que sea así, dado que esos entornos singulares deben conservar inalterados sus rasgos básicos para los tiempos venideros. En ellos sólo caben actuaciones puntuales, realizadas con inteligencia y escrupuloso respeto a sus características singulares. Lo que ya no resulta tan claro es que en muchas zonas periféricas o de expansión de las ciudades se sigan aplicando hoy en día esquemas de crecimiento propios de tiempos pasados e indeseables desde muchos puntos de vista, y también desde la perspectiva del ambiente acústico. Nos estamos refiriendo, aunque no exclusivamente, a la densidad de edificación que se permite en esas zonas, absurdamente elevada en ocasiones, con las consiguientes secuelas negativas de todo tipo. En particular, la abundancia de grandes espacios abiertos, con pequeños jardines o zonas de descanso, debería ser una norma generalizada en esos lugares y, desgraciadamente, no siempre lo es.



*Figura 4.1. El control de la contaminación acústica. La planificación urbanística (abundancia de grandes espacios abiertos) es un elemento muy importante en la lucha contra el ruido ambiental en las grandes ciudades.*

Contrariamente a esta estrategia, en la mayoría de nuestras ciudades (y también en no sólo en las de gran tamaño) todos seguimos contemplando hoy cómo en muchos de sus barrios se siguen construyendo edificios de cierta altura a ambos lados de calles cuya anchura es ridículamente pequeña. Muchas de las zonas turísticas de nuestra costa no constituyen precisamente una excepción a esta situación, con los consabidos efectos negativos en todos los sentidos. Las explicaciones de este fenómeno, apoyadas en el elevado precio del suelo y la fuerte especulación no nos deberían de tranquilizar, en el convencimiento de que otro urbanismo es posible y necesario. Está ampliamente demostrado que la situación concreta a la que ahora aludimos tiene efectos realmente nefastos sobre la propagación de las ondas sonoras, con la consiguiente agravación de los problemas ambientales planteados.

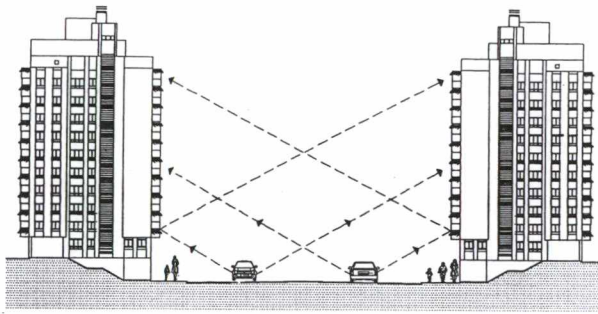


Figura 4.2. El llamado "efecto cañón", tan frecuente en las ciudades de nuestro país, está originado por la reflexión de las ondas sonoras en las fachadas de los edificios altos que flanquean las vías de tráfico (Arizmendi, 1990).



Figura 4.3. Un ejemplo de estructura urbanística inadecuada desde el punto de vista acústico (calle estrecha con edificios muy altos a ambos lados).

Finalmente, y con referencia a los receptores, el mejor ejemplo de control del ruido mediante esta estrategia lo encontramos en la utilización de ciertos dispositivos de protección personal por parte de un buen número de trabajadores en industrias particularmente ruidosas, como pueden ser las de la construcción naval, madera, metal, o textil, entre otras (en un sentido amplio, esta situación podría corresponde al aislamiento acústico con que cuentan algunos edificios de viviendas u ofici-



nas, con el fin de reducir la inmisión del ruido procedente del exterior). Volviendo al tema de la protección personal en los medios laborales, cabe recordar que, aunque con numerosas variantes, existen tres tipos de dispositivos de protección del oído, los tapones, las orejeras y los cascos. Las orejeras consisten básicamente en sendas copas de plástico duro con una almohadilla de material esponjoso que cubren los pabellones externos del oído externo, actuando a modo de pantalla. Los cascos cubren una función similar, junto con la protección de toda la cabeza frente a golpes o caídas. Los tapones consisten en unos pequeños cilindros de algún material moldeable que se insertan en el canal auditivo humano. Cuando son de buena calidad y se utilizan correctamente, estos dispositivos proporcionan un elevado grado de atenuación sonora, defendiendo a los trabajadores de los efectos que supone la exposición cotidiana a niveles de ruido ambiental muy altos (Celma et al., 1990) (García et al., 1998) (García et al., 2000).

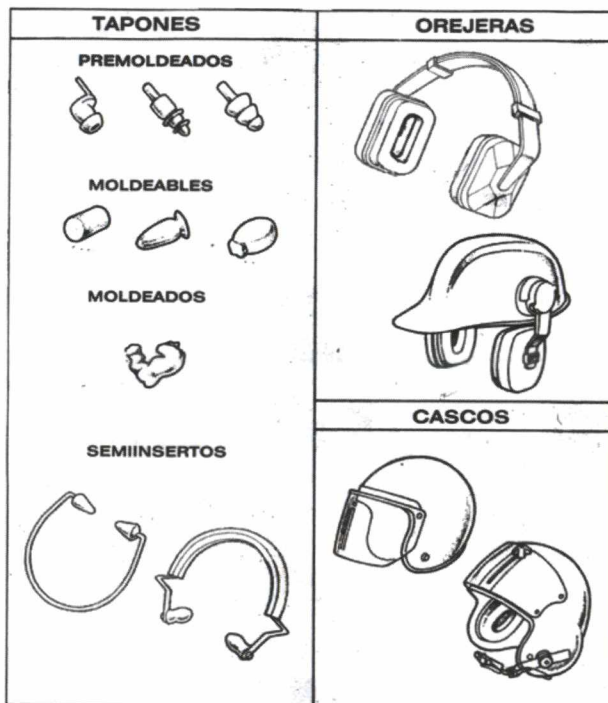


Figura 4.4. Dispositivos de protección personal contra el ruido (Crocker, 1998).

#### 4.2. Control del ruido de tráfico

Como sabemos, el tráfico rodado (camiones, autobuses, automóviles y motocicletas) es, con gran diferencia, la fuente de ruido más importante en los medios urbanos y suburbanos de todos los países desarrollados. De hecho, la contaminación acústica producida por el tráfico rodado molesta a

más personas que la originada por todas las otras fuentes sonoras juntas (Nelson, 1987). En las últimas décadas, y de forma global, la exposición al ruido del tráfico se ha incrementado notablemente como consecuencia del proceso de urbanización y de la movilidad creciente de las personas en todos los países del mundo. Se ha estimado que alrededor del 20% de la población de los países desarrollados está expuesta corrientemente a niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  producidos por el tráfico rodado que superan los 65 dBA, medidos en el exterior de las fachadas de los edificios en que residen. Como ya hemos indicado, en estas condiciones, el sueño y la conversación de los residentes pueden resultar significativamente perturbados, aún en el caso de que las ventanas de sus viviendas estén cerradas. Por consiguiente, el control del ruido producido por el tráfico debería ser considerado como una prioridad absoluta en cualquier plan de lucha contra la contaminación sonora en nuestras ciudades.

Hay tres formas principales de controlar el impacto del ruido de tráfico sobre las comunidades. La primera posibilidad consiste en intentar reducir la emisión de ruido en la propia fuente, diseñando vehículos más silenciosos. Dado que no estamos hablando de una fuente sonora única, sino de la presencia de numerosas fuentes diferenciadas (tantas como vehículos estén circulando en un momento dado por una zona determinada), la disminución en el número de vehículos, la reducción de la velocidad media del tráfico o las estrategias de reordenación de ese mismo tráfico, se podrían incluir también en esta categoría. El segundo planteamiento se refiere a las diferentes estrategias para limitar la transmisión del ruido, una vez que éste ha sido generado (control del camino de propagación del sonido). En este sentido, se ha observado que el diseño de las calzadas tiene efectos importantes sobre los niveles de ruido de tráfico. El uso de superficies de calzada ha producido también importantes reducciones en los niveles de contaminación sonora producidos por el tráfico. Iniciativas tales como la construcción de barreras acústicas o una adecuada planificación del uso del suelo a lo largo de una vía de tráfico importante puede contribuir también a una reducción sustancial de la molestia generada por éste sobre los residentes próximos. La tercera posibilidad se basa en la utilización de medidas especiales de protección del receptor contra la inmisión del ruido. Un ejemplo de esta última estrategia se refiere a las medidas de aislamiento acústico en los edificios nuevos o ya existentes con el fin de reducir los niveles del ruido producido por el tráfico en sus zonas más sensibles. Los muros, las ventanas, las puertas y los tejados son los principales elementos constructivos a considerar en este sentido. En general, la calidad de estos componentes determina el nivel de aislamiento alcanzado por las fachadas de los edificios como un todo. La elección de un método concreto o combinación de diferentes métodos a utilizar en cada caso concreto depende básicamente de la cuantía de la reducción del nivel sonoro que se desee alcanzar, así como de factores económicos y operacionales (Smith et al., 1985) (Beranek, 1992).

#### **4.2.1. Desarrollo de vehículos silenciosos**

Como ya hemos indicado anteriormente, entre las diferentes estrategias disponibles para luchar contra el ruido de tráfico, la reducción del ruido en la propia fuente es la más obvia. Sin embargo, la consecución de reducciones significativas en los niveles de ruido emitidos normalmente por los vehículos exige inversiones muy importantes en investigación. Dado que los

beneficios de estas acciones redundan en la sociedad como un todo, los fabricantes de vehículos se han mostrado en el pasado muy poco interesados en invertir en el desarrollo de vehículos silenciosos (Favre et al., 1987).

En consecuencia, es necesario que las administraciones relevantes (en general, a un nivel nacional o internacional) establezcan algunos incentivos para alentar la introducción de las necesarias innovaciones tecnológicas por parte de los constructores. Generalmente, tales incentivos toman la forma de iniciativas legislativas en las que se establecen límites máximos de ruido para los vehículos nuevos y en servicio. En un intento de crear un mercado sensible a la contaminación acústica que generan los vehículos a motor, en ocasiones, se ha propuesto también una amplia variedad de instrumentos económicos.

En la perspectiva de desarrollar métodos de control del ruido producido por los diferentes tipos de vehículos de transporte por carretera, es necesario estudiar muy detenidamente el modo en que los diversos componentes de tales vehículos generan ruido, cómo están diseñados estos componentes y la forma en que el ruido emitido por estas fuentes se modifica según las condiciones operativas del vehículo. Las fuentes principales del ruido generado por los vehículos automóviles han sido identificadas en la unidad generatriz (motor, toma de aire y tubo de escape), el sistema de refrigeración, la transmisión (cambio de marchas y sistema de tracción), la rodadura (ruido aerodinámico e interacción entre los neumáticos y la calzada), los frenos, las bombas de agua, combustible y aceite, y los diversos sistemas auxiliares. La importancia relativa de todas estas fuentes en un vehículo determinado depende fundamentalmente de su estado de mantenimiento y de las condiciones en que está funcionando en un momento dado. Dado que los niveles sonoros emitidos por las fuentes individuales de un vehículo se suman logarítmicamente para dar lugar al nivel sonoro global producido por ese vehículo, para que ese nivel sonoro sea bajo es necesario reducir los niveles de emisión de todas las fuentes individuales consideradas y no sólo de alguna de ellas en particular. En caso contrario, las mejoras que se puedan obtener con tales intervenciones serían muy pequeñas o incluso despreciables (Tyler, 1987) (Harris, 1991).

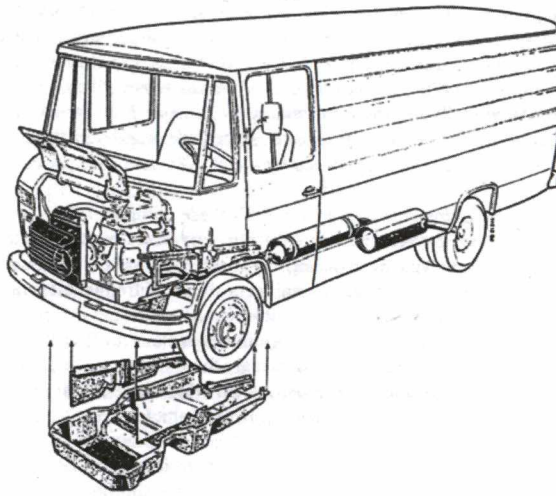
Los avances en la ingeniería y el diseño de todos los componentes antes mencionados pueden producir una reducción sustancial en la emisión sonora de los vehículos a motor. Por ejemplo, se puede conseguir una reducción muy significativa de los niveles de ruido producidos por el motor de un vehículo dado reduciendo la magnitud de las fuerzas mecánicas desarrolladas en el proceso de combustión en el rango de frecuencias acústicamente significativo, modificando los caminos usuales de transmisión de tales fuerzas gracias a la introducción de sistemas de amortiguamiento adicionales en la estructura del motor, o disminuyendo la eficiencia de radiación sonora del motor mediante el uso de sistemas de encapsulado o absorbentes acústicos. En particular, el ruido producido por la emisión de los gases residuales de la combustión (originado por la repentina liberación de estos gases a la atmósfera a través del tubo de escape) se puede reducir sustancialmente instalando en los vehículos a motor sistemas de emisión de gases de diseños avanzados (Favre, 1987), (Crocker, 1998).

No está de más recordar aquí que la potencia sonora total emitida por un vehículo a motor es minúscula en comparación con la potencia requerida para el funcionamiento normal de ese vehículo. Por ejemplo, la potencia sonora de un automóvil de tipo corriente en condiciones

normales es del orden de algunos miliwatios, en tanto que la potencia asociada al funcionamiento ordinario de ese mismo vehículo es del orden de los kilowatios. Este hecho podría explicar probablemente por qué durante muchos años la reducción del ruido de los vehículos a motor no ha sido considerada un tema relevante en el diseño de tales vehículos. Sin embargo, a partir de la década de 1970, en varios países se han iniciado varios programas de investigación y desarrollo encaminados a producir una nueva generación de automóviles con niveles de emisión sonora sustancialmente menores. Los programas para fabricar automóviles cada vez más silenciosos se han centrado sobre todo en los vehículos comerciales (con mejoras sustanciales en sus motores, sistemas de emisión de gases y sistemas de refrigeración) y en los autobuses (el encapsulado total de los motores de los autobuses urbanos es actualmente una cualidad bastante generalizada).

Por ejemplo, los programas de investigación destinados a la producción de vehículos silenciosos, desarrollados en estos últimos años en Francia han implicado a los principales constructores de automóviles de ese país (Renault, Peugeot, etc.), así como a varios laboratorios de investigación independientes. El coste de todos esos programas fue asumido por dichas compañías y por el gobierno francés. Los objetivos del programa se centraron sobre todo en la identificación y la caracterización de las principales fuentes de ruido de los vehículos, la reducción de los niveles de contaminación sonora emitidos por los diferentes componentes, la evaluación de los vehículos silenciosos producidos y el desarrollo de nuevos materiales susceptibles de ser usados como aislantes acústicos. El objetivo general de estos trabajos consistió en obtener nuevos conocimientos y experiencias relacionados con la reducción general del ruido producido por los vehículos, y no tanto en diseñar un modelo específico de vehículo poco ruidoso. Con todo, esas investigaciones permitieron desarrollar también algunos prototipos de vehículos en tal sentido. Para mencionar tan sólo dos ejemplos, ya clásicos, podemos recordar ahora que en el año 1976 la compañía Renault desarrolló un vehículo de reparto con un nivel de emisión de ruido de 84 dBA en lugar de los 89 dBA del modelo original, y poco tiempo después se fabricó un autobús urbano cuyo nivel de contaminación sonora era de 80 dBA, en lugar de los 90 dBA de los modelos anteriores (Favre, 1987).

A partir de 1976, en Alemania se han llevado a cabo varios programas de reducción del ruido emitido por los vehículos a motor. En estos programas participaron varios departamentos gubernamentales (tales como el Ministerio Federal del Interior, el Ministerio de Investigación y Tecnología, o la Agencia de Medio Ambiente de Berlín, entre otros), junto con los principales fabricantes de automóviles (Audi, Daimler-Benz, Volkswagen, BMW, etc.). En una fecha tan temprana como 1978, Daimler-Benz desarrolló un automóvil privado cuyo nivel de emisión sonora era de 74 dBA en lugar de los 79 dBA de la versión original. Sin embargo, si tenemos en cuenta que los vehículos pesados son al menos 10 dBA más ruidosos que los automóviles, el principal esfuerzo de estos trabajos se ha centrado en el desarrollo de camiones y autobuses silenciosos. Algunas ciudades alemanas (siguiendo el ejemplo de Bad Reichenhall) han desarrollado programas específicos para la promoción del uso de vehículos poco ruidosos. La significativa reducción de niveles sonoros lograda en estos vehículos se ha basado fundamentalmente en los buenos resultados conseguidos al encapsular los motores. El precio de estos vehículos silenciosos es un 5% más elevado que el de la versión convencional (Federal Agency, 1985) (Favre, 1987).



*Figura 4.5. Ejemplo de una furgoneta de reparto dotada de un sistema de reducción del ruido (Federal, 1987).*

En Europa, la legislación original que regula los niveles sonoros emitidos por los vehículos a motor (automóviles, autobuses y camiones) fue adoptada por la Comisión Europea en 1970 (Directiva 70/157/CEE). La última enmienda de esta Directiva entró en vigor en 1997 (Directiva 92/97/EEC). A medida que los límites de emisión del ruido producido por los vehículos a motor se iban reduciendo, el ruido originado en la interacción entre los neumáticos y la calzada fue aumentando en importancia. En relación con este tema, nos parece interesante llamar la atención sobre el hecho de que en el Libro Verde elaborado por la Comisión Europea en 1997 se indicaba que las regulaciones futuras sobre esta cuestión deberían tener muy en cuenta la relación existente entre la reducción de los niveles de ruido y los costes económicos que ese objetivo supone a la hora de establecer límites de emisión mucho más severos que los actuales (European Commission, 1997).

Deberíamos tener en cuenta también que, debido al fuerte incremento de la intensidad del tráfico rodado que se ha producido en todos los países desarrollados en el curso de estos últimos años, la reducción de la emisión de ruido por parte de los vehículos a motor que se ha conseguido a lo largo de las pasadas décadas no ha producido una disminución significativa de los niveles medios de ruido de tráfico (globalmente considerado) en estos países. Si el número de vehículos a motor por habitante y las tasas de movilidad siguen aumentando en el futuro, las previsiones no pueden ser muy optimistas, dado que las posibilidades técnicas de ulteriores reducciones en los niveles de emisión de ruido en los vehículos a motor (salvo que se introduzcan cambios tecnológicos drásticos) son actualmente bastante limitadas (Sandberg, 1989) (Verdan, 1992).

#### **4.2.2. La gestión del tráfico rodado**

Los factores principales que condicionan el ruido generado por el tráfico rodado son la intensidad del tráfico, la naturaleza de los vehículos que forman parte de él, la velocidad de los vehículos que

lo forman, y las características operacionales de ese flujo de tráfico. Aunque el tráfico rodado suele discurrir libremente y sin interrupciones por las autopistas y las arterias interurbanas (salvo condiciones fortuitas), su flujo en las ciudades suele ser intermitente, dado que la presencia de numerosos semáforos y cruces entre las diferentes calles o plazas produce muchas interrupciones en cualquier trayecto por corto que éste sea, con numerosas detenciones y reanudaciones de la marcha, sin olvidar la existencia de abundantes situaciones de tráfico lento y congestiones más o menos graves, que, como todos sabemos, cada vez son más frecuentes en muchas de nuestras ciudades (Favre, 1987).

Una forma bastante obvia de reducir sustancialmente el impacto del ruido producido por el tráfico rodado en una zona urbana dada consiste en suprimir por completo la circulación rodada por ese lugar. Sin embargo, la aplicación de esta medida extrema puede traer consigo importantes problemas de acceso para los residentes en esa zona y, probablemente, contribuiría a deteriorar las condiciones existentes en los entornos más o menos próximos al considerado. En estos últimos años, muchas ciudades han establecido algunas restricciones del tráfico rodado no tan severas como la mencionada en ciertas zonas urbanas especiales (por ejemplo, centros históricos o monumentales y áreas fundamentalmente residenciales), permitiendo únicamente el acceso a las mismas de los vehículos de transporte público (autobuses y taxis) o de los automóviles privados de los residentes en tales zonas (debidamente provistos de tarjetas de identificación).

En cualquier caso, debe quedar muy claro que los efectos de controlar el volumen de tráfico van a depender sobre todo de la proporción de vehículos que se consiga eliminar del flujo de tráfico "normal" con las medidas adoptadas, cualquiera que sean éstas. En tal sentido, hemos de recordar siempre que la relación existente entre el nivel sonoro medio producido por un determinado flujo de vehículos (expresado generalmente mediante el correspondiente nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$ ) y la densidad del tráfico en cuestión (expresada en vehículos/hora), es de tipo logarítmico. Abundando en este mismo tema, tampoco estará de más recordar que la densidad del tráfico rodado y su velocidad media suelen estar relacionadas. Por lo tanto, cualquier reducción en la densidad de tráfico se puede traducir en un cierto incremento en la velocidad media de ese mismo tráfico, con el resultado de que los beneficios esperados al producir dicha reducción no se alcanzan en absoluto. En particular, hemos podido observar que cuando por un motivo u otro la densidad de tráfico en los medios urbanos (tan alejados de las condiciones ideales de campo libre) se reduce a la mitad de la original, se obtiene una disminución del nivel sonoro medio del orden de 2 ó 3 dBA (véase el Apartado 2.6.4).

En cualquier caso, en la gestión del tráfico rodado existente en una ciudad hay que actuar siempre con la debida prudencia. Por ejemplo, está claro que la reducción del tráfico por unas determinadas vías, sin más medidas, puede traducirse en un aumento del mismo por las vías adyacentes de la correspondiente red urbana. Con todo, la relación logarítmica existente entre los niveles sonoros y la densidad del tráfico mencionada anteriormente puede ser aplicada para obtener algunos efectos positivos en determinados casos. Por ejemplo, cuando el tráfico que circula por una vía con baja densidad de tráfico se transfiere a otra vía en la que la densidad de tráfico es bastante elevada, el efecto negativo que se produce en esta última es prácticamente inapreciable, en tanto que la mejora de las condiciones en la primera puede ser verdaderamente importante. Por consiguiente, la construcción de ciertas vías de circunvalación urbana, diseñadas específicamente para absorber eleva-

dos flujos de tráfico procedentes de las zonas residenciales, puede producir una disminución muy importante en los niveles de molestia causados por el ruido en un número muy elevado de personas. Sin embargo, no podemos olvidar que esta medida tiene un alto coste económico y en ocasiones conduce a protestas muy fuertes en las comunidades que resultan afectadas negativamente (bien sean residentes de la periferia de la ciudad o los campesinos asentados en las tierras próximas). En cualquier caso, dado su elevado coste, la construcción de estas grandes vías de circunvalación requiere estudios muy pormenorizados, con perspectivas a corto y largo plazo (Buna, 1987).

Una de las medidas más frecuentemente utilizadas para reducir el ruido producido por el tráfico rodado se basa en restringir la presencia de vehículos pesados en las zonas urbanas. Estas estrategias consisten generalmente en alguna forma de prohibición de acceso de dichos vehículos a ciertas zonas de las ciudades, y se pueden concretar en una prohibición total de circulación de todos los vehículos cuyo peso total supere un determinado valor (por razones evidentes, se suelen excluir de esta medida a todos los autobuses urbanos o interurbanos), o en la aplicación de estas restricciones de acceso sólo durante ciertas horas del día, generalmente por la noche. Para cumplir estos objetivos, lo que se hace en algunas ocasiones es desviar el tráfico de vehículos pesados hacia zonas poco sensibles a los elevados niveles de contaminación sonora que éstos suelen producir (por ejemplo, hacia zonas no habitadas o polígonos industriales). La reducción en los niveles de ruido que se consigue con estas medidas depende, como es natural, de la cantidad de vehículos pesados que se logra desviar del flujo urbano. Por ejemplo, se ha estimado que, aplicando estas medidas a una ciudad en la que el número de vehículos pesados alcanza un 15% de la densidad total del tráfico rodado, se podría obtener una reducción en los niveles sonoros medios del orden de 6 ó 7 dBA, en tanto que si con tales medidas sólo se consiguiera desviar el 50% de dichos vehículos pesados, la disminución en los niveles sonoros medios sería a lo sumo de 1 ó 2 dBA (Favre, 1987). Hace ya algunos años, la ciudad de Berna, Capital Federal de Suiza, proporcionaba uno de los mejores ejemplos europeos de combinación de medidas basadas en la gestión del tráfico con el fin de reducir los niveles de contaminación acústica en los medios urbanos, entre las que se incluía la prohibición de circulación de vehículos pesados, la existencia de muchas zonas urbanas cerradas por completo al tráfico y la disponibilidad de un sistema de transporte público particularmente silencioso (Alexandre, 1972).

En teoría, la reducción de la velocidad del tráfico es una de las medidas más efectivas con que se cuenta para disminuir los niveles de ruido producidos por el tráfico. En las vías de alta velocidad (en las que el ruido producido por la rodadura de los neumáticos sobre la calzada es predominante), la reducción de la velocidad media de los vehículos a la mitad puede producir reducciones en los valores del correspondiente nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  de hasta 9 dBA (Buna, 1987). Sin embargo, en la práctica, resulta muy difícil conseguir unas reducciones tan importantes. Por supuesto, aunque las velocidades máximas de los vehículos a motor en las zonas urbanas suelen estar limitadas (por ejemplo, el límite general de velocidad existente en todas las ciudades de España es en la actualidad de 50 km/h), no podemos olvidar el hecho de que muchos conductores suelen superar con demasiada frecuencia tales límites, y no nos referimos tan sólo a algunos conductores del viernes o sábado noche. Se ha demostrado que el establecimiento de límites de velocidad tan bajos como 30 km/h en las zonas estrictamente residenciales, acompañado por la aplicación de algunas medidas de restricción del tráfico en tales zonas, puede producir una disminución de los niveles de contaminación sonora originados por el tráfico de hasta 6

dBa, sin que esas medidas produzcan un aumento significativo en las emisiones de gases de combustión (Federal Agency, 1985). A lo largo de estos últimos años, en diferentes países de todo el mundo se han tomado diferentes medidas encaminadas a reducir las velocidades medias de los vehículos a motor. Al parecer, la más eficaz de estas medidas consiste en el uso de bandas reductoras de velocidad en las correspondientes calzadas. Aunque con la utilización de esta estrategia se pueden conseguir reducciones importantes en los respectivos niveles sonoros (que pueden llegar hasta los 5-7 dBA en aquellas vías por las que únicamente circulan vehículos de turismo), se ha observado que, a medida que aumenta el porcentaje de vehículos pesados en el flujo global de tráfico, las reducciones de los niveles de ruido son progresivamente menores (Abbot, 1996). Entre las otras estrategias utilizadas para disminuir la velocidad media de los vehículos en las zonas urbanas, cabe destacar las basadas en el estrechamiento de las calzadas y en la introducción de curvas suaves en su trazado general.

Es evidente que para alcanzar los objetivos propuestos es esencial un diseño adecuado de los diversos métodos de reducción de la velocidad media del tráfico. Cualquiera que sea su naturaleza, las medidas utilizadas para lograr ese objetivo deberían forzar a los conductores a reducir la velocidad de sus vehículos sin afectar a los cambios de marchas, puesto que, de otro modo, se producirían aumentos y no disminuciones en los niveles de ruido emitidos (en este sentido, es importante recordar lo dicho en el Capítulo 1 de este libro). Las estrategias adoptadas deberían asegurar también que la fluidez del tráfico no resultara afectada y que no se produjeran formas de conducción agresivas. Habría que señalar también que las medidas de control de la velocidad de los vehículos pueden tener otras ventajas, más allá de una mera reducción en los niveles de emisión de ruido. Por ejemplo, en el Reino Unido se demostró hace ya bastante tiempo que la pintura de rayas o bandas en la calzada, en las proximidades de una rotonda (para proporcionar a los conductores la sensación de que la velocidad de sus vehículos es muy elevada), reducía en un 50% los accidentes producidos en la proximidad de esos cruces (Buna, 1987).

Es importante tener en cuenta que la emisión de ruido por los vehículos a motor puede aumentar sustancialmente durante la fase de aceleración, sobre todo en el caso en que la velocidad inicial es muy baja (Buna, 1987). En principio, la desaceleración y aceleración de los vehículos se produce sobre todo cuando éstos se aproximan a un cruce. Por consiguiente, con el fin de reducir la emisión de ruido, cuando se diseña uno de estos cruces, es muy importante tener en cuenta la forma en que se suaviza la velocidad media del tráfico, al objeto de reducir al mínimo las desaceleraciones y aceleraciones de los vehículos. Por otro lado, este objetivo coincide con los planes generales de gestión del tráfico, cuyo objetivo fundamental es reducir los tiempos medios de desplazamiento y disminuir el número de accidentes y su gravedad.

A lo largo de estos últimos años, la utilización de sistemas automáticos de regulación del tráfico (semáforos controlados por ordenador y conectados entre sí), se ha convertido en una práctica absolutamente habitual en todas las grandes ciudades del mundo desarrollado. Por desgracia, el efecto de estas medidas sobre el ruido del tráfico es bastante menor que el esperado, en parte debido a que las mejoras en el flujo del tráfico resultante obtenidas con estos sistemas tienden a generar un incremento en la capacidad global de la red viaria, que es cubierta rápidamente por la presencia de más y más vehículos. Por otro lado, tales sistemas favorecen también el incremento en la velocidad media del flujo de tráfico, con los consiguientes efectos negativos. En general, la reducción de los



niveles de ruido producida por la instalación de sistemas avanzados de control y coordinación de los semáforos es del orden de 2 dBA. Otra de las medidas utilizadas para aumentar la fluidez del tráfico en los cruces consiste en apagar los semáforos en los cruces poco transitados durante las noches. Sin embargo, este tipo de medidas no se traduce necesariamente en una mejora significativa de los correspondientes niveles de ruido, dado que la velocidad media de los vehículos suele aumentar, anulando las ventajas que podrían obtenerse con una disminución de los procesos de desaceleración y aceleración de los vehículos.

En general, las rotondas suelen causar menos problemas de ruido que las intersecciones convencionales. Las medidas de niveles sonoros realizadas en numerosas rotondas, bajo condiciones de tráfico muy diferentes, han puesto de manifiesto que el aumento del ruido producido en la fase de desaceleración de los vehículos que llegan a dichos cruces es igual o ligeramente menor que el nivel sonoro correspondiente al tráfico fluido en sus proximidades, en tanto que el nivel sonoro que se produce durante la fase de aceleración supera en 1 dBA al nivel del oportuno tráfico fluido (Buna, 1987).

Una y otra vez debemos insistir en que la reducción de la intensidad del tráfico, y muy especialmente la disminución del tráfico de vehículos privados, parece ser el factor clave en la reducción de los niveles de contaminación acústica producidos por el tráfico rodado en las zonas urbanas. Se ha estimado que, por lo que respecta al tráfico en las grandes ciudades, los automóviles privados sólo transportan como media 1'1 ocupantes, que un 50% de los desplazamientos realizados en estos vehículos son inferiores a 3 km, y que el 25% de los desplazamientos inferiores a 1 km se llevan a cabo en automóvil. Considerando éstos y otros datos similares a los expuestos, no resulta difícil deducir que tal vez un 30% de los desplazamientos que se realizan hoy en día por nuestras ciudades, utilizando automóviles privados, podrían ser realizados muy fácilmente por otros medios (transporte público, bicicleta o simplemente andando), por supuesto siempre que se facilitara y estimulara debidamente su utilización. En relación con el posible uso de la bicicleta, la situación que hemos podido contemplar personalmente en numerosas ciudades de Holanda o de los países nórdicos nos parece un excelente ejemplo a seguir.

#### **4.2.3. Diseño de las vías de tráfico**

El ruido producido por el tráfico rodado puede estar muy influenciado por la estructura horizontal y vertical de las correspondientes vías y su entorno más inmediato. En particular, cuando se diseña una carretera, hay que tener en cuenta los efectos de la topografía de un cierto lugar en el impacto sonoro que producirá ese tráfico sobre las zonas residenciales próximas (véase la Figura 4.6). Cuando se lleva a cabo la evaluación de el mencionado impacto hay que tener en cuenta también que algunos tramos de carreteras (o vías urbanas) pueden estar elevadas o deprimidas en relación con el nivel del suelo próximo y esa circunstancia influye también en dicho impacto. En general, las carreteras elevadas producen un mayor impacto de ruido sobre las zonas colindantes, aunque en algunos casos las propias vías pueden originar algún efecto de apantallamiento sonoro en los puntos de recepción situados bajo el nivel de la correspondiente calzada. Las carreteras en depresión (taludes) suelen estar muy bien apantalladas acústicamente por las propias laderas de la depresión, aunque las reflexiones de las ondas sonoras sobre las paredes lejanas pueden reducir sustancialmente la cuantía de dicho apantallamiento.

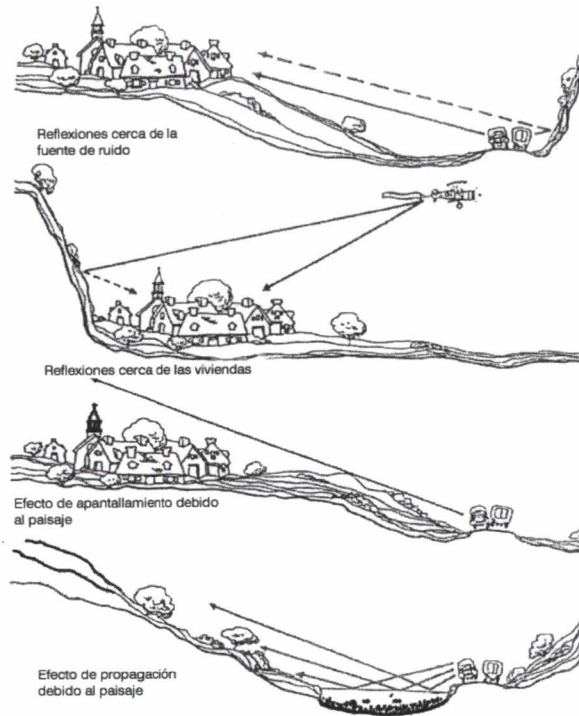


Figura 4.6. Algunos efectos de la topografía del terreno sobre la propagación del ruido en espacios abiertos (Mignerón, 1980).

La cuantía de las depresiones en este último tipo de carreteras puede ser muy variable, dependiendo de las condiciones del terreno por el que discurre una determinada vía de tráfico. En los casos más usuales (entre 3 y 10 metros), se ha demostrado que los niveles sonoros originados por el tráfico no resultan demasiado afectados por la profundidad de la depresión, dado que el aumento del efecto pantalla producido por uno de los taludes resulta en parte compensado por el aumento en el ruido reflejado en el talud opuesto de esa zona. Allí donde existe, el muro de separación entre las dos calzadas de la carretera, situado en el centro de la depresión, apantalla el sonido directo procedente de la segunda calzada, lo cual da lugar a una sustancial reducción en los niveles de ruido medidos en las cercanías de los bordes de la depresión. La Figura 4.7 muestra un ejemplo del campo sonoro que rodea una sección de una carretera en depresión con una profundidad de cinco metros respecto al nivel del suelo adyacente. La mejora en el apantallamiento proporcionado por este tipo de configuración se puede obtener reduciendo la reflectividad sonora de las paredes de los taludes o disminuyendo la pendiente de dichos taludes en relación con la horizontal. Allí donde no existan limitaciones de espacio, la sección transversal de estas vías en depresión puede suponer la utilización de taludes con pendientes inferiores a los 45 grados. Con la aplicación de estas estrategias se pueden alcanzar reducciones de los correspondientes niveles sonoros tan elevados como los 6 u 8 dBA (Buna, 1987).

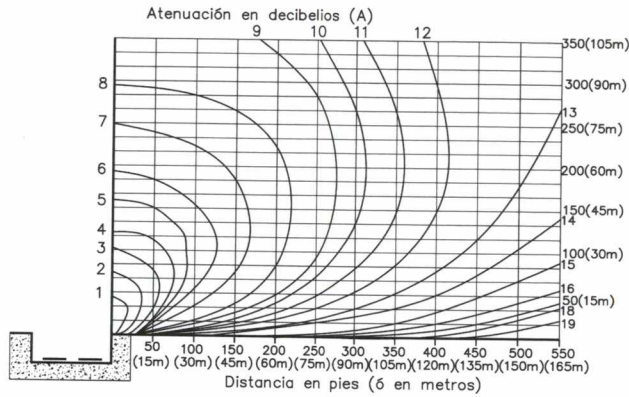


Figura 4.7. Curvas isófonas de atenuación sonora calculadas por simulación en una carretera en depresión (Migneron, 1980).

El diseño de las diferentes estructuras de corte de una carretera se suele realizar mediante la construcción de modelos a escala. Se ha encontrado que la colocación de ciertos materiales absorbentes en los muros de los taludes proporciona una reducción adicional de los niveles de ruido del orden de 3 dBA a una distancia de unos 25 metros de los bordes de la depresión, llegando hasta los 6 dBA para distancias algo mayores. En este sentido, los túneles y pasos subterráneos (de los que existen numerosos ejemplos en las grandes ciudades) pueden ser considerados como una extensión de las carreteras en depresión. Por otro lado, estas estructuras incrementan espectacularmente las ventajas que caracterizan a las soluciones del tipo depresión, sobre todo en el caso de que existan edificios muy altos en las proximidades de las vías de tráfico. La desventaja de tales túneles o pasos subterráneos radica en su elevado coste de construcción, especialmente por lo que se refiere a las dotaciones de iluminación artificial y ventilación. Un problema adicional de estas estructuras está relacionado con el hecho de que los niveles de emisión de ruido en las entradas y salidas de los mencionados túneles pueden llegar a ser muy elevados, dado que los niveles sonoros generados en su interior no se disipan, sino que reverberan en sus estructuras (con mayor o menor cuantía, dependiendo de la naturaleza de sus muros). Por otro lado, el aumento de la pendiente en los accesos a los túneles produce un incremento relativamente notable en los niveles de contaminación sonora producidos por los vehículos, dado que éstos se ven obligados a forzar sus marchas a la salida de dichos túneles (Woehner, 1992).

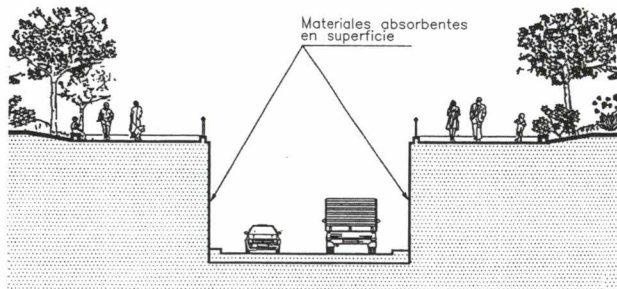


Figura 4.8. La construcción de trincheras permite aprovechar los márgenes de las grandes vías de tráfico rodado, siempre que exista un tratamiento acústico adecuado de las paredes de la trinchera (Arizmendi, 1990).



*Figura 4.9. Imagen de un paso subterráneo en una de las grandes vías urbanas de la ciudad de Valencia.*

#### **4.2.4. Superficies especiales de las calzadas**

El ruido generado en la interacción entre los neumáticos de los vehículos y las calzadas puede suponer una importante contribución a los niveles de contaminación acústica producidos por el tráfico rodado. De hecho, se ha demostrado que el ruido neumáticos/calzada es predominante para los vehículos ligeros que se mueven por medios urbanos a velocidades superiores a los 50 km/h y para los vehículos pesados que se mueven a velocidades superiores a los 80 km/h. En circulación por carretera, en condiciones de tráfico fluido, y para velocidades del orden de 100-130 km/h, la interacción entre los neumáticos y la calzada da cuenta aproximadamente del 90% del ruido total emitido por parte el tráfico (Williams et al., 1998). En numerosos estudios sobre el ruido originado en la interacción entre los neumáticos y la calzada se ha encontrado que, aunque se pueden obtener algunos beneficios significativos en tal sentido con un diseño adecuado del perfil y de la estructura de los neumáticos, la producción de neumáticos sustancialmente silenciosos entra en conflicto con la irrenunciable necesidad de mantener los niveles de seguridad, el confort en la conducción y la economía. Por consiguiente, los mayores esfuerzos para reducir el ruido neumáticos/calzada se han orientado hacia el desarrollo de superficies de calzada especiales. A lo largo de las últimas dos décadas, la utilización de estas superficies especiales de las calzadas se ha convertido en un factor de gran importancia para la reducción de los niveles de ruido producidos por el tráfico rodado (Buna et al., 1987) (Sandberg, 1991).

Las características de la superficie de la calzada que parecen ser más importantes en el sentido indicado son la textura aplicada a dicha superficie y el hecho de si dicha superficie está constituida por un material bituminoso con una textura aleatoria o por una capa de hormigón con una textura básicamente transversal. Algunos estudios han demostrado que cuando los neumáticos ruedan sobre diferentes superficies, la influencia de la naturaleza de estas superficies depende fundamentalmente de su textura. Cuando la calzada es de construcción reciente, se pueden conseguir reducciones en los oportunos niveles de ruido de entre 1 dBA y 8 dBA respecto a los valores que proporcionan las calzadas convencionales de asfalto denso o de hormigón. La alta dispersión de estos resultados

se debe sobre todo a factores de diseño y a las diferencias en la construcción de las correspondientes superficies.

Las medidas de campo realizadas en diferentes países en este sentido han permitido establecer una relación empírica muy clara entre la resistencia al deslizamiento de una determinada calzada y el ruido total generado por el paso de vehículos a altas velocidades sobre la misma. Aunque estos resultados resultan muy útiles a la hora de establecer normas o recomendaciones para los acabados de las superficies de las calzadas, que tengan en cuenta tanto la seguridad vial como las condiciones ambientales, ilustran de forma convincente el conflicto existente entre las especificaciones exigidas para las calzadas especiales silenciosas y las irrenunciadas condiciones de seguridad para altas velocidades de tráfico, dado que una calzada muy suave (es decir, lisa) puede resultar relativamente silenciosa, aunque es insegura para los vehículos que circulan por ella, sobre todo en condiciones de lluvia.

Afortunadamente, las prestaciones de algunas superficies de carreteras no responden a esta situación y parecen ofrecer las ventajas combinadas que suponen los bajos niveles de ruido y buena resistencia al deslizamiento. Se ha encontrado que el asfalto poroso mantiene buenas propiedades de reducción del ruido durante la vida efectiva de las superficies de las calzadas, al tiempo que, dado sus demostradas propiedades de drenaje, disminuye la incidencia de los peligrosos deslizamientos que pueden aparecer en presencia de lluvia. Los ejemplos de avances en este sentido son muy abundantes en la bibliografía. En las medidas realizadas hace ya algunos años en un tramo de una autopista situada al este de Bruselas se observaron reducciones en los niveles de ruido del orden de 4 dBA cuando los vehículos circulaban a velocidades del orden de 70 km/h, en tanto que la reducción aumentaba hasta los 5'5 dBA cuando tales velocidades eran del orden de los 120 km/h. De modo análogo, se observó que con el uso de un revestimiento especial para las calzadas de las carreteras se obtuvo una reducción en los niveles de contaminación sonora producidos por el paso de vehículos del orden de 4 ó 5 dBA, al tiempo que la resistencia al deslizamiento era significativamente mejor que la que proporcionaba una superficie ordinaria de hormigón (Buna, 1987).

Como es bien sabido, en los países con condiciones meteorológicas particularmente adversas durante los inviernos, el estado de las superficies de las calzadas de las carreteras se deteriora muy rápidamente. En este sentido, se ha observado que, al cabo de pocos años, las superficies porosas de estas calzadas acaban obstruyéndose y, por lo tanto, pierden en gran medida sus características acústicas. Los procesos de limpieza aplicados con el fin de reducir estas obstrucciones son muy costosos y, hasta ahora, no han sido demasiado eficaces. En la actualidad se están dedicando muchos esfuerzos a desarrollar pavimentos más eficientes y duraderos que los utilizados hasta ahora (Meier, 1988) (Sandberg, 1997) (Sandberg et al., 1998).

En el caso de nuestro país, existen muchos ejemplos de aplicación de estos firmes especiales durante estos últimos años por parte de diferentes ciudades. Generalmente esa utilización se ha limitado a áreas muy concretas (zonas del centro de la ciudad, entradas o salidas de pasos subterráneos, vías urbanas con tráfico elevado, etc.) y se ha aplicado a superficies relativamente pequeñas, aunque esa situación está cambiando muy rápidamente (tal vez demasiado). Con alguna frecuencia, los diferentes medios de comunicación dan algunas noticias en este sentido. Por ejemplo, a mediados del año 2005 el Ayuntamiento de Valencia dio a conocer su intención de pavimentar con estos firmes absorbentes unos 30.000 m<sup>2</sup> de calzadas de esta ciudad.

#### 4.2.5. Planificación del uso del suelo

Las carreteras importantes o las autopistas generan siempre niveles de ruido elevados en su inmediata proximidad. Cuando se diseña una nueva vía de tráfico en una zona urbana, la mayoría de los edificios existentes en esa zona permanecen en pie, sin que en ellos se produzcan cambios significativos. Bajo estas circunstancias, el diseño de esa nueva vía de tráfico se hace crucial con el fin de reducir al máximo el impacto de ruido que el tráfico que circule por ella va a producir sobre los residentes de la zona. Cuando la vía en cuestión atraviesa una zona urbana degradada o pendiente de renovación, hay que tener en cuenta una gestión adecuada del suelo próximo a ese lugar. Las estrategias de planificación pertinentes vienen determinadas fundamentalmente por la extensión del espacio disponible y por la política urbanística a aplicar. En la Figura 4.10 se muestran algunas de las actuaciones posibles. Las iniciativas más frecuentes suelen estar basadas en actuaciones tales como interponer tanta distancia como sea posible entre la vía de tráfico y las edificaciones existentes en el entorno, así como en la interposición de edificaciones poco sensibles al ruido entre dicha vía y las zonas sensibles o en la utilización de pantallas acústicas o plantaciones vegetales adecuadas con el fin de proteger las zonas residenciales del impacto sonoro producido por la vía de tráfico en cuestión (Mignerón, 1980) (Buna, 1987) (Tai et al., 1997).

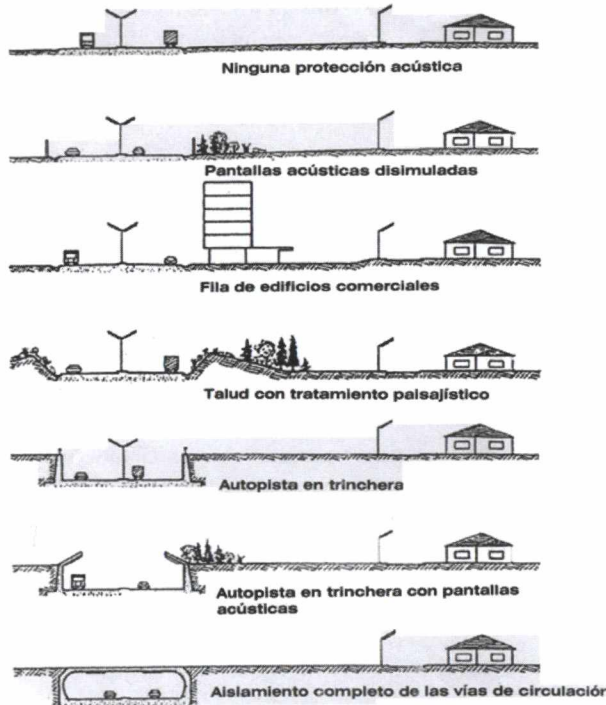


Figura 4.10. Diferentes soluciones urbanísticas para reducir el impacto sonoro de una autopista sobre las viviendas próximas (Mignerón, 1980).

En particular, la protección de los edificios de viviendas debe merecer siempre una atención muy especial en la elección de tales estrategias. Esos edificios deben quedar lo más separados posible de la nueva fuente de ruido (vía principal de tráfico o autopista). Sin embargo, la aplicación escrupulosa de esta iniciativa suele despertar poco interés por parte de los responsables de la planificación dada su repercusión económica. Debería tenerse en cuenta, sin embargo, que en las zonas urbanas más próximas a una vía de tráfico de esa naturaleza, cuando la intensidad del tráfico que circule por ella sea elevada, el nivel sonoro raramente se situará por debajo de los 70 dBA para distancias inferiores a los 100 metros. En estas condiciones, la separación entre la fuente de ruido y los receptores puede ser la única forma posible de resolver el consiguiente problema. Esto es particularmente cierto en las zonas urbanas caracterizadas por la existencia de bloques de viviendas muy elevados, para los que es prácticamente imposible conseguir buenos resultados recurriendo a las pantallas acústicas convencionales. Por supuesto, cuando las edificaciones son de baja altura, la construcción de barreras acústicas bien diseñadas junto a las vías de tráfico puede ser una excelente solución.

Algunas administraciones locales se inclinan por la aplicación de políticas especiales sobre el suelo adyacente a cualquier vía de tráfico importante, restringiendo el desarrollo futuro de estas zonas a actividades no sensibles al ruido (tales como almacenes, centros comerciales o centros de ocio). Desgraciadamente, en la mayoría de las zonas urbanas afectadas no existe suficiente demanda de este tipo de instalaciones compatibles con altos niveles de contaminación sonora, cuya presencia proporcionaría la adecuada protección a las comunidades de residentes expuestos al ruido. Por otro lado, este tipo de planificación del suelo puede no ser compatible con los planes reguladores de un eventual crecimiento futuro de la zona en consideración, o incluso podrían entrar en conflicto directo con los planes de desarrollo de las comunidades más próximas.

En muchos casos, la utilización de edificios como barreras acústicas es una posibilidad bastante interesante. Un edificio de dimensiones relativamente grandes o una fila de edificios menores dispuestos paralelamente a una vía de tráfico importante puede apantallar eficazmente del ruido a otras estructuras de ese entorno o a zonas abiertas (tales como parques o zonas peatonales). En apoyo de esta posibilidad, puede ser interesante mencionar que en un estudio realizado hace ya algunos años en el edificio de cuatro plantas de la Facultad de Física de la Universidad de Valencia (situado junto a una autopista con alta densidad de tráfico) se encontró que el nivel sonoro existente junto a la fachada posterior del edificio era unos 10 ó 12 dBA inferior al nivel sonoro medido en la fachada más expuesta (García et al., 1993).

En este sentido, los desarrollos en forma de agregados o "clusters" permiten que todo el espacio se planifique como una entidad única, teniendo en cuenta la utilización del espacio y la presencia de estructuras compatibles con el ruido. La Figura 4.11 muestra un ejemplo de uno de estos desarrollos en "cluster" en las cercanías de una vía con alta densidad de tráfico. La colocación de ciertos edificios comerciales o de alguna industria ligera junto a la carretera puede proporcionar algún apantallamiento a las viviendas más inmediatas a ellos. Como es natural, los edificios de viviendas más alejados de la vía de tráfico en cuestión no están tan bien protegidos como los anteriores, pero, en cambio, se pueden beneficiar de su mayor alejamiento de la carretera. Por consiguiente, con un diseño adecuado de toda la zona, se puede conseguir un ambiente acústico aceptable para todos los residentes en esa comunidad (Buna, 1987).

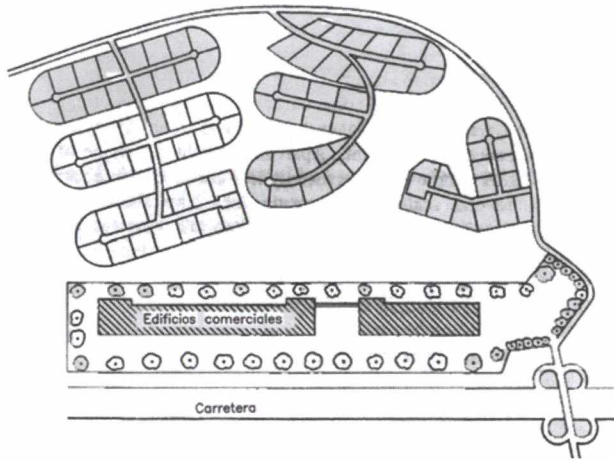


Figura 4.11. Ejemplo de desarrollo en forma de "cluster" en las proximidades de una vía de tráfico importante (Sandberg, 1989).

Otra posibilidad interesante consiste en rediseñar una cierta zona urbana de forma tal que se reduzca el impacto sonoro sobre algunas de sus partes. En la Figura 4.12 reproducimos el esquema de una zona urbana, con tres grandes bloques de edificios, totalmente rodeados por una vía principal de tráfico y varias vías secundarias, utilizadas mayoritariamente por tráfico local. En la Figura 4.13 se representa esta misma zona, pero tras la supresión de algunas vías de tráfico secundarias y su sustitución por una zona peatonal ajardinada, constituyendo lo que se suele conocer como una "isla acústica". Cabe señalar que esta operación no produce ningún problema serio a los usuarios de esas vías y que el incremento de niveles sonoros en las vías que han permanecido abiertas al tráfico rodado no es significativo, en tanto que con esa sencilla remodelación se han reducido considerablemente los niveles de contaminación sonora en algunas fachadas de los edificios del entorno (Arizmendi, 1990).

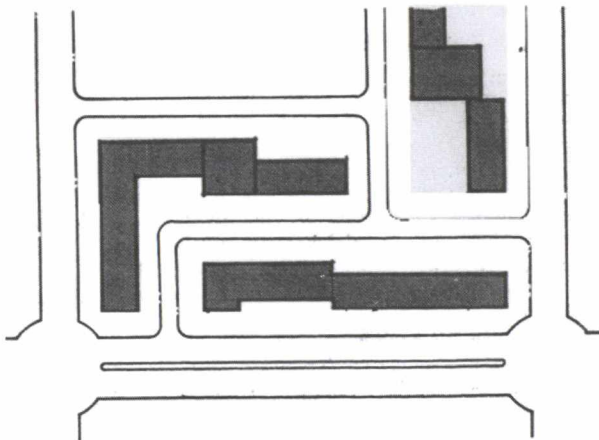


Figura 4.12. Esquema de una zona urbana, con tres grandes bloques de edificios rodeados por diferentes vías de tráfico (Arizmendi, 1990).



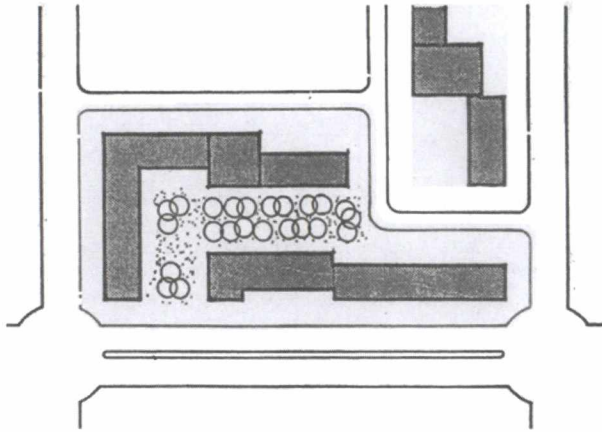


Figura 4.13. Esquema de la zona urbana representada en la Figura 4.12, tras realizar una remodelación de viales para dar lugar a la creación de una "isla acústica" (Arizmendi, 1990).

#### 4.2.6. Pantallas acústicas

La construcción de pantallas o barreras acústicas en los bordes de las carreteras y autopistas se ha convertido en el procedimiento más generalizado de lucha contra el ruido de tráfico en los espa-

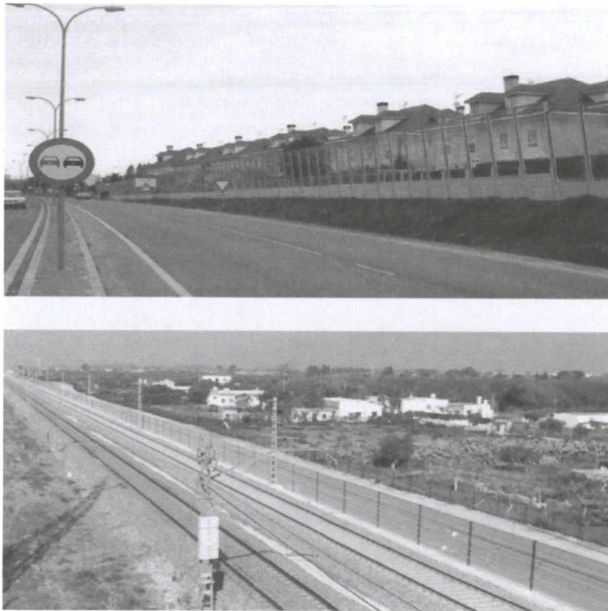


Figura 4.14. Diferentes tipos de pantallas acústicas (cortesía de TEC-PRESA. Grupo Ferrovial-Agromán).

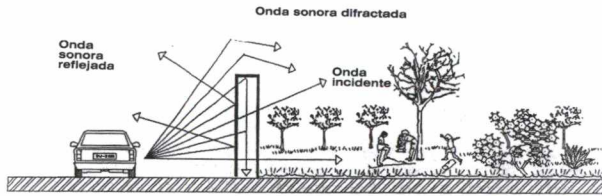


Figura 4.15. Cuando las condiciones lo permiten, la construcción de una pantalla acústica junto a las vías de tráfico permite reducir sustancialmente el impacto sonoro del tráfico rodado (Arizmendi, 1990).

cios abiertos (Maekawa, 1968) (Buna, 1987), hasta el punto de que, en la actualidad, se puede considerar que la construcción de estas pantallas acústicas forma parte del diseño general de cualquier vía importante de tráfico. Una pantalla acústica consiste básicamente en alguna forma de muro vertical, aunque lo cierto es que en la práctica se han propuesto infinidad de diseños y variantes de estos elementos, generalmente con el objetivo de mejorar su estética y no tanto para incrementar su eficiencia de apantallamiento. Como requisitos básicos, toda pantalla acústica debe poseer una masa suficiente para atenuar adecuadamente el ruido, debe estar prácticamente exenta de mantenimiento una vez instalada, y no debe suponer un aumento de los riesgos de accidente. Otros requisitos importantes son su coste económico y su aspecto visual o estético (Leroux, 1998).

Con el fin de proporcionar un grado de protección óptimo, la pantalla debería ser levantada lo más cerca posible de la fuente de ruido o lo más cerca posible de la zona que se desea proteger y, en particular, siempre que sea posible, debería ocultar por completo la vista de la carretera desde los edificios o zona a proteger. Tal como se ilustra en las Figuras 4.16 y 4.17, el nivel de apantallamiento que proporciona una determinada barrera acústica depende de la diferencia entre las distancias más cortas entre la fuente de ruido, la pantalla y el receptor, así como de la distancia que separa estos dos últimos puntos en línea recta. Por consiguiente, la eficacia de una pantalla acústica aumenta con su altura (Maekawa, 1968) (Maekawa, 1986).

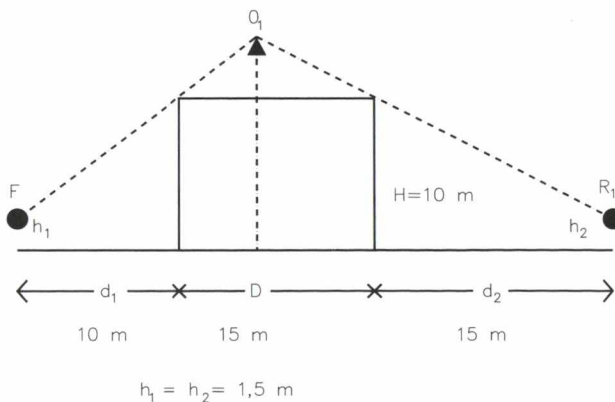


Figura 4.16. Condiciones geométricas a tener en cuenta en la evaluación del apantallamiento sonoro producido por un edificio (Santiago, 1991).

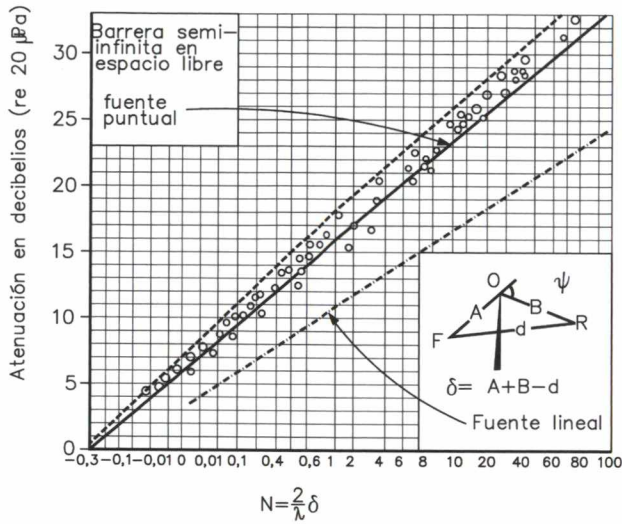


Figura 4.17. Atenuación sonora nominal producida por la presencia de una pantalla acústica de longitud semiinfinita (Maekawa, 1986).

En el diseño de una determinada pantalla acústica, debería tenerse en cuenta también que las ondas sonoras generadas por el tráfico rodado son susceptibles de ser reflejadas por dicha pantalla, una circunstancia que afectará negativamente a los receptores situados en el lado de la fuente de la pantalla. En el caso de que existan pantallas en ambos lados de una vía de tráfico se pueden producir reflexiones sonoras múltiples, con incidencia negativa en el espacio situado entre ellas. Con estas configuraciones el apantallamiento esperado de cada una de tales barreras se puede ver reducido sustancialmente como consecuencia del ruido difractado sobre las mismas procedente de las respectivas fuentes imagen.

En el Reino Unido la altura de la mayoría de pantallas acústicas utilizadas en las carreteras se ha limitado a 3 metros, en tanto que en los Estados Unidos, Canadá y otros países europeos se permiten alturas algo mayores. En cualquier caso, se suele considerar que las barreras con alturas superiores a los 4 metros son visualmente inaceptables para los residentes. Además de la altura, la forma de las barreras es también importante. Un simple muro suele ser bastante menos efectivo que un montículo de la misma altura. En diferentes estudios realizados con modelos a escala se ha demostrado que las pantallas acústicas con perfiles en forma de T producen mayor atenuación sonora que las pantallas con perfiles convencionales (efectos de difracción). Algunos investigadores han sugerido la utilización de algún tipo de absorbentes acústicos en lo alto de las pantallas (Fujiwara et al., 1991).

Al igual que sucede con cualquier otro obstáculo, en presencia de viento, una pantalla o barrera acústica produce un importante gradiente en la velocidad de éste, como resultado del contraste que supone la existencia de una región sin viento (depresión), situada justo detrás de la barrera, con las zonas de la parte superior de la barrera, en las que las líneas de corriente se acumulan. Como es natural, al otro lado de la barrera, estas líneas de corriente se curvan hacia el suelo produciendo una

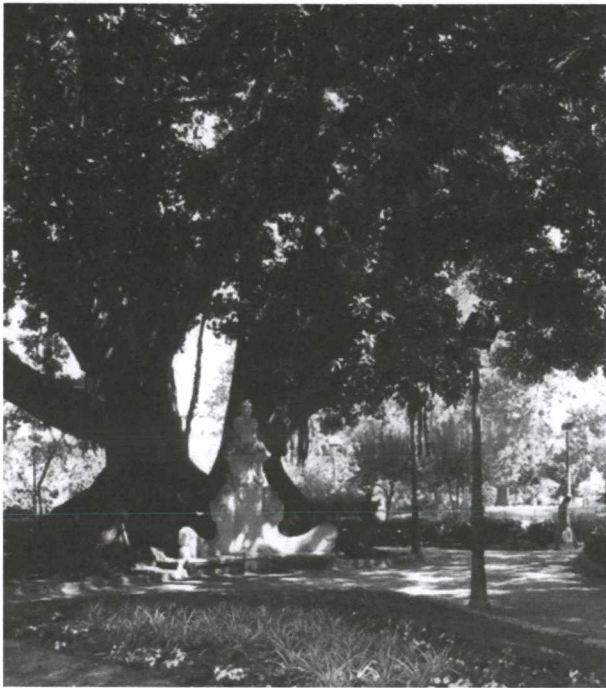
importante refracción del sonido. Como consecuencia, el tamaño de la zona de sombra sonora situada tras la barrera disminuye, lo cual afecta negativamente a la eficiencia de la pantalla. Además de este efecto de refracción del sonido, la presencia de la pantalla da lugar también a la aparición de turbulencias más o menos fuertes, que afectan a la propagación del sonido que esa barrera trata de reducir, sobre todo por lo que se refiere a las frecuencias más altas. Estos efectos han sido estudiados detalladamente por diferentes autores (Daigle, 1982) (Rasmusen et al., 1998). Con el fin de reducir en lo posible los efectos negativos que el viento produce sobre el comportamiento de las pantallas acústicas se han propuesto diferentes soluciones, tales como la utilización de perfiles aerodinámicos especiales. Otra alternativa puede consistir en el uso de una gran pantalla vegetal (plantación de árboles), situada inmediatamente detrás de la barrera propiamente dicha. Al margen de sus ventajas objetivas, los positivos efectos psicológicos que este tipo de actuaciones produce sobre los afectados (impacto visual), hacen que esta última propuesta sea muy interesante (Renterghem et al., 2002).

Los efectos de la acumulación de nieve, así como la posibilidad de que la presencia de una determinada pantalla favorezca la formación de hielo a sus pies, son también factores importantes a considerar desde el punto de vista de la seguridad vial. La construcción de pantallas acústicas sobre estructuras tales como puentes o viaductos necesita una especial atención por parte de los diseñadores, con el fin de proteger a las carreteras que discurren por debajo de ellas de la caída de cascos producidos por un impacto accidental de algún vehículo sobre las mismas. Por supuesto, las pantallas acústicas deben cumplir también con el requisito de no deteriorarse rápidamente bajo la acción de los diferentes agentes meteorológicos.

Se han utilizado muy distintas clases de materiales en la construcción de barreras acústicas. Desde un punto de vista general, las pantallas acústicas se pueden clasificar en reflectoras o absorbentes. Las primeras son las más frecuentes y suelen estar construidas con paneles prefabricados. Las pantallas construidas con madera son muy frecuentes (en otros países), aunque existen otros materiales tales como el plástico de vinilo, los bloques de hormigón, los montículos de tierra o los paneles de aluminio. El uso de barreras absorbentes está justificado en base a su capacidad de reducir la intensidad del sonido reflejado en la superficie de la barrera. También en este caso, el número de diseños propuestos y utilizados es muy elevado. Una configuración muy típica consiste en el empleo de paneles huecos que muestran una superficie de acero u otro material que está perforada o abierta en el lado que mira a la vía de tráfico considerada. El interior de estos paneles se rellena con un material absorbente acústico como la lana mineral.

Todo el mundo reconoce que los árboles, los matorrales y las plantas son elementos de gran valor en la mejora de la estética del entorno de las arterias de tráfico. Sin embargo, la atenuación sonora real que produce la vegetación se suele sobreestimar. Ciertamente, se sabe que la presencia de vegetación afecta la propagación del sonido de bajas frecuencias (absorción del suelo), sobre todo en las zonas de bosque en las que el suelo suele presentar una alta porosidad, como resultado de los efectos producidos por las raíces de los árboles, la existencia de un tupido lecho de hojas caídas u otros factores de esta naturaleza. La propagación de sonido de altas frecuencias se ve afectada por la dispersión producida por los troncos o ramas de los árboles, así como por la absorción producida en las hojas. Sin embargo, y por razones obvias, es muy difícil formular descripciones precisas sobre el papel que la presencia de vegetación supone

para la atenuación del ruido. La altura de los árboles, la extensión de las plantaciones y, sobre todo, la densidad de las masas vegetales (expresada, por ejemplo, en  $\text{kg}/\text{m}^3$ ) parecen ser las variables dominantes en este sentido. Los estudios realizados por diferentes autores han demostrado que el incremento en la atenuación sonora (en relación con el suelo desnudo) se sitúa en el rango de 0'5 a 2'0 dBA por cada 10 metros de vegetación densa. A pesar de la modestia de estas cifras, algunos autores han sugerido que, bajo ciertas condiciones, la utilización de pantallas vegetales podría proporcionar una reducción aceptable de los niveles de contaminación acústica en el entorno de una carretera o autopista con un coste muy inferior al de una pantalla acústica convencional (Harris, 1986).



*Figura 4.18. La existencia de zonas ajardinadas extensas en las ciudades tiene efectos positivos en el ambiente sonoro del entorno. Imagen de los jardines de la Glorieta en el centro de la ciudad de Valencia.*

### **4.3. Control del ruido de aviones**

Los aviones y los aeropuertos son componentes muy importantes de las redes de transporte en todo el mundo. Durante las últimas décadas, el número de operaciones relacionadas con los movimientos de aparatos civiles y militares (incluyendo aviones o helicópteros de muy diverso tipo) ha aumentado considerablemente. Por ejemplo, se ha estimado que, sólo en los Estados Unidos, el transporte aéreo genera más de 100 millones de vuelos cada año. Las predicciones actuales indican que el número de viajeros que utilizan este sistema de transporte se duplicará a lo largo de la pró-

xima década en todos los países desarrollados. Este incremento en el tráfico aéreo, unido a la congestión que ya está afectando en la actualidad a muchos grandes aeropuertos, está impulsando la construcción de nuevos aeropuertos o la toma de medidas para incrementar la capacidad general del espacio aéreo. En este contexto, el ruido producido por los aviones constituye un serio impedimento para la ampliación de los actuales aeropuertos o la construcción de los nuevos.

Como ya sabemos, el principal mecanismo de generación de ruido en los primeros aviones de reacción era la turbulencia originada por la emisión de los gases de combustión y su mezcla con el aire que rodea los motores. La nueva generación de aviones a reacción dotados con motores a turboventilador o turbofan (en los que la corriente de gases de combustión, con velocidades muy altas, está rodeada por un flujo de aire de velocidad más baja producido por una turbina), ha conseguido reducir sustancialmente el impacto del ruido producido por el tráfico aéreo comercial en las proximidades de los grandes aeropuertos (Smith et al., 1987).

Los límites del ruido de aviones establecidos por diferentes instancias administrativas se han ido reduciendo paulatinamente en el transcurso del tiempo. Por ejemplo, de acuerdo con las Regulaciones Federales de los Estados Unidos, los antiguos aviones comerciales de clase 1 (por ejemplo, el Boeing 707-100), que eran especialmente ruidosos, hace tiempo que ya no operan en ese país, en tanto que las aeronaves de clase 2 (por ejemplo, el Boeing 727-200) dejaron de funcionar en el año 1999. Por consiguiente, de acuerdo con estas restricciones, en los Estados Unidos tan sólo se permiten actualmente los vuelos de las aeronaves de clase 3 (del tipo de los Boeing 757-200), mucho más modernas y silenciosas que las anteriores. En Europa existen restricciones similares a las indicadas (Bragdon, 1987).

Aunque se puede considerar que el control del impacto sonoro generado por los aviones es una responsabilidad de los ingenieros aeronáuticos, que deben esforzarse por desarrollar modelos cada vez más silenciosos, se puede demostrar fácilmente que esto representa sólo una parte de la solución del problema. El control del ruido producido por los aviones debe ser extendido también a la gestión de las complejas interacciones que se producen entre los aeropuertos y las comunidades de su entorno. En este sentido, existen tres estrategias básicas para controlar el impacto de los aeropuertos sobre sus zonas de influencia: el control de los aviones en vuelo (control aéreo), el control de todas las actividades generales de los aeropuertos relacionadas con las operaciones de los aviones y los servicios de todo tipo (control terrestre) y el control del uso del suelo en la toda la zona de influencia de los aeropuertos (Coleman et al., 1989) (Miller, 1996).

#### **4.3.1. Control de los aviones en vuelo**

Los métodos de control del ruido producido por los aviones en vuelo requieren la cooperación de los controladores del tráfico aéreo, las compañías aéreas y las autoridades aeroportuarias. Las correspondientes medidas de control muestran un amplio abanico de posibilidades, entre las que cabe destacar el establecimiento de rutas preferenciales en las operaciones de despegue y aterrizaje, la evaluación del nivel sonoro producido por los aviones, o la aplicación de tasas operaciones, entre otras (The Noise Advisory Council, 1971) (Nordic Noise Group, 1987).

El establecimiento de un determinado sistema de rutas preferenciales es una estrategia de gran importancia y está actualmente en vigor en muchos grandes aeropuertos de todo el mundo. Cuando es posible, este procedimiento puede producir una reducción significativa en la exposición al ruido de aviones a la que están sometidas muchas zonas urbanas densamente pobladas en las cercanías de los aeropuertos. Sin embargo, debería tenerse en cuenta que, en la mayoría de los casos, la asignación y utilización de estos "pasillos aéreos" depende de las condiciones meteorológicas locales. Como es natural, en los aeropuertos más pequeños, que cuentan con un sistema único de rutas de aproximación y despegue, la aplicación de esta técnica no es posible.

En general, las rutas de vuelo a utilizar por los aviones en las operaciones de aterrizaje y despegue se suelen establecer de forma tal que se evite el paso de los aviones sobre las zonas urbanas especialmente sensibles al ruido. La huella de estas rutas de vuelo no es más que la proyección sobre el plano del suelo de la trayectoria del avión en tres dimensiones (véase el Capítulo 1). En general, las trayectorias de los aviones en las operaciones de aterrizaje y despegue son diferentes. Desde el punto de vista de la reducción de los correspondientes niveles de ruido, el establecimiento de una determinada trayectoria de vuelo es de suma utilidad para establecer la posición de un avión en el espacio respecto al suelo o a los usos establecidos para ese suelo. Por consiguiente, muchos aeropuertos han asignado estas rutas de forma tal que el sobrevuelo de los aviones tiene lugar siempre sobre zonas no pobladas (agua, tierra agrícola, zonas baldías, etc.). Una vez que esas rutas de vuelo han sido establecidas en un aeropuerto específico, se abren muchas posibilidades de reducir la exposición al ruido producido por los aviones eligiendo el corredor más adecuado bajo unas determinadas condiciones.

En el caso de que existan varias rutas de vuelo posibles, y que el impacto sonoro correspondiente a cada una de ellas sea inferior a los valores límite, se puede dirigir a los aviones hacia todas las rutas disponibles, de forma tal que los efectos negativos sobre el suelo se reduzcan considerablemente. Como es natural, cuando el impacto sonoro que corresponde a alguna de esas rutas supera los límites de lo deseable, la aplicación de esta estrategia de dispersión sólo se traduciría en aumentar el número de personas afectadas por el impacto sonoro de los aviones (Eldred, 1998).

La forma en que operan los aviones durante los despegues (salidas) o los aterrizajes (llegadas) es un factor clave en la determinación de los niveles de ruido existentes en las proximidades de los aeropuertos. La Figura 4.19 muestra el perfil de una operación de despegue consistiendo en tres fases diferenciadas. El objetivo de la segunda fase es limitar la exposición al ruido de las personas que viven en las cercanías de la zona en que se producen los despegues hasta que los aviones alcanzan una altura suficiente. Sin embargo, hay que tener presente que una disminución en el valor de la pendiente de la ruta de ascenso puede empeorar la situación para las personas que viven relativamente lejos del punto de despegue de los aviones. Como es natural, cuando se procede a seleccionar una alternativa determinada, el primer e irrenunciable requisito es garantizar la seguridad del avión y de sus ocupantes. En un sentido similar, en la Figura 4.20 se representa el perfil de una operación de aterrizaje diseñado también con el objetivo de minimizar el impacto sonoro producido en las zonas próximas al aeropuerto (Bragdon, 1987).

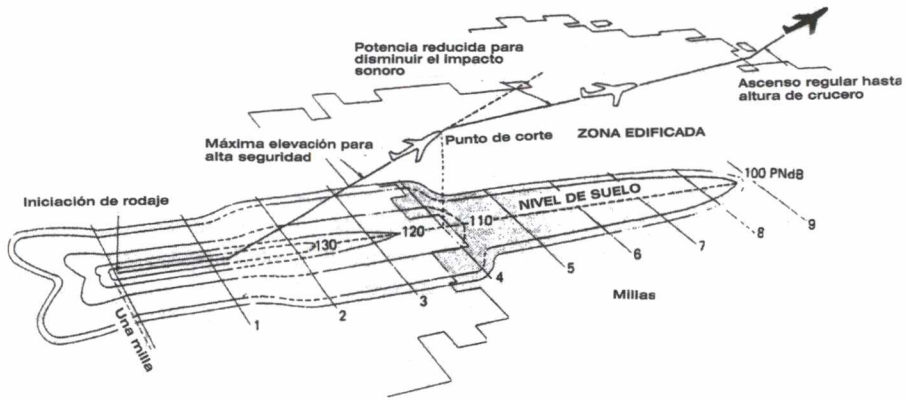


Figura 4.19. Perfil de una operación de despegue programada para minimizar el impacto sonoro producido en el entorno de un aeropuerto (Bragdon, 1987).

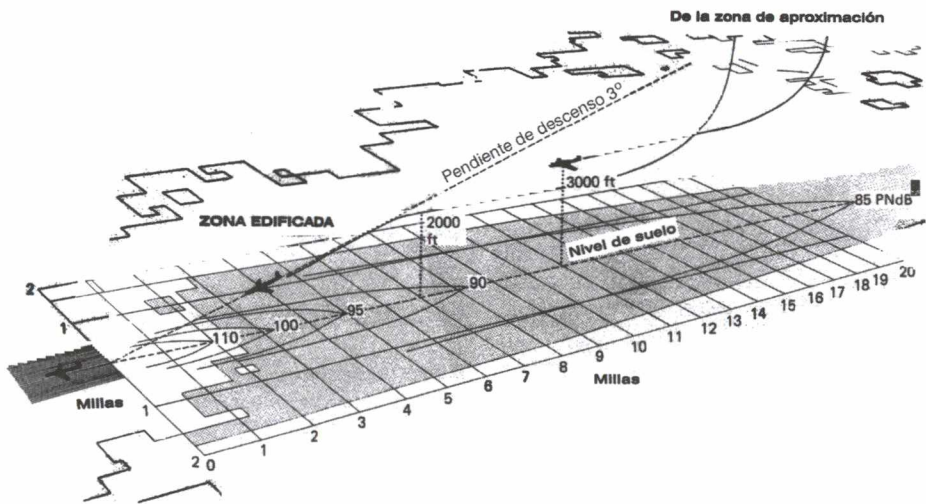


Figura 4.20. Perfil de una operación de aterrizaje programada para minimizar el impacto sonoro producido en el entorno de un aeropuerto (Bragdon, 1987).

La franja horaria en que un aeropuerto está abierto al tráfico aéreo suele estar también estrictamente regulada en la mayoría de ellos. El establecimiento de este tiempo operativo está considerado por las autoridades y las compañías aéreas como la forma más rigurosa de control del ruido de los aviones. Aunque el establecimiento de estas restricciones temporales puede tener importantes consecuencias económicas para las compañías de aviación (sobre todo en el caso de que el tráfico aéreo deba someterse a franjas horarias diferentes), muchos aeropuertos de todo el mundo han establecido, de una forma u otra, este tipo de restricciones. Por ejemplo, el



Aeropuerto Internacional de Ginebra impone un cierre nocturno absoluto para el tráfico aéreo entre las 22.00 y las 6.00 horas. El Aeropuerto Internacional Logan de Boston ha prohibido los despegues de los aviones más ruidosos durante la noche. El Aeropuerto Internacional de Heathrow de Londres únicamente permite un número limitado de operaciones nocturnas durante la época estival.

La medida de los niveles de ruido mediante detectores fijos y sistemas avanzados de recogida de datos, trabajando sobre una base de 24 horas al día, es una práctica sumamente atractiva para los grandes aeropuertos. Por consiguiente, el interés de las autoridades aeroportuarias por la adquisición de estos sistemas de medida y control automáticos ha aumentado notablemente en el curso de estos últimos años. En la actualidad, hay más de sesenta de estos sistemas trabajando en una veintena de países de todo el mundo. Los sistemas de control del ruido de los aviones en las cercanías de los grandes aeropuertos consisten básicamente en cuatro componentes, entre los que se incluyen una serie de estaciones de medida remotas, una central de procesamiento de datos, un hardware y software especialmente diseñado para este fin y unas terminales de elaboración de los correspondientes mapas gráficos. La mayoría de estos sistemas de recogida y tratamiento de datos sirven a una amplia variedad de propósitos, cuya naturaleza depende de las necesidades de las respectivas autoridades aeroportuarias, y que pueden cubrir aspectos tan diferentes de este problema como el establecimiento de procedimientos de vuelo alternativos a efectos de reducción del ruido, ayuda para la planificación de los usos del suelo en las proximidades del aeropuerto, investigación de quejas o denuncias públicas relacionadas con el impacto sonoro, o detección de vuelos anormales, entre otros. La razón principal para utilizar estos sistemas en la mayoría de los países europeos es asegurar el cumplimiento de las correspondientes regulaciones sobre el impacto sonoro producido por los aviones (Bragdon, 1987) (Eldred, 1998).

#### **4.3.2. Control del ruido a nivel del suelo**

La gestión de un gran aeropuerto puede tener una gran influencia en el control de la contaminación acústica que se percibe en sus proximidades. La importancia del impacto sonoro de un aeropuerto dado sobre la comunidad de su entorno viene determinada por factores tales como los procedimientos de operaciones de vuelo, el sistema de redes de transporte de superficie internas y externas, los emplazamientos de los diferentes edificios de servicios o la existencia de pantallas acústicas. La aplicación de controles administrativos puede ser también una iniciativa muy positiva (Bragdon, 1987).

La mayoría de los grandes aeropuertos cuentan en sus instalaciones con servicios de mantenimiento y reparación de los aviones. Como parte de estas operaciones, los aviones deben realizar ciertas pruebas estáticas (en tierra) que requieren el funcionamiento de los motores. Bajo ciertas condiciones, la existencia de unidades de potencia secundarias y el funcionamiento de otros equipos auxiliares de muy diferente naturaleza pueden convertirse también en fuentes de ruido muy molestas en los aeropuertos. Dado que el funcionamiento de muchas de estas actividades tiene lugar en periodos de baja actividad del aeropuerto (durante la noche o en las primeras horas del día), todas estas operaciones en tierra pueden producir un impacto sonoro bastante importante sobre las comunidades urbanas más próximas al aeropuerto en cuestión. En tales circunstancias, el control de estas actividades se suele conseguir a través de la promulgación de ordenanzas locales específicas.

### 4.3.3. Control del uso del suelo

Las importantes mejoras conseguidas en la tecnología de los aviones no son suficientes en sí mismas para controlar adecuadamente el ruido producido por éstos. De hecho, es muy probable que ese objetivo no se alcance nunca. En consecuencia, la planificación del uso del suelo es vital como forma efectiva de minimizar la exposición de los residentes en las cercanías de los grandes aeropuertos al ruido producido por los aviones. Cualquier desarrollo del suelo incompatible con la presencia de un aeropuerto es el resultado de una mala planificación, sobre todo cuando ello se traduce en efectos indeseables para la salud y bienestar de muchas personas.

Existen muchos métodos de control del uso del suelo para asegurar que el ruido que se produce inevitablemente en las cercanías de un aeropuerto es compatible con unos ciertos usos. La elaboración de planes de urbanización, la promulgación de ordenanzas específicas, la regulación del mercado del suelo en determinadas zonas, o la instalación de sistemas especiales de aislamiento acústico en las viviendas de la zona, son algunas de las opciones a considerar. Aunque la aplicación de todas estas medidas se produce desde hace años a nivel internacional, no estará de más recordar aquí que los países europeos han sido los más contundentes a la hora de aplicarlas (Bragdon, 1987).

Entre los elementos básicos a considerar en un plan global de este tipo, elaborado con el fin de ordenar el crecimiento de una extensa zona de suelo, en una perspectiva a largo plazo, habría que incluir una delimitación de los diferentes usos de suelo privado (estableciendo una distinción muy clara entre las zonas residenciales, comerciales e industriales), el establecimiento de las oportunas zonas de servicios de la comunidad (centros educativos y de salud, zonas deportivas y de tiempo libre, zonas verdes, centros comerciales, etc.) y la planificación de los correspondientes sistemas de transporte (carreteras, ferrocarriles, líneas de metro, etc.). El hecho de que la mayoría de estos elementos produzcan a su vez un importante impacto ambiental debe ser tenido en cuenta a la hora de tomar decisiones. Entre otros muchos factores, el reconocimiento de la existencia de una amplia variedad de ruido generado por las comunidades afectadas es un elemento clave en cualquier plan de desarrollo de la zona, que deberá contemplar no sólo la situación que se deriva de la existencia de un gran aeropuerto en ese lugar sino también su más que probable crecimiento en el futuro.

Durante estos últimos años, varios países europeos han desarrollado regulaciones y normativas específicas destinadas a controlar el impacto sonoro de los grandes aeropuertos. Por ejemplo, a mediados de los ochenta, el Estado Federal del Norte del Rin y Westfalia (Alemania) preparó un ambicioso Plan de Desarrollo Regional aplicable a varios aeropuertos civiles y militares. Este plan establecía que en las llamadas "Zonas de protección de ruido de tipo A" (en las que los niveles sonoros producidos por el sobrevuelo de aviones superaban los 75 dBA), entraría en vigor una prohibición absoluta de poner en marcha nuevos planes de urbanización en los que se contemplara la presencia de edificaciones especialmente sensibles al ruido, tales como viviendas, hospitales, residencias de tercera edad o centros educativos. En las llamadas "Zonas de protección de ruido de tipo B" (en las que los niveles de ruido se sitúan entre los 67 dBA y 75 dBA), se aplica la misma prohibición mencionada anteriormente, aunque excluyendo de la misma a las edificaciones ya existentes previamente; sin embargo, en este caso, habría la obligación de introducir ciertas medidas de aislamiento acústico en los correspondientes edificios, siempre que esa medida fuera necesaria. Finalmente, en las "Zonas de protección de ruido de

tipo C" (en las que los niveles sonoros varían entre los 62 dBA y 67 dBA), el plan preveía la adopción de ciertas restricciones en el uso del suelo y medidas especiales de protección cuando se pusieran en marcha nuevos planes de desarrollo.

En general, todos estos planes de actuación se ponen en vigor a través de las oportunas ordenanzas, generalmente de carácter regional. Para que sean efectivas, estas herramientas administrativas deben regular de forma adecuada muchos aspectos del uso del suelo, entre los que cabe mencionar la altura y densidad de las edificaciones, la superficie de terreno que puede ser ocupada, el tamaño de los espacios abiertos que se requieren, la densidad de población y la naturaleza de las estructuras permitidas en la zona considerada. Por ejemplo, cuando se proyectó el nuevo aeropuerto de Munich (Alemania), las regulaciones del suelo promulgadas establecieron la prohibición absoluta de construir edificios de viviendas en todas aquellas zonas en las que el nivel sonoro equivalente  $L_{eq} > 67$  dBA. Para valores del  $L_{eq}$  comprendidos entre 62 dBA y 67 dBA, la construcción de nuevas viviendas estaba sometida a restricciones muy severas (Herzing, 1986).

Además de este tipo de regulaciones del uso del suelo, la mayoría de las normativas existentes al respecto establecen también los requisitos mínimos que debe satisfacer la construcción de viviendas en las proximidades de los aeropuertos. Estos códigos de la edificación se elaboran con el fin de garantizar la salud, la seguridad y el bienestar de las comunidades afectadas. Curiosamente, las regulaciones de este tipo no existen en los Estados Unidos de forma generalizada. Como contraste, la mayoría de las grandes ciudades europeas y especialmente aquellas que cuentan con aeropuertos importantes cuentan con ordenanzas especiales para controlar el ruido producido por éstos. Una buena parte de estas regulaciones ha sido promulgada a nivel estatal. Por ejemplo, todos los aeropuertos holandeses (tanto civiles como militares) están sometidos a disposiciones especiales reguladoras del impacto del ruido de aviones, basadas en el trazado de las correspondientes curvas isofónicas. En Alemania se han establecido normativas muy similares a éstas. A finales de los años ochenta, en Alemania se habían invertido más de 135 millones de marcos en la implementación de medidas de aislamiento acústico en zonas cercanas a 47 aeropuertos de ese país. Los planes similares introducidos en el Reino Unido en un sentido análogo, con un coste de más de 40 millones de libras esterlinas, habían afectado a más de 50.000 edificios públicos y privados en las proximidades de los aeropuertos. En el caso de viviendas, la aportación gubernamental a este esfuerzo cubría entre el 70 y 100% del coste de las intervenciones, dependiendo de su proximidad al aeropuerto. En diferentes estudios realizados en varios países europeos se ha demostrado claramente que las mejoras en el aislamiento acústico de las viviendas en las cercanías de los grandes aeropuertos se traducen en una mejora significativa de la calidad del sueño de sus ocupantes. Con todo, no habría que olvidar que el aislamiento acústico de los edificios debe ser considerado sólo como una solución parcial al problema del ruido de aviones, y no debería excluir la adopción de otras medidas de control en el ambiente exterior (Bragdon, 1987).

#### 4.4. Control del ruido de trenes

Los diferentes tipos de trenes (trenes de cortas y largas distancias, trenes de pasajeros y carga, trenes diesel y eléctricos, trenes de baja y alta velocidad, trenes metropolitanos, tranvías, trenes funiculares, etc.) constituyen fuentes de ruido importantes cuyo impacto puede afectar a

zonas geográficas muy extensas en todos los países del mundo, al margen de su nivel de desarrollo. Considerando que, de una forma u otra, la mayoría de los trenes circulan por zonas urbanas, simplemente cruzándolas, o llegando y partiendo de sus estaciones (en muchos casos situadas en el centro de las ciudades), el impacto del ruido generado por este medio de transporte afecta a muchas personas residentes en las cercanías de las vías del ferrocarril. La contaminación sonora producida por el paso de ferrocarriles puede dar lugar a numerosas quejas, conflictos y denuncias, y puede producir incluso una pérdida significativa del apoyo público hacia el transporte por ferrocarril como una alternativa a la utilización del automóvil privado. Por consiguiente, el control de la contaminación sonora producida por los ferrocarriles debería ser una parte importante de cualquier plan de control del ruido urbano. Con toda probabilidad, la implementación de las medidas de control de ruido de que disponemos actualmente disminuirá los efectos adversos de las operaciones de trenes sin renunciar al objetivo último de transportar a personas y mercancías de una forma segura, rápida y eficiente (Wolfe, 1987).

Existen muchas estrategias para controlar el ruido producido por los trenes. La mayoría de ellas son similares a las utilizadas en el control del ruido del tráfico rodado (desarrollo de vehículos más silenciosos, control del uso del suelo, etc.). En un sentido más específico, cabe señalar que el control del ruido y vibraciones producidos por los ferrocarriles se logra reduciendo las fuerzas de interacción entre las ruedas y los raíles y atenuando al máximo la propagación del ruido y de las vibraciones producidos por el movimiento de los trenes. Los tratamientos correspondientes pueden consistir en el control de las emisiones sonoras en la propia fuente, la utilización de estructuras de soporte elásticas, la construcción de túneles y barreras de apantallamiento sonoro, y la aplicación de técnicas de protección en los edificios más afectados. En algunos casos, estos tratamientos forman parte del diseño original del sistema de ferrocarriles. En otros, las actuaciones tienen lugar a posteriori, como medidas correctoras, en un esfuerzo por mejorar la situación existente (Remington et al., 1987).

#### **4.4.1. Ruido producido en las operaciones**

El ruido radiado a ambos lados de los trenes es la componente más importante del ruido producido por el movimiento de los trenes. El ruido y la vibración producidos en las diferentes operaciones de los trenes pueden seguir diferentes caminos dependiendo de la naturaleza de la estructura de soporte. El ruido aéreo se emite y propaga tanto en los movimientos a nivel del suelo como en los pasos elevados, mientras que el ruido terrestre resulta predominante en las operaciones subterráneas. La emisión lateral de ruido es consecuencia de varios factores diferentes, entre los que se incluyen el sistema de propulsión de las locomotoras (motores de tracción, sistemas de refrigeración, etc.), la interacción de las ruedas y los raíles de acero (ruido radiado directamente por las vibraciones producidas por el contacto entre las ruedas y los raíles), equipos auxiliares (compresores, generadores, frenos, sistemas de ventilación, etc.) y el ruido emitido por las estructuras elevadas (asociado básicamente a las vibraciones que experimentan las componentes de estas estructuras al paso de los trenes) (Wolfe, 1987).

Cada una de las fuentes de ruido anteriormente mencionadas puede predominar en los niveles de ruido emitidos al paso de un tren dependiendo de las condiciones de la operación. Por ejem-

plo, para velocidades muy bajas (por debajo de los 20 km/h), suele predominar el ruido producido por los equipos auxiliares. Para velocidades moderadas (entre 50 y 100 km/h), el ruido predominante procede de la interacción entre las ruedas y los raíles. Como es natural, las cifras mencionadas aquí tienen un valor puramente ilustrativo, dado que la respuesta de los correspondientes sistemas depende de las condiciones específicas existentes en cada caso (Remington et al., 1987).

En general, el sistema de expulsión de los gases de combustión es la principal fuente de ruido en las locomotoras diesel. En estos casos, el ruido radiado directamente por el motor puede ser también muy importante. En algunos modelos de estas locomotoras, el motor está fuertemente anclado al chasis de las mismas. En consecuencia, las vibraciones del motor se transmiten a la estructura externa del vehículo sin haber sido atenuadas por el montaje del motor. La posible modificación de la carcasa de la locomotora, con el fin de dotar a ésta de una barrera acústica adecuada, plantea muchos problemas (restricciones de espacio, necesidad de proporcionar ventilación para la eliminación de humos y dificultades de acceso para las operaciones de mantenimiento, entre otros).

La excitación de la estructura de la locomotora originada por las vibraciones del motor se puede evitar gracias al uso de sistemas de montaje elásticos. Sin embargo, en la práctica, la realización de este tipo de montajes no es nada fácil. En todo caso, las soluciones adoptadas deben garantizar que el funcionamiento de todos los sistemas eléctricos, hidráulicos o mecánicos de la locomotora no resultan afectados (Stanworth, 1987).

El control del ruido producido por la rodadura de las ruedas sobre los raíles se consigue aplicando algunas técnicas especializadas, tales como la corrección de pequeñas irregularidades en la superficie de las ruedas, la soldadura de los raíles o la correcta alineación de tales raíles. En particular, se ha observado que las deformaciones de las ruedas, las juntas de raíles defectuosas o los raíles con arrugas pueden producir un aumento en el ruido emitido por los trenes de hasta 10 dBA, en comparación con los niveles de ruido que se consiguen en el caso de trenes con ruedas bien afinadas y raíles continuos soldados. En este sentido, cabe esperar que cualquier medida que reduzca la importancia de los impactos que se producen cuando las ruedas de los trenes pasan sobre las juntas que separan los raíles contribuirá a reducir notablemente el ruido y las vibraciones. La sustitución de raíles discontinuos por raíles continuos soldados (eliminando por completo las discontinuidades) suele ser siempre una excelente estrategia. En los casos en que existen este tipo de juntas, es necesario aplicar planes de mantenimiento muy rigurosos de todo el sistema de raíles (Stanworth, 1987).

La sustitución de ruedas convencionales por ruedas elásticas disminuye las tensiones que se desarrollan entre las ruedas y los raíles. Las ruedas de tren con tratamientos elásticos especiales reducen el ruido de rodadura gracias a un aumento de la superficie de contacto entre las ruedas y los raíles. La disminución de la rigidez del sistema de raíles se suele obtener introduciendo unas almohadas elásticas fabricadas con materiales sintéticos tales como el neopreno entre los raíles y las traviesas (Figura 4.21). En todo caso, hay que señalar que, aunque la aplicación de esta estrategia reduce significativamente la emisión de ruido por parte de estos últimos elementos, la disminución de las vibraciones de los raíles con la distancia es algo menor que la que se produce en los sistemas convencionales, lo cual se traduce en un aumento del ruido radiado por tales raíles (Remington, 1988) (Thompson et al., 1999).

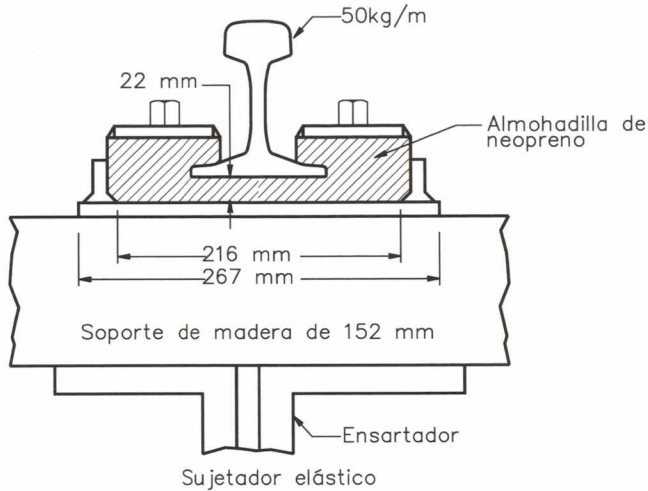


Figura 4.21. Ejemplo de un sistema de anclaje de bajo ruido de los raíles de ferrocarril basado en la utilización de material elástico.

#### 4.4.2. Ruido producido en las estaciones

Un aspecto importante del ruido producido por los trenes se refiere al ruido en las estaciones. En general, en las estaciones de ferrocarril existen cuatro fuentes de ruido principales: (a) el ruido producido por la entrada, salida o el tránsito de trenes por tales estaciones, junto con el ruido producido en las operaciones de acoplamiento o desacoplamiento de vagones en las oportunas unidades, (b) el ruido producido por los talleres y almacenes de mantenimiento, las subestaciones eléctricas, y las sirenas y timbres de aviso, (c) el ruido procedente de una amplia variedad de instalaciones auxiliares, tales como los sistemas de ventilación, calefacción y aire acondicionado, y (d) el ruido producido por los vehículos de transporte de personal y materiales y los sistemas de megafonía, entre otras muchas fuentes (Wolfe, 1987).

El ruido producido en una estación de ferrocarril puede resultar molesto tanto para el público que utiliza estas instalaciones como para las personas que viven en sus proximidades. Cabe señalar, por ejemplo, que los niveles de ruido existentes en los andenes de una estación de ferrocarril durante la llegada o salida de un tren pueden ser bastante elevados (tal vez por encima de 100 dBA), en el caso de que la estación en cuestión carezca de las adecuadas medidas de control del ruido ambiental. En muchos casos, los niveles de inmisión del ruido originado en una estación de ferrocarril importante sobre los edificios de viviendas más próximos a la misma superan considerablemente al producido por el tráfico u otras fuentes de ruido comunitario.

Las principales estrategias de control del ruido en las estaciones de tránsito se basan en la aplicación de medidas adecuadas de atenuación del sonido en los edificios más afectados, así como en la utilización de buenos equipos auxiliares, perfectamente mantenidos, con el fin de satisfacer los requisitos de emisión de sonido más estrictos. En algunos casos especiales, la reducción del impacto sonoro producido por las estaciones de ferrocarriles obliga a la construcción de barreras acústicas adecuadamente diseñadas.

#### 4.4.3. Ruido en puentes y pasos elevados

Desde los tiempos en que se introdujo el transporte por ferrocarril en los países industrializados se reconoció que los trenes que circulan por puentes o pasos elevados suelen generar niveles de contaminación acústica muy altos. Un puente está constituido generalmente por una estructura de acero de grandes dimensiones y relativamente ligera, que puede entrar en vibración muy fácilmente al paso de los trenes. Como práctica común, los raíles se conectan directamente a la estructura de los puentes y, por lo tanto, la vibración que se produce al paso de los trenes está fuertemente acoplada con el puente. En tales condiciones, el nivel de ruido lateral que se produce al paso de un cierto tren puede superar hasta en 20 dBA los niveles sonoros que ese mismo tren produce cuando circula a nivel del suelo (Stanworth, 1987).

La mayoría de los puentes de ferrocarril actualmente en uso tienen varios puntos débiles. Los problemas están relacionados generalmente con los sistemas de fijación de los raíles (escasa elasticidad o amortiguamiento). En consecuencia, una estrategia lógica para reducir la emisión de energía acústica por parte de un puente se suele basar en un incremento de la elasticidad de los sistemas de anclaje de los raíles a las estructuras del puente. Para lograr este objetivo, se suelen utilizar almohadas de corcho, caucho u otros materiales elásticos (Thompson et al., 1999).

A lo largo de los últimos veinte años, muchas compañías de ferrocarriles europeos han estado trabajando en la reducción del ruido producido en los puentes o estructuras elevadas al paso de los trenes. Algunas de las soluciones adoptadas con ese fin consisten en la construcción de puentes de acero anclados sobre una base de balasto (piedra troceada o grava), o la construcción de puentes de hormigón, con o sin balasto. Estos tres tipos de soluciones implican que las alturas de los puentes sean bastante elevadas, una cualidad que, en algunos casos, puede incrementar notablemente el coste económico de estas estructuras.

La utilización de barreras acústicas (apantallamiento del sonido) es una técnica muy utilizada en el control del ruido producido por los ferrocarriles. La variedad de modelos utilizados es enorme. Se han construido tanto barreras bajas (muy próximas a las vías), como barreras altas (alejadas de las vías). Esta técnica se puede aplicar tanto a nivel del suelo como en los tramos que discurren elevados. Por otro lado, para conseguir los resultados de protección deseados se han utilizado tanto barreras absorbentes como no absorbentes (Dings, 1997) (Jonasson, 1997).

#### 4.5. Control del ruido comunitario

No hay ninguna duda de que los diferentes tipos de vehículos de transporte (tráfico rodado, ferrocarriles y aviones) son las fuentes de ruido más importantes en todos los países desarrollados. Casi sin excepción, todas las personas que viven en estos países están expuestas regularmente, en mayor o menor cuantía, a la contaminación acústica producida por estas fuentes. Sin embargo, los residentes en las zonas urbanas están expuestos también muy frecuentemente a otras muchas fuentes de ruido que, dependiendo de las condiciones concretas que se den en cada caso, pueden ser igualmente causa de serias molestias para mucha gente.

El término "ruido comunitario" se suele utilizar en algunas ocasiones para referirnos al ruido producido por una extensa variedad de vehículos, máquinas, equipos e industrias necesarias para una cierta comunidad. Por ejemplo, el ruido producido por los vehículos de recogida de basuras, los vehículos destinados a la limpieza de las calles de una ciudad, o los sistemas de alarma acústica, tanto fijos como móviles, entrarían dentro de esta categoría de fuentes sonoras. Los comercios y mercados (cerrados o al aire libre), las obras públicas y la construcción, los talleres y pequeñas industrias de todo tipo integrados en el tejido urbano, y las actividades de ocio o tiempo libre (tales como estadios deportivos, ferias, discotecas, etc.), entre muchas otras, son también ejemplos de fuentes de ruido comunitario.

Existe una tercera categoría de fuentes de ruido urbano que contribuye a lo que conocemos como ruido comunitario. La existencia de una amplia variedad de dispositivos e instalaciones del hogar (tales como ascensores, equipos de aire acondicionado, máquinas lavadoras, lavavajillas, teléfonos, avisadores acústicos, aparatos de radio y televisión, etc.) se suele incluir también en esta categoría. Algunas actividades relacionadas con la jardinería (por ejemplo, la utilización de máquinas para cortar el césped o de sierras mecánicas), la realización de ciertas actividades de bricolaje ruidosas, los gritos y voces de las personas, los portazos, los llantos de los niños o los ladridos de los perros, son otras posibilidades dentro de esta lista casi interminable. Como es natural, todas estas fuentes de ruido pueden producir molestias importantes tanto sobre las personas que se encuentran en la misma vivienda como sobre las personas que viven en las viviendas inmediatas. En muchos casos, y tal como adelantamos en un capítulo anterior de este libro, la mejor forma de reducir todas estas molestias se basa sencillamente en un comportamiento social respetuoso con los demás.

Por razones de brevedad, en la presente sección tan sólo vamos a tomar en consideración explícitamente algunas de estas fuentes de ruido. Nos referimos en particular a los vehículos de recogida de basuras, a las obras públicas y construcción y a las actividades de ocio y tiempo libre, complementando lo que ya tuvimos ocasión de indicar al respecto con anterioridad. En cada uno de estos casos, analizaremos las principales características de estas fuentes de contaminación sonora así como las técnicas más importantes que se aplican al control del ruido emitido por ellas.

#### **4.5.1. Vehículos de recogida de basuras**

Los vehículos de recogida de basuras dotados de compresores en su parte trasera constituyen el modelo más frecuente de este tipo de vehículos especiales en muchos países desarrollados de todo el mundo. El tamaño y la potencia de estos vehículos presentan grandes diferencias entre unos modelos y otros. El mecanismo utilizado para compactar las basuras y residuos puede trabajar de forma continua o intermitente. Como es natural, las operaciones realizadas en todo el proceso (incluyendo la recogida de los contenedores, su volcado, la compactación de los residuos y el retorno de los contenedores a sus emplazamientos establecidos) determinan los niveles de emisión de ruido producidos por estos vehículos, que se sitúan generalmente entre 75 dBA y 85 dBA y, por consiguiente, condicionan la importancia de las molestias que todas estas actividades pueden producir sobre los residentes de las ciudades en las que operan este tipo de vehículos. En la Figura 4.22 reproducimos una imagen típica de este proceso, tan familiar para muchos.





*Figura 4.22. Recogida nocturna de basuras en Barcelona (Ajuntament, 1990).*

Una estrategia bastante obvia para la reducción del ruido producido por los vehículos de recogida de basuras se basa en el desarrollo de vehículos más silenciosos que los actuales, en el mantenimiento de los vehículos en las mejores condiciones posibles, y en que su funcionamiento sea el adecuado (por ejemplo, evitando los golpes innecesarios sobre los contenedores de basura). Una mejora sustancial en los problemas de ruido originados por la recogida de basuras se puede conseguir estableciendo horarios de recogida que no molesten el sueño de los residentes. Sin embargo, en ciertas zonas urbanas, la recogida de residuos urbanos durante el periodo diurno puede resultar sumamente difícil debido a la presencia del tráfico rodado, con posibles congestiones. En todo caso, siempre que sea posible, se recomienda realizar dichas recogidas antes de las 23.00 horas o después de las 7.00 horas. Estos horarios diurnos se aplican en la actualidad en algunas ciudades europeas, y han producido una reducción importante en las quejas de los residentes. En el caso de España se han aplicado también algunas iniciativas en este mismo sentido, aunque limitándolas a zonas suburbanas, en las que su materialización no ofrece demasiadas dificultades (Tyler, 1991).

#### **4.5.2. Obras públicas y construcción**

El ruido producido por las obras públicas y la construcción suele producir molestias muy importantes entre los residentes urbanos. El riesgo de daños en la audición de muchos trabajadores de este sector, expuestos cotidianamente y durante años a niveles sonoros muy elevados, constituye también un problema serio. Por este motivo, durante los últimos años, los fabricantes de maquinaria de obras públicas y construcción han realizado grandes esfuerzos para reducir las emisiones de ruido de todos estos equipos.



*Figura 4.23. Ruido de obras públicas y construcción. Imagen de la construcción de un gran aparcamiento subterráneo en una zona residencial de Valencia.*

Como es natural, la actitud de los residentes urbanos hacia las obras públicas y la construcción es totalmente subjetiva y puede ser positiva o negativa dependiendo de numerosos factores (evaluación del objeto de las obras en cuestión, comprensión de la necesidad de esos trabajos, información clara y adecuada de la intensidad y duración de las emisiones de ruido por parte de los mismos, aceptación de los horarios de trabajo establecidos, etc.). Hay que tener en cuenta que las obras públicas o la construcción son una fuente de ruido temporal, bastante diferente en muchos aspectos a las fuentes de ruido prácticamente permanentes como el ruido de tráfico, los trenes, los aviones y las industrias, y, en consecuencia, la tolerancia de los afectados ante esa fuente es notablemente mayor (Braunschweig, 1991).

La mayoría de la maquinaria de obras públicas y construcción fabricada y utilizada actualmente en Europa debe satisfacer una serie de regulaciones de emisión de ruido muy severas. En el año 1979, la Comunidad Europea publicó la Directiva de la Comisión 79/113/EEC, en la que se fijaban los procedimientos de ensayo de dicha maquinaria. Las simples medidas de presión sonora realizadas con anterioridad fueron pronto reemplazadas por controles de la potencia sonora que permiten describir la emisión de ruido por parte de una cierta máquina independientemente de la distancia a la que se encuentra un receptor. Este procedimiento se basa en el trabajo realizado con anterioridad por la International Standard Organization (ISO).

En el año 1984 entró en vigor la Directiva marco 84/532/EEC, en la que se establecían los niveles permitidos de emisión sonora por parte de toda la maquinaria de construcción. Ese mismo año se publicaron varias Directivas especiales relativas a diferentes equipos de construcción específicos, tales como compresores (84/533/EEC), grúas de torre (84/534/EEC), equipos de soldadura (84/535/EEC), generadores (84/536/EEC) y mezcladores de hormigón (84/537/EEC). Dos años más tarde, se publicó una nueva Directiva del Consejo dirigida específicamente a diferentes tipos de excavadoras y equipos de carga (86/662/EEC). En todos los casos, una institución autorizada debe certificar que la emisión de ruido de todas estas máquinas no supera los límites establecidos por las respectivas normativas (86/662/EEC). En última instancia, el fabricante de la maquinaria es el responsable último de que no se venda ni una sola máquina de esta naturaleza cuya emisión sonora supere los límites de ruido autorizados y certificados (European Commission, 1997).

Con el fin de estimular la demanda del mercado hacia los equipos de obras públicas y construcción cuyos niveles de emisión sonora sean inferiores a los exigidos por la Directiva 86/662/EEC, Alemania introdujo hace algunos años una categoría de "Equipo Amigoso con el Medio Ambiente". Una máquina dada puede utilizar esta denominación y exhibir la correspondiente etiqueta distintiva sólo en el caso de que una oficina de ensayos autorizada haya certificado que esa máquina cumple los límites de emisión establecidos. La administración de dicho país está estimulando actualmente a todos los usuarios de maquinaria de obras públicas y construcción (vehículos de transporte, compresores, generadores, excavadoras, etc.) a que adquieran equipos clasificados en esta categoría de bajo nivel de ruido, sobre todo en el caso de que los lugares en que van a ser utilizados tales equipos estén situados en zonas especialmente sensibles al ruido (Braunschweig, 1991).

En la práctica, existen muchas soluciones técnicas para reducir el impacto sonoro de una determinada obra pública o construcción sobre su entorno más próximo (edificios de viviendas, comercios, residencias, hoteles, etc.). El levantamiento de una pantalla acústica alrededor de ese lugar es una de las alternativas más utilizadas. Mediante un diseño muy cuidadoso de tales pantallas, se pueden obtener reducciones en el nivel de ruido en los receptores de hasta 20 dBA (Asselineau, 1997).

#### **4.5.3. Actividades de ocio y tiempo libre**

En estos últimos años, las discotecas, los bares musicales, los locales de asociaciones juveniles y otras actividades similares de ocio y tiempo libre, se han convertido en una fuente de quejas muy importante en muchos países de todo el mundo. El problema surge debido sobre todo a los altos niveles de música que se suelen producir en este tipo de locales, así como a sus altas tasas de ocupación, unas condiciones que, en ocasiones, subsisten hasta altas horas de la noche. Por otro lado, hay que tener en cuenta que, al igual que sucede con otras muchas fuentes de ruido en zonas urbanas (aeropuertos, industrias, etc.), el impacto sonoro que producen estas actividades es tanto directo como indirecto. En otras palabras, la molestia que experimentan los residentes del entorno no sólo está relacionada con la utilización de altos niveles de música amplificada o las voces de las muchas personas que llenan tales espacios (cerrados o al aire libre), sino también con el tráfico rodado inducido por la actividad o el incesante movimiento de las personas que llegan o abandonan las instalaciones en cuestión. El impacto negativo de este tipo de actividades sobre su entorno más o menos inmediato se puede reducir en alguna medida restringiendo las horas de apertura de la misma o realizando un sistema de aislamiento acústico adecuado de los locales en cuestión. Estos

dos aspectos del problema (entre otros) pueden ser regulados fácilmente por las correspondientes autoridades locales (Lemasle, 1998).

En un estudio sobre el impacto sonoro producido por los bares, pubs y discotecas de la Comunidad Valenciana (España), realizado hace algunos años por el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia, se encontró que los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos en el interior de este tipo de locales variaban entre 70 dBA y 115 dBA, con valores de pico tan elevados como 130-140 dBA. Nos parece oportuno llamar la atención sobre el hecho de que, para los jóvenes que frecuentan estos locales con asiduidad, o para las personas que trabajan en los mismos, la exposición a dichos niveles sonoros representa un riesgo real de sufrir un daño auditivo significativo e irreversible. En este mismo estudio se encontró que, para las personas que viven en las inmediaciones de tales lugares (en ocasiones incluso en el mismo edificio), la perturbación del sueño producida por el ruido procedente de los locales o de las calles de su entorno puede ser importante, especialmente durante los fines de semana, cuando dichos locales pueden permanecer abiertos oficialmente hasta altas horas de la noche, según sus características. La necesidad de una mejor regulación administrativa de estas actividades parece ser evidente en muchos casos. En el Apéndice 8 trataremos con mayor detalle algunas de estas cuestiones (García et al., 1995).

Aunque a lo largo de estos últimos años se han realizado muchos esfuerzos para luchar contra la contaminación acústica producida por una extensa variedad de fuentes sonoras (tráfico rodado, trenes, aviones, etc.), y esos esfuerzos se han visto coronados por el éxito, la situación existente en relación las actividades de ocio no es tan positiva. En este aspecto, la lista de fuentes sonoras es muy amplia y variada, incluyendo los juguetes ruidosos, los conciertos de música pop o rock, los pubs y discotecas, los equipos de audio en los automóviles, los reproductores personales, los vehículos a motor especiales, los equipos de bricolaje y jardinería, o las armas de caza y competición, entre otros. Varios autores han demostrado que, dependiendo de las condiciones específicas existentes en cada caso, muchas actividades de ocio y tiempo libre pueden generar importantes efectos negativos para la salud de numerosas personas (Axelsson, 1996).

En una fecha tan temprana como 1974, The Noise Advisory Council, una institución del Reino Unido dedicada a vigilar el cumplimiento de la Ley de control del ruido de ese país (1960), publicó un informe monográfico sobre el ruido en los lugares públicos y los problemas que esta situación origina sobre numerosas personas. De acuerdo con este informe, dentro de esta categoría habría que incluir todos aquellos lugares a los que el público accede de forma gratuita o no, tales como parques y jardines, espacios públicos abiertos, playas, estadios deportivos, o bares y locales públicos con licencia. Desde un punto de vista metodológico, el estudio de este tema debería tener en cuenta siempre que el ruido generado en esos lugares puede afectar tanto al público presente en los mismos como a las personas que viven en las proximidades de esos lugares (The Noise Advisory Council, 1974).

En la actualidad, la mayoría de las normas promulgadas para controlar el ruido producido en los lugares de ocio públicos o privados están contenidas en la legislación elaborada por las autoridades municipales, tras una detenida consideración de las condiciones y circunstancias concretas relacionadas con una determinada actividad o problema de ruido. En consecuencia, la forma en que las administración local ha promulgado este tipo de regulaciones varía considerablemente de una ciu-

dad a otra, incluso dentro de un determinado país. Cabe señalar que, al parecer, este problema no se circunscribe a España, sino que se produce también en otros países de nuestro entorno, aunque ciertamente, en cada caso, las características son diferentes. La consistencia y eficacia de las iniciativas y acciones emprendidas para resolver un problema dado puede variar también notablemente de unos países a otros, dependiendo de diversos factores técnicos, sociales y políticos.

Por ejemplo, en el caso de actividades al aire libre, como la celebración de acontecimientos deportivos, ferias y verbenas o festivales de música pop o rock, la autoridad responsable puede tomar una serie de medidas encaminadas a evitar las molestias por contaminación sonora sobre las personas que viven en las inmediaciones del lugar donde se desarrollan tales actividades. Debería tenerse en cuenta que algunos deportes del motor (carreras de coches, pruebas con motocicletas, etc.) son probablemente las actividades deportivas más ruidosas, aunque por suerte, y con muy escasas excepciones, la mayoría de estas actividades se suelen llevar a cabo lejos de las zonas residenciales densamente pobladas. Desgraciadamente, éste no es el caso con muchos estadios deportivos, situados frecuentemente en el corazón de las ciudades, y que, además de dar cabida a muchas actividades deportivas planificadas o no planificadas, se utilizan también para otros fines muy diferentes a éstos (como conciertos de música pop o rock), caracterizados por sus altos niveles de emisión sonora. Con el fin de evitar una reacción adversa y generalizada hacia este tipo de actividades por parte de los residentes cercanos, en algunos casos se han propuesto o aplicado una amplia serie de medidas de control del ruido, entre las que cabe destacar una información pública muy detallada de las actividades programadas, el registro de las oportunas emisiones sonoras (con el fin de garantizar que los niveles permitidos no se superan en ningún caso) y, si procede, un control muy estricto de cualquier otro problema medioambiental o social relacionado con la actividad en cuestión (como el estacionamiento de vehículos, basura en las calles, drogas, vandalismo, etc.). Las limitaciones en la duración de los espectáculos, el control riguroso de los oportunos sistemas de megafonía, las alteraciones en las estructuras y equipamientos existentes con anterioridad o la instalación de algún sistema de aislamiento acústico, entre otras, son también posibles medidas a aplicar en este sentido (Granneman et al., 1996) (Griffits et al., 1996) (Boxall et al., 1996).

Una buena forma de prevenir las perturbaciones que produce el ruido producido por algunas actividades de tiempo libre se basa en una planificación adecuada del uso del suelo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el control del ruido que originan algunas de las instalaciones de este tipo ya existentes en la actualidad no resulta nada fácil, dado que, en algunos casos, los propietarios u ocupantes del suelo en el que se asientan adquirieron el derecho a utilizarlas desde mucho antes del momento en que se pensara en introducir cualquier tipo de restricción. En estos casos, sólo se podrían regular las situaciones relacionadas con una intensificación o cambio de ese uso del suelo. En ocasiones, las autoridades locales conceden permiso de utilización de zonas delimitadas para celebrar en ellas algunas actividades deportivas, ferias, celebraciones sociales o cualquier otro tipo de actividades por tiempo limitado, digamos 14 ó 28 días a lo largo de todo un año. En tales casos, esas autoridades deberían establecer con absoluta claridad todas las condiciones bajo las que se conceden tales permisos temporales. Como parte importante de esas condiciones, los valores límite en la emisión de ruido deberían quedar claramente establecidos (The Noise Advisory Council, 1974).

#### 4.6. Aislamiento acústico de edificios

En principio, la disminución de los niveles de inmisión de ruido que los propios edificios proporcionan debería ser considerada como el último recurso a considerar dentro de las diferentes estrategias de control del ruido urbano, y debería aplicarse únicamente en el caso de que la reducción de ruido en la misma fuente o en el camino de propagación entre la fuente y un cierto edificio fuera insuficiente. El aislamiento acústico de las diferentes componentes de un edificio (paredes, suelos, techos, etc.) viene determinado por las propiedades físicas de los materiales utilizados en su construcción, el tipo de construcción y el método de instalación, y varía con la frecuencia del sonido incidente.

Aún sin entrar a fondo en la materia, deberíamos recordar que el sonido se puede transmitir al interior de un edificio tanto por vía aérea como a través de sus estructuras (Warnock et al., 1998). Entre las estrategias básicas para controlar la transmisión del sonido por vía aérea cabe mencionar la selección de materiales capaces de reducir la cuantía de dicha transmisión, la eliminación de las vías directas de transmisión por el aire y la utilización de materiales absorbentes en el espacio libre existente dentro de la misma construcción. Con frecuencia, se hace necesario recurrir a una combinación de todas estas estrategias para conseguir niveles sonoros aceptables en el interior de las edificaciones. La transmisión del sonido a través de la estructura de un edificio se produce cuando los diferentes elementos de la construcción entran en vibración en virtud de un acoplamiento acústico o a través de un contacto mecánico directo. El sonido que se transmite a través de las estructuras de un edificio tiene su origen en una extensa variedad de fuentes, tales como los pasos de las personas, la caída de objetos, los cierres violentos de las puertas, o las vibraciones producidas por diferentes sistemas y equipos mecánicos (trenes subterráneos, metro, vehículos pesados, ascensores, etc.). Los principales métodos de control de este tipo de ruidos se basan en el aumento de las pérdidas de transmisión del sonido en los muros, techos y suelos de los edificios, así como en la utilización de técnicas constructivas discontinuas (Wetherill, 1987) (Kihlman, 1994).

La necesidad de técnicas constructivas muy costosas, con elevados niveles de aislamiento acústico, se puede minimizar planificando la forma y la orientación de los edificios respecto al ruido procedente de las calles o vías inmediatas. En particular, debería prestarse una gran atención a evitar que el sonido reflejado por cualquier superficie del propio edificio o de los edificios más próximos incida sobre las partes del edificio más sensibles al ruido. La forma de los edificios puede proporcionar una estructura bien protegida frente al ruido procedente del exterior; por ejemplo, la presencia de salientes, aleros o balcones puede resultar eficaz en la protección frente al ruido producido por el tráfico rodado. En el caso de balcones situados muy por encima del nivel de la calle, las cubiertas deberían diseñarse de forma tal que el sonido reflejado en esos balcones no incida sobre las ventanas del edificio (que, en general, poseen un aislamiento acústico relativamente bajo) o bien dotarse de algún material absorbente en su estructura.

Dentro de cualquier edificio de viviendas existen algunas habitaciones en las que los correspondientes residentes resultan menos afectados por el ruido procedente del exterior que en otras. Dado que el ruido producido por el tráfico rodado suele ser un problema serio solamente en aquellas estancias que recaen directamente sobre las vías de circulación, las habitaciones más sensibles al ruido (salas de estar y dormitorios) deberían estar situadas en el extremo opuesto de la vivienda,

dado que las habitaciones menos sensibles al ruido (cocinas y cuartos de baño) pueden suponer una barrera acústica bastante eficaz frente al ruido que procede del exterior del edificio. Como es natural, esta misma estrategia se puede aplicar fácilmente a cualquier tipo de edificaciones (uso escolar, sanitario o comercial), diseñando el uso de los correspondientes espacios internos de forma tal que las zonas más sensibles al ruido procedente del exterior estén lo más alejadas posible de las fachadas de los edificios (Buna, 1987).

Por muchas razones, las técnicas de construcción y los materiales utilizados en los edificios varían ampliamente en los diferentes países e incluso dentro de un mismo país (Harris, 1991). Por supuesto, todas estas diferencias tienen una repercusión muy importante en el aislamiento acústico de los edificios. En las secciones siguientes vamos a presentar una revisión muy breve del comportamiento acústico de los elementos básicos de los edificios.

#### **4.6.1. Aislamiento acústico de las paredes**

La eficiencia del aislamiento acústico de una pared o muro de separación depende básicamente de su densidad superficial (peso por unidad de superficie), la separación de cada elemento de la barrera, la utilización o no de algún material elástico en su montaje, el empleo de algún material de aislamiento acústico entre los diferentes elementos que forman dicha pared, y la adecuada eliminación en ella de las posibles vías de transmisión del ruido. Debido a su relativamente alta densidad superficial, las paredes de hormigón o mampostería son un excelente material de construcción en relación con la atenuación sonora. El comportamiento acústico de estas paredes cumple muy estrechamente las predicciones de la ley de la masa (Harris, 1991). Cuanto mayor es la masa superficial, tanto mayor es el aislamiento acústico que proporciona la partición. Por ejemplo, el aislamiento acústico de una pared de hormigón de 20 kg/m<sup>2</sup> es del orden de 30 dB. Una pared sencilla de ladrillo de aproximadamente 23 cm de espesor tiene una masa de 415 kg/m<sup>2</sup> y proporciona un aislamiento acústico del orden de 50 dB (Smith et al., 1985).

Es importante señalar que el aislamiento acústico de una construcción de pared doble es mayor que el de una construcción de pared simple con la misma masa total que la anterior. El aislamiento acústico de una partición de pared doble depende de las propiedades físicas de cada una de sus partes y de la naturaleza de las conexiones entre ellas. Cuanto mayor sea la separación entre las dos partes y menor la conexión entre ellas, mejor será el aislamiento acústico. Por otro lado, la transmisión del sonido a través del marco de la estructura se puede reducir utilizando un montaje elástico en al menos una de las dos partes. La inclusión de un material absorbente (como lana de vidrio o similares) dentro de la cavidad de una construcción de pared doble puede mejorar sensiblemente su aislamiento acústico, aunque la mejora no es significativa si las dos partes están unidas por conexiones rígidas (Buna, 1987).

#### **4.6.2. Aislamiento acústico de las ventanas**

Para conseguir un aislamiento acústico elevado, la fachada de los edificios no deberían incluir elementos constructivos susceptibles de abrirse al exterior, tales como puertas o ventanas, dado que su atenuación acústica es generalmente baja y su presencia empeora el comportamiento acústico del

conjunto. Sin embargo, y por razones obvias, la mayoría de los edificios no suelen cumplir esta recomendación. De hecho, la presencia de ventanas se considera muy importante tanto desde el punto de vista práctico como estético, haciendo posible no sólo la iluminación natural y la ventilación de los interiores, sino también el contacto visual con el entorno de los edificios (Buna, 1987).

En la Figura 4.24 se representan los valores del aislamiento acústico de tres ventanas de vidrio sencillo con espesores diferentes. Obsérvese que al aumentar el espesor del vidrio aumenta el aislamiento en el rango de las bajas frecuencias, aunque también aparece un cierto mínimo o valle para las frecuencias más bajas motivado por el llamado efecto de coincidencia. En consecuencia, la reducción del ruido de tráfico para el conjunto de frecuencias no mejora sustancialmente cuando tan sólo se aumenta el espesor del vidrio. Sin embargo, cabe señalar que la importancia de dicho efecto de coincidencia no es grande en el caso del vidrio laminado, dado que la presencia de la capa interna de estos vidrios especiales afecta la propagación de la onda sonora en el panel de vidrio.

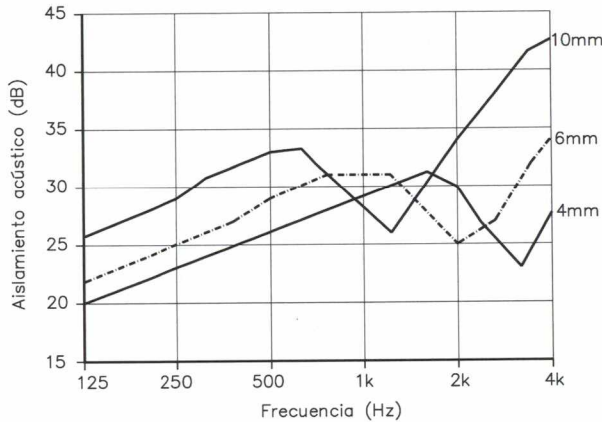


Figura 4.24. Valores del aislamiento acústico producido por tres espesores diferentes de vidrio de ventanas (Buna et al., 1987).

La utilización de vidrios dobles puede proporcionar mejoras sustanciales en el aislamiento acústico de una ventana. Un factor clave en la efectividad de un sistema de vidrio doble es la separación entre los dos paneles que constituyen el sistema. Con el fin de mejorar la cuantía del aislamiento acústico de una ventana, la mejor solución se basa en la utilización de sistemas con vidrio doble, en el que los correspondientes paneles estén montados en marcos separados. El montaje de algún material absorbente alrededor del marco (a modo de burlete) reduce los efectos de las resonancias acústicas en la cavidad situada entre los dos paneles de vidrio y, por lo tanto, incrementa el aislamiento acústico del conjunto. Como es natural, el aislamiento acústico disminuye considerablemente cuando una ventana se abre, por ejemplo, para satisfacer necesidades de ventilación. La disminución del aislamiento que se produce cuando se instalan algunos sistemas de apertura especiales (dotados de entrada de aire indirecta) es mucho menor que la que se produce con ventanas corre-



deras convencionales, aunque la tasa de ventilación que se obtiene con dichos sistemas es menor que la que proporcionan estas últimas. Como es natural, cuando las ventanas de un edificio no se pueden abrir, la posibilidad de que el interior esté ventilado de forma natural se pierde por completo. En este caso, el edificio debería estar dotado de un sistema mecánico de ventilación o un sistema de acondicionamiento de aire. Por supuesto, las características de estos sistemas se deben elegir con gran cuidado, de forma tal que su funcionamiento proporcione una ventilación adecuada sin que se produzca un nivel de ruido inaceptable. Los sistemas de ventilación asociados deberían estar situados lejos de la fachada de los edificios que da a las vías de tráfico (en general, la más ruidosa) o deberían estar dotados de los correspondientes baffles, con el fin de impedir la transmisión del ruido exterior al interior de los edificios (Buna et al., 1987).

#### **4.6.3. Aislamiento acústico de las puertas**

Los accesos o las puertas de que están dotados todos los edificios se suelen caracterizar por su bajo nivel de aislamiento acústico (generalmente, inferior al de los muros), de forma que, siempre que sea posible, es preferible que estén situadas en una fachada de los edificios no directamente expuesta a las fuentes de ruido más importantes del exterior (tráfico rodado, ferrocarriles, etc.). En el caso de que una puerta deba situarse en una fachada expuesta a altos niveles de ruido, su tamaño debería ser lo más pequeño posible y su cierre con el correspondiente marco debería ser de la mayor calidad posible (utilización de burletes). En particular, el uso de puertas separadas del suelo, con el fin de hacer posible la colocación de alfombras bajo ellas o permitir la circulación del aire entre el exterior y el interior puede invalidar un buen sistema de aislamiento acústico en el edificio en que han sido montadas. Idealmente, las puertas no deberían tener ninguna apertura en ellas (tales como buzones de cartas u otros orificios) y no deberían dar acceso directo a ninguna estancia que sea particularmente sensible al ruido.

En relación con los detalles constructivos, habría que tener en cuenta que, en general, las puertas macizas suelen ser mejores barreras acústicas que las puertas huecas. Los valores típicos del aislamiento acústico de las puertas varían entre 10 dBA y 15 dBA (para puertas huecas) y entre 15 dBA y 20 dBA (para puertas macizas). Una forma práctica de mejorar el aislamiento acústico de una puerta se basa en montar en su superficie interior una o más láminas de plomo. Como complemento a esta estrategia, el relleno de la cavidad resultante con algún material absorbente mejora todavía más la eficacia aislante de la puerta en cuestión. En aquellos casos en que se requiera un alto nivel de aislamiento acústico, la instalación de un sistema de puertas dobles debería tomarse en consideración. Hay que insistir sobre todo en el hecho de que las puertas deslizantes sobre carriles raramente proporcionan un aislamiento acústico efectivo (Warnock et al., 1998).

#### **4.6.4. Aislamiento acústico de los suelos o forjados**

El ruido de impacto se suele definir como un tipo especial de sonido generado en la propia estructura de un edificio. Tal vez la fuente más frecuente de estos ruidos de impacto sean las pisadas, aunque existen otras muchas fuentes, tales como el movimiento de muebles o la utilización de sistemas mecánicos de limpieza operando directamente sobre la superficie de los suelos. En los edificios con varios pisos, el ruido de impacto producido en una cierta planta se transmite a la planta situada bajo aquélla. Además de este caso, sin duda el más importante, hay que tener muy en cuenta que el ruido de impacto se puede transmitir también horizontalmente (por ejemplo, entre las dife-

rentes habitaciones de una vivienda o entre diferentes viviendas) y puede dar lugar a molestias dignas de consideración entre los residentes del edificio considerado.

El aislamiento a ruidos de impacto de los suelos de hormigón nunca es satisfactorio a menos que las correspondientes superficies se recubran con una capa blanda o se utilice algún sistema de suelos flotantes. La instalación de falsos techos suele proporcionar una cierta reducción en la transmisión aérea del ruido de impacto, con una cuantía que depende de la elasticidad de las sujeciones. Una solución bastante obvia al problema del ruido de impacto consiste en reducir la excitación del suelo estructural recubriéndolo con un material elástico. En todo caso, no hay que olvidar que estos recubrimientos no mejoran sustancialmente el aislamiento del sonido aéreo y que las eventuales mejoras obtenidas con esta estrategia se limitan generalmente a las altas frecuencias. Los recubrimientos de materiales flexibles tales como caucho o plásticos sólo proporcionan una mejora entre 5 dB y 10 dB en el aislamiento acústico del suelo. La instalación de sistemas de aislamiento compuestos, con una capa superior dura (caucho, plásticos o linóleo) y una capa inferior blanda (fibras o plásticos esponjosos) permite obtener resultados mucho mejores, con aislamientos acústicos comprendidos entre 15 dB y 20 dB. La combinación de estos sistemas con una buena alfombra (gruesa) proporciona un aumento en el aislamiento acústico del suelo original de 40 dB o más. En los casos en que, por una razón u otra, la instalación de todos estos recubrimientos no es posible, lo más práctico es construir un suelo flotante. Este tipo de suelos ofrece la ventaja adicional de que con ellos se incrementa también significativamente el aislamiento al ruido aéreo (Warnock et al., 1998).

#### **4.7. Legislación para el control del ruido**

Las estrategias desarrolladas para luchar contra el ruido ambiental en los medios urbanos incluyen una amplia serie de medidas administrativas, tales como normativas reguladoras de la emisión de determinadas fuentes de ruido individuales, disposiciones relativas a la inmisión de ruido procedente del exterior en los edificios basadas en criterios de calidad, regulaciones sobre el uso del suelo, legislación sobre parámetros económicos, normativas sobre los procedimientos operacionales de los diferentes vehículos de transporte, y legislación de diverso tipo sobre investigación y desarrollo.

Las regulaciones para el control del ruido se pueden promover a un nivel internacional, nacional, regional o local, dependiendo fundamentalmente de las circunstancias que concurren en cada caso concreto (políticas, económicas, sociales, etc.) y de la sensibilidad de las correspondientes instancias en relación con la contaminación acústica y sus efectos. En realidad, el problema no suele radicar en la carencia de buenas regulaciones o normativas sino en la falta de decisión o firmeza en su aplicación. Las regulaciones sobre el ruido existentes no sólo están mal coordinadas entre sí, sino que con frecuencia no se aplican adecuadamente. Con relativa frecuencia, los recursos disponibles para aplicar los programas de lucha contra el ruido son insuficientes, de forma que cualquier acción a gran escala se convierte en una tarea muy compleja, casi imposible. Otro factor importante en este mismo sentido radica en que los gobiernos de las naciones delegan con frecuencia la responsabilidad de desarrollar las correspondientes regulaciones a las autoridades locales, que, en muchos casos, carecen de los necesarios medios técnicos y personales para llevar a cabo una política adecuada de control del ruido (Miller, 1996) (European Commission, 1997).

Como es natural, no tendría demasiado sentido presentar aquí ni siquiera una relación de las innumerables leyes, normativas y regulaciones promulgadas por los diferentes niveles de la administración en todo el mundo, sobre todo si tenemos en cuenta que la filosofía y los contenidos de todas esas regulaciones muestran grandes diferencias de un país a otro (Aecherli, 1986). Consideramos que para ilustrar este tema bastará con presentar solamente una breve revisión de algunos tópicos significativos sobre esta cuestión.

#### 4.7.1. Criterios de Calidad del Ruido

Un aspecto muy importante relacionado con las regulaciones referentes al control del ruido ambiental se refiere a los denominados Criterios de Calidad del Ruido (Beranek, 1997). Estos criterios establecen los niveles sonoros que se consideran aceptables, por ejemplo, para los diferentes usos del suelo, para los varios tipos de edificios, para establecer una adecuada comunicación oral entre las personas, o para conciliar y mantener el sueño. Por razones prácticas, en esta sección tan sólo daremos algunos ejemplos de tales criterios.

En particular, el Departamento de la Vivienda y Desarrollo Urbano de los Estados Unidos (HUD) ha establecido una serie de regulaciones para el control de la contaminación acústica que afectan a los edificios nuevos o rehabilitados construidos con ayuda económica del gobierno de los Estados Unidos. El nivel de aceptación del ambiente sonoro en un emplazamiento dado viene determinado por el valor del nivel sonoro día-noche  $L_{dn}$  medido en el exterior de un cierto edificio, expresado en decibelios en la escala de ponderación A. El nivel máximo del nivel de ruido  $L_{dn}$  considerado "normalmente aceptable" queda establecido en 65 dBA, suponiendo que no existan ruidos impulsivos. En consecuencia, cuando el valor de  $L_{dn}$  supera los 65 dBA, el emplazamiento en cuestión se considera como "normalmente inaceptable". Así, por ejemplo, si el nivel de ruido ambiental está comprendido entre 65 dBA y 70 dBA, todo edificio construido en ese emplazamiento debe poseer una atenuación sonora 5 dBA por encima de la que se considera normal. Si el nivel de ruido ambiental está comprendido entre 70 dBA y 75 dBA, la atenuación sonora adicional debe ser de 10 dBA. Finalmente, para valores por encima de los 75 dBA, el emplazamiento al que estamos refiriéndonos ahora debe ser considerado como "absolutamente inaceptable" (Galloway et al., 1979).

La Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (EPA), cuyas competencias están relacionadas con la protección de la salud pública y bienestar de los ciudadanos de ese país, ha caracterizado una serie de valores típicos del índice  $L_{dn}$  en diferentes ambientes exteriores e interiores. Por ejemplo, para las actividades desarrolladas en ambientes interiores (interior de una vivienda, centro escolar o centro sanitario, por ejemplo), se considera que cuando  $L_{dn}$  es igual a 45 dBA estamos en el valor límite de interferencia. En ambientes exteriores, ese valor límite se establece en 55 dBA. En un sentido muy similar, la Organización Mundial de la Salud (OMS) considera aceptables los valores del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  por debajo de 50 dBA ó 55 dBA (durante el día) y por debajo de 45 dBA (durante la noche). Evidentemente, la situación existente en la actualidad en la mayoría de las zonas urbanas en los países de nuestro entorno está muy lejos de satisfacer estas exigencias, que deberían considerarse de hecho como objetivos a alcanzar a largo plazo y no como valores límite significativos de los niveles de ruido exigibles aquí y ahora.

En cualquier caso, estas orientaciones específicas están siendo integradas cada vez más en las diferentes leyes y normativas destinadas a controlar el ruido ambiental. En particular, muchos países europeos han desarrollado regulaciones o recomendaciones sobre el ruido ambiental en las que los límites de inmisión en los ambientes sensibles son muy similares a los valores antes mencionados. Éste es el caso, entre otros muchos ejemplos, de la Norma Básica de la Edificación de nuestro país, publicada originalmente en el año 1981 y revisada en 1988. Por lo que respecta a los edificios residenciales, la citada norma establece que los valores del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medidos en las salas de estar de una vivienda no deberían exceder los 45 dBA durante el día (entre las 8.00 h y las 22.00 h) o 40 dBA durante la noche (entre las 22.00 h y las 8.00 h). Los valores del nivel sonoro equivalente medidos en los dormitorios de una vivienda se establecen en 40 dBA y 30 dBA, respectivamente (Ministerio, 1988).

#### **4.7.2. Regulaciones sobre el ruido en Europa**

En mayor o menor grado, todos los países europeos han promulgado diferentes regulaciones, normativas o recomendaciones con el fin de proteger a su población contra la inmisión del ruido procedente de las industrias o comercios. La normativa ISO 1996/2-1987 se aplica en casi todos los países. De acuerdo con esta normativa, los correspondientes niveles sonoros de referencia se calculan a partir de los niveles sonoros continuos equivalentes  $L_{eq}$  con algunos ajustes adicionales para tener en cuenta la presencia de tonos puros o ruidos impulsivos. Algunos países utilizan otros ajustes además de los indicados, por ejemplo, para evaluar las inmisiones producidas durante los periodos de descanso o para dar cuenta del impacto de ciertas fuentes de ruido singulares. A pesar del acuerdo general existente en las bases de los procedimientos de evaluación, existen grandes diferencias en los respectivos detalles. La existencia de estas diferencias hacen sumamente difícil los intentos de normalización de las regulaciones sobre el ruido existentes hoy en día en los diferentes países europeos (Gottlob, 1996) (European Commission, 1997).

La Unión Europea ha abordado la lucha contra la contaminación acústica mediante la promulgación de Directivas comunitarias enfocadas a la reducción de las emisiones sonoras por parte de vehículos, aviones, máquinas y equipos, así como relacionadas con el ruido laboral (86/188/CEE) y el ruido provocado por diferentes aparatos domésticos (85/598/CEE). En este mismo sentido, los diferentes Estados miembro han promulgado también un gran número de regulaciones complementarias a éstas, junto con otras medidas destinadas a reducir el impacto del ruido sobre los ciudadanos (Sanz, 1995).

En particular, la legislación original de la Comunidad Europea en la que se regula la emisión de ruido por parte de los automóviles, camiones y autobuses fue adoptada por primera vez en el año 1970 (Directiva 70/157/EEC) y desde entonces ha sido modificada en nueve ocasiones. El establecimiento de valores límite para la emisión de ruido por parte de las motocicletas ha estado en vigor desde el año 1978 (Directiva 78/1015/EEC). En general, los límites de emisión de ruido establecidos para todos los vehículos a motor se han reducido considerablemente en el curso de estos últimos años. Concretamente, para los automóviles de turismo, los límites de emisión han sido 82 dBA (1972), 80 dBA (1982), 77 dBA (1989) y 74 dBA (1996). Para los vehículos dedicados al transporte de pasajeros (autobuses), los límites de emisión han sido 89 dBA (1972), 82 dBA (1982), 80 dBA (1989) y 78 dBA (1996). Nos parece oportuno llamar la atención sobre el

hecho de que los autobuses actuales son hoy bastante más silenciosos de lo que lo eran los automóviles construidos en la década de los setenta. Para las motocicletas con una cilindrada inferior a los 80 cm<sup>3</sup>, los límites de emisión han sido 78 dBA (1980), 77 dBA (1989) y 75 dBA (1996). Para las motocicletas con cilindradas superiores a los 175 cm<sup>3</sup>, estos límites han sido 83-86 dBA (1980), 82 dBA (1989) y 80 dBA (1996). A medida que los límites de emisión globales han ido disminuyendo, la importancia del ruido producido por la interacción entre los neumáticos y la calzada ha ido aumentando y con los límites establecidos en la actualidad la contribución de esta fuente de ruido en particular es prioritaria para velocidades por encima de los 50 km/h. Por lo tanto, si no se realiza una actuación adecuada para reducir el ruido producido por la rodadura de los neumáticos sobre la calzada, cualquier disminución adicional de los límites globales de emisión de ruido de los vehículos a motor vigentes en la actualidad será del todo irrelevante (European Commission, 1997).

Por su parte, el gobierno de los Estados Unidos ha regulado el ruido producido por los vehículos de carga medios y pesados, así como el originado por los distintos tipos de motocicletas. Los límites de emisión concernientes a los vehículos de turismo, autobuses y otros vehículos ligeros han sido regulados por algunos estados y jurisdicciones locales (Hickling, 1998).

Por lo que se refiere a las regulaciones del transporte aéreo en la Unión Europea, habría que mencionar que la Directiva 92/14/EEC, que entró en vigor en abril de 1995, es la última de una larga serie de medidas legislativas promulgadas desde el año 1979 (Directivas 80/51/EEC y 89/629/EEC) con el objetivo de limitar el impacto del ruido de aviones sobre los ciudadanos. Al igual que sucede en otras legislaciones análogas existentes en muchos otros países (la mayoría de los países no pertenecientes a la Unión Europea, Japón, Australia, Nueva Zelanda y los Estados Unidos), estas Directivas utilizan los estándares de la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO). Los valores límite establecidos para los diferentes tipos de aviones durante las operaciones de despegue y aterrizaje vienen generalmente especificados en términos del denominado Nivel de Ruido Efectivo Percibido (EPNL) y depende del peso de la correspondiente aeronave y del número de motores. De acuerdo con esta legislación, los modelos de aviones a reacción más antiguos y ruidosos (lo que se conoce como primera generación) han sido excluidos de la mayoría de los aeropuertos desde hace ya algunos años. Los modelos de aviones más pesados, con más de 25 años de antigüedad, han sido prohibidos (con algunas excepciones) en todos los aeropuertos de la Unión Europea desde abril de 1995. Desde abril de 2002, únicamente se permitirá utilizar los aeropuertos de la Unión Europea a los aviones de la llamada tercera generación (mucho más silenciosos que los modelos antiguos). Se espera que estas medidas produzcan una reducción muy sustancial en el número de personas expuestas a niveles de ruido de aviones por encima de los 55 dBA (European Commission, 1996).

Como ya hemos indicado, la Unión Europea ha dedicado también mucha atención al control del ruido producido por los diferentes tipos de maquinaria y equipos utilizados en las obras públicas y la construcción. La estructura de estas directivas es muy similar, facultando a los Estados miembro a otorgar una certificación de aprobación CE a aquellas máquinas que no superen unos determinados niveles de potencia acústica de ruido aéreo emitido al medio ambiente, medidos de acuerdo con unos protocolos específicos.

Sin embargo, todas las directivas existentes hasta fecha muy reciente se refieren sólo a un número muy pequeño de equipos y maquinaria utilizados en las actividades antes citadas. En los últimos años ha habido muchas demandas de los Estados miembro para extender la actual legislación a otros muchos productos y asegurar que las legislaciones nacionales vigentes no perturben los intercambios comerciales entre los diferentes países, ajustándolas a las exigencias propias de un mercado único. En febrero de 1998, la Comisión Europea elevó una propuesta al Parlamento y Consejo Europeo para impulsar una aproximación entre las legislaciones vigentes en este sentido en todos los Estados miembro, con el fin de simplificar la actual legislación, contribuir a mejorar el funcionamiento del mercado interno y proteger la salud y bienestar de los ciudadanos reduciendo sus niveles de exposición general al ruido. En la propuesta se incluyen un total de 55 tipos diferentes de maquinaria y equipos (maquinaria de construcción, equipos de jardinería, vehículos especiales, etc.), todos los cuales deberán ir etiquetados en el futuro con los pertinentes niveles de emisión sonora garantizados (Irmer, 1999).

En cualquier caso, al margen de la Directiva 89/686/CEE, que se ocupa específicamente de la protección de los trabajadores contra los riesgos que entraña el ruido laboral para su salud y seguridad, la iniciativa legislativa más importante de la Unión Europea en materia de contaminación acústica es la Directiva 2002/49/CE, sobre evaluación y gestión del ruido ambiental, que marca una nueva orientación respecto de las actuaciones normativas previas de la Unión Europea en materia de ruido. Como ya hemos indicado, hasta esa fecha, la reglamentación se había centrado en las fuentes del ruido. Las medidas tendentes a reducir el ruido en origen han venido dando sus frutos, pero los datos obtenidos recientemente demuestran que, pese a las constantes mejoras en los procesos de fabricación de vehículos y equipos, el resultado beneficioso de estas medidas sobre la contaminación sonora en su conjunto se ha visto disminuido por la combinación de otros factores que hasta ahora no han sido atajados.

Básicamente, la Directiva sobre Ruido Ambiental 2002/49/CE se fija los objetivos principales siguientes: a) determinar la exposición al ruido ambiental, mediante la elaboración de mapas de ruidos según métodos de evaluación comunes a los Estados miembro, b) poner a disposición de la población la información sobre el ruido ambiental y sus efectos, y c) adoptar planes de acción por parte de los Estados miembro tomando como base los resultados de los mapas de ruidos de las grandes aglomeraciones urbanas, aeropuertos, y vías principales de tráfico rodado y ferroviario, con vistas a prevenir y reducir el ruido ambiental siempre que sea necesario y, en particular, cuando los niveles de exposición sonora puedan tener efectos perjudiciales sobre la salud o el bienestar de las personas, y a mantener la calidad del entorno acústico cuando ésta sea satisfactoria (Directiva 2002/49/CE, 2002).

#### **4.7.3. Regulaciones sobre el ruido en España**

El estudio de la legislación sobre la contaminación acústica en España es un tema muy arduo, con múltiples implicaciones, más propio de los juristas en general que de los especialistas en este tema. Analizar con detenimiento las raíces de esta cuestión nos llevaría a, por ejemplo, hasta los Reales Decretos de 1813, 1823, 1835 y 1843, en los que se van perfilando las competencias de los Ayuntamientos en materias de salubridad, orden público y celebración de actividades de todo tipo que, de una forma u otra, pueden estar relacionadas con el tema que ahora nos ocupa. No hace falta

decir que, en aquellos años, cualquier mención al ruido ambiental o al medio ambiente en general, tal como los concebimos en la actualidad, brilla por su ausencia.

Dos referencias mucho más cercanas a nuestra realidad actual son el Decreto 2414/1961, por el que se aprueba el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas, y el Decreto 2107/1968, que regula el régimen de poblaciones con un elevado nivel de contaminación atmosférica o perturbaciones por ruido y vibraciones. El Reglamento mencionado faculta a los Ayuntamientos para señalar el emplazamiento adecuado para la ubicación de las actividades que presenten dicha calificación (industrias o actividades), evitando su proximidad a las zonas residenciales, utilizando como mecanismo para ese fin la concesión de las correspondientes licencias municipales. Concretamente, los Ayuntamientos pueden exigir que el ruido producido por la actividad en cuestión no provoque un aumento sensible de los niveles sonoros existentes previamente en la zona considerada. Como es natural, las tareas de control municipal no finalizan necesariamente con la concesión de una licencia, sino que dicha concesión puede ir seguida por una inspección rigurosa de apertura y cuantas inspecciones ulteriores se consideren necesarias con el fin de asegurar que las condiciones iniciales no varían con el tiempo. Las competencias que en este Reglamento se atribuían a la Administración de Estado, tales como informar los expedientes de solicitud de licencia de instalación de actividades y la imposición de sanciones graves y muy graves, fueron transferidas con posterioridad a las Comunidades Autónomas. En cualquier caso, y a lo largo de muchos años, las dos referencias legislativas mencionadas anteriormente, acompañadas por la Ley 38/1972 de Protección del Ambiente Atmosférico (considerada en un sentido amplio), enmarcaron las escasas iniciativas tomadas por nuestra administración para controlar la contaminación sonora en nuestro país (Valer et al., 1987) (Sanz, 1995).

En este sentido, el reconocimiento en el artículo 45 de nuestra actual Constitución (1978) del derecho de todos a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, la imposición del correlativo deber de conservarlo, y el establecimiento del mandato a los poderes públicos de velar por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la solidaridad colectiva, impone en nuestro ordenamiento jurídico una suerte de consecuencias de considerable trascendencia. La mejor prueba de ello es la reciente proliferación de recursos a la vía judicial para resolver problemas que, por un motivo u otro, las correspondientes administraciones no han sido capaces de solucionar (Valer et al., 1987).

A lo largo de la década de los ochenta, se promulgan diferentes leyes y decretos en los que se alude, de forma casi anecdótica, al tema del ruido. Por ejemplo, en la Ley 14/1986 General de Sanidad se delimitan las competencias de las distintas Administraciones en ese ámbito de actuación, estableciendo que los Ayuntamientos son los responsables del control sanitario de industrias y ruidos. El Decreto 2816/82 sobre espectáculos públicos y actividades de ocio regula, entre otras, la policía de estas actividades en lo que se refiere al ruido. La Ley 22/1988 de Costas prohíbe la publicidad por medios acústicos en la zona de servidumbre de protección. La Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, tipifica como infracción administrativa la emisión de ruidos que perturben la tranquilidad de las especies en espacios naturales protegidos (Sanz, 1995).

Dentro de este apartado es obligado dedicar una mención especial a la Norma Básica de la Edificación sobre condiciones acústicas de los edificios (NBE-CA). Esta Norma Básica cubrió un vacío legal importante en la edificación, y, en principio, contribuyó a garantizar un mínimo de habitabilidad acústica en los edificios. El texto de la Norma Básica de la Edificación viene recogido en el Real Decreto 1909/81, aunque ha sufrido varias modificaciones posteriores, la más importante de ellas en el año 1988 (Norma Básica, 1988). En la actualidad está elaborándose el Código Técnico de la Edificación que integrará en su contenido la reglamentación acústica de aplicación en los edificios, dentro del Documento Básico "DB-HR Protección frente al Ruido" que substituirá a la Norma Básica.

A finales de la década de los ochenta, existía en nuestro país un proyecto de Ley General sobre el ruido que recogía la postura tradicional en nuestro sistema jurídico, asignando a las Corporaciones Locales la responsabilidad de asegurar un medio ambiente libre de ruidos y vibraciones que supongan peligro, molestia o riesgo para la salud y bienestar de las personas o una degradación de la calidad de vida, mediante el instrumento de las Ordenanzas Municipales. Según este anteproyecto, al Estado le correspondería establecer las normas mínimas del clima acústico para cada zona tipificada, los niveles máximos tolerables de emisión de ruidos y vibraciones para las fuentes que estime oportuno, así como las normas unificadas para la correspondiente medición.

En ausencia de este marco superior, varias Comunidades Autónomas de nuestro país, en uso de sus competencias en materia de protección del medio ambiente, elaboraron en los años ochenta diferentes legislaciones sobre el ruido ambiental y las herramientas para controlarlo. Entre estas disposiciones, podemos citar a título de ejemplos, las promulgadas en el País Vasco (Decreto 171/1985), en el Principado de Asturias (Decreto 99/1985) y en la Comunidad Foral de Navarra (Decreto 48/1987). Por lo que se refiere a la Comunidad Valenciana, podemos recordar también que en aquellos años se promulgó la Ley 2/1989, de Impacto Ambiental, y la Ley 3/1989, de Actividades Calificadas.

Superando felizmente la situación existente con anterioridad, en la que las lagunas en este sentido eran muy abundantes, muchas administraciones públicas de España (Comunidades Autónomas y Ayuntamientos) han aprobado durante los últimos quince años legislaciones destinadas a controlar la contaminación acústica y las vibraciones en sus correspondientes ámbitos de actuación. Sin embargo, en no pocos casos, dichas normativas se han elaborado sin llevar a cabo un estudio previo de esta cuestión y de sus implicaciones, lo cual se ha traducido en ocasiones en importantes deficiencias por lo que se refiere a las definiciones, índices de evaluación, requisitos de los dispositivos de medida y métodos de medida, por lo que pueden carecer del rigor necesario en cualquier normativa de claro contenido técnico. Por ejemplo, en un análisis comparativo realizado recientemente de cinco legislaciones autonómicas (Madrid, Cataluña, Navarra, Andalucía, y Castilla y León) y dos ordenanzas municipales (Madrid y Barcelona), se ha podido observar que para la valoración de niveles sonoros todas esas legislaciones establecen la utilización del nivel sonoro continuo equivalente con ponderación A,  $L_{Aeq}$ , con dos excepciones (las comunidades de Andalucía y Castilla y León) que se decantan por usar con ese fin el nivel sonoro máximo  $L_{max}$ , una opción que puede plantear algunos problemas. Las diferencias entre las mencionadas legislaciones se pone de manifiesto también en lo que se refiere a los tiempos de medida, la corrección por tonos puros, la corrección por la presencia de ruidos impulsivos, o incluso la definición de lo que se entiende por periodo diurno y periodo nocturno. En cambio, sí que existe acuerdo entre las diferentes administraciones en el establecimiento de los valores límite de niveles sonoros en las diferentes dependencias del interior de las viviendas, que se establecen en 35 dBA durante el día y 30 dBA



durante la noche, en los dormitorios y salas de estar, y en 40 dBA durante el día y 35 dBA durante la noche, en las cocinas, pasillos y baños (Arana et al., 2001).

Tras años de espera, en el año 2003 se produjo un avance trascendental en el desarrollo legislativo de nuestro país en materia de contaminación sonora. En noviembre de dicho año tuvo lugar finalmente la aprobación de la Ley 37/2003 del Ruido. En esencia, esta ley es una transposición al ordenamiento jurídico español de la Directiva Europea sobre Ruido Ambiental 2002/49/CE, adecuándola a nuestra situación concreta. Dada la indudable importancia de este texto legislativo (pendiente aún del oportuno desarrollo reglamentario) y su repercusión sobre todas las iniciativas y actividades relacionadas con el tema de la contaminación sonora, en sus diferentes niveles políticos, administrativos y técnicos, nos ha parecido oportuno reproducir su texto íntegro en el Apéndice 10 de este libro, con el fin de facilitar su conocimiento por parte de todos los lectores (Ley del Ruido, 2003).

Por el momento, bastará con manifestar que la promulgación de esta Ley representa una oportunidad única para dotar de mayor estructura y orden al panorama legislativo español en la materia de la contaminación acústica, un tema que, hasta el momento presente, había quedado prácticamente en manos de las comunidades autónomas y de los entes locales. No hay duda de que la situación actual plantea un reto muy importante para todas las partes, erizado de dificultades. En nuestra opinión, aunque se dejara a un lado la vertiente administrativa o política de este tema, sería muy deseable que existiera un mayor nivel de unificación en los aspectos técnicos de todas estas normativas en lo que se refiere a la realización de medidas y criterios de valoración, remitiéndose siempre a las normas y usos aceptados internacionalmente en este sentido. Sólo de esta forma será posible llevar a cabo la comparación objetiva de los resultados y conclusiones obtenidos en cada caso por parte de los responsables de los correspondientes programas de control y seguimiento de las diferentes normativas regionales o locales. El sentido común nos induce a pensar, al menos, que la entrada en vigor de la Ley de Ruido contribuirá a corregir la confusa situación que existe actualmente en este sentido.

#### **4.8. Instrumentos económicos**

La legislación promulgada para controlar la contaminación acústica ha conducido, en muchos países, a desarrollar un extenso abanico de leyes y normativas. De todo ello nos hemos ocupado ya en los apartados anteriores. Los contenidos de estas regulaciones implican muchos factores económicos y sociales y las administraciones que las promueven (cualquiera que sea su nivel) tienen que ser muy conscientes de sus consecuencias. En el presente apartado pretendemos examinar los diferentes instrumentos económicos que se pueden utilizar para luchar contra el ruido ambiental. En este sentido, la posibilidad más inmediata y más utilizada es la aplicación de gravámenes o tasas económicas, aunque existen otras muchas iniciativas diferentes a ésta, tales como las compensaciones por los daños ocasionados por el ruido o los incentivos destinados a promocionar la fabricación de productos o equipos más silenciosos (Barde, 1991).

##### **4.8.1. Impuestos o gravámenes**

En términos estrictamente económicos, el ruido ambiental produce siempre un coste social no compensado. Algunos especialistas han sugerido en ocasiones que si la exposición de una persona a un deter-

minado ruido tuviera un precio, a pagar por el agente responsable de la actividad que origina dicho ruido, los mecanismos del mercado reflejarían el coste económico de ese ruido. La asignación de un precio a un ruido induciría a los productores de ruido a reducir la emisión del mismo, en un esfuerzo por eludir el pago de las cargas monetarias que entrañaría esa acción (Alexandre et al., 1987).

En general, los impuestos o gravámenes por ruido se pueden definir como el pago que se debería realizar a la autoridad competente por cada "unidad de ruido" emitido al medio ambiente que excediera un determinado nivel (el valor de dicho nivel debería establecerse claramente en una regulación legal). En consecuencia, el establecimiento de tales cargas económicas (a modo de impuesto) equivale en realidad a poner un precio al ruido. La efectividad de este instrumento económico en la lucha contra la contaminación sonora depende de que los correspondientes mercados funcionen de forma tal que la respuesta de los productores del ruido en cuestión reaccionen de la forma esperada (Alexandre et al., 1987).

Como es natural, el objetivo fundamental de las citadas cargas económicas es inducir a los productores de ruido a recortar en lo posible su emisión con el fin de reducir al máximo la cuantía de dichas cargas. Por otra parte, los recursos recaudados de este modo pueden ser redistribuidos para satisfacer necesidades de control del ruido. Esta función distributiva puede tomar varias formas, entre las que podemos mencionar la financiación parcial o total de las iniciativas destinadas a combatir el ruido ambiental, la contribución o ayuda a las inversiones que realice el responsable de la producción de ruido con el fin de reducirlo, o el pago de algunas compensaciones económicas a las personas afectadas. La introducción de gravámenes económicos puede actuar también como un estímulo para el progreso técnico, ayudando al desarrollo de productos más y más silenciosos.

Cabe señalar que las penalizaciones monetarias no son precisamente una estrategia novedosa en el control de la contaminación ambiental. De hecho, este tipo de estrategias ha estado funcionando desde hace bastante tiempo en muchos países para el control de la contaminación de las aguas y los residuos sólidos. En nuestro caso, para que estas iniciativas sean efectivas, las sanciones asociadas a las mismas deberían estar relacionadas tanto como sea posible con la emisión del ruido objeto de consideración y con el impacto que esa emisión produce sobre una determinada comunidad. La experiencia existente hasta ahora ha demostrado que el establecimiento de penalizaciones monetarias y los controles directos del ruido no son incompatibles entre sí, sino que ambas estrategias pueden utilizarse conjuntamente como instrumentos complementarios de la lucha contra el ruido.

En ocasiones se ha discutido que el establecimiento de una penalización económica es en realidad sólo una forma de pagar por el derecho a contaminar y que el exceso de ruido ambiental debería prohibirse sin más, en lugar de intentar reducirlo por medios económicos. Este argumento tiene pleno sentido si las cargas en cuestión son demasiado bajas, hasta el punto de que el responsable de la emisión de ruido encuentra más barato satisfacer las correspondientes multas que esforzarse en reducir los niveles de ruido que produce. Como es natural, si las cargas en cuestión se establecen a un nivel suficientemente elevado como para actuar como incentivo en la reducción del ruido, el mencionado problema desaparece.

Otro argumento importante contra la fijación de cargas económicas se basa en que su efectividad para reducir los niveles de ruido bajo consideración es siempre incierta, en tanto que las correspondientes regulaciones suelen establecer un límite muy preciso. En relación con este argumento,

deberíamos tener presente que una buena parte de la incertidumbre asociada con el establecimiento de cargas económicas podría desaparecer si dichas cargas fueran lo bastante altas como para asegurar el cumplimiento de los objetivos deseados. Por otro lado, el establecimiento de tales gravámenes económicos puede combinarse con algunas normativas específicas, de forma tal que las correspondientes sanciones (en el caso de que se produzcan) proporcionen los recursos financieros necesarios para alcanzar los objetivos marcados en dichas normativas (Alexander et al., 1987).

Un campo en el que estas cargas económicas han sido muy aplicadas en estos últimos años es el del control del ruido de aviones. La filosofía básica de esta estrategia consiste en que las compañías aéreas paguen un gravamen proporcional al ruido que generan. La carga por el ruido se aplica por parte de las autoridades aeroportuarias como un pago adicional a las tasas por la utilización del aeropuerto en cuestión. En este sentido, las cargas por ruido representan un complemento de las normativas internacionales actualmente vigentes y de las estrategias usuales para controlar localmente el ruido producido por los aviones (tales como la regulación de las operaciones de aterrizaje y despegue, o las restricciones en el uso de los aeropuertos, entre otras). Las cargas para el ruido de los aviones tienen tres funciones principales: presionar a las compañías aéreas para que reemplacen los modelos más ruidosos de aeronaves (o asignen estos modelos a las operaciones destinadas a los aeropuertos en los que dichas cargas no existan), estimular a los fabricantes de aviones para que fabriquen aparatos cada vez más silenciosos, y contribuir a la financiación de edificios a prueba de ruidos, al realojamiento de las personas más afectadas por el ruido de aviones u otras medidas varias programadas para proteger a los residentes más próximos al aeropuerto del ruido excesivo (Burguess, 1992).

Los grandes aeropuertos europeos han ocupado un papel pionero en el establecimiento de cargas económicas sobre el ruido como una estrategia válida para controlar el ruido producido por los aviones. La aplicación de multas o sanciones relacionadas con el ruido de los aviones se introdujo en Europa en fechas tan tempranas como la década de los años setenta, y desde entonces no ha hecho más que crecer. En una encuesta relativamente reciente realizada entre 99 aeropuertos europeos, se constató que en 29 de ellos se aplicaban las citadas cargas económicas y que otros 27 estaban considerando su aplicación en un próximo futuro (European Commission, 1997). En Francia, esta estrategia se aplicó en un principio únicamente a los aeropuertos de Orly y Charles de Gaulle (París), aunque a partir de 1983 se ha aplicado a todos los aeropuertos de este país. En este caso, las cargas usuales por aterrizaje que se aplican a todos los aviones que utilizan un aeropuerto determinado se reducían o incrementaban en función de los correspondientes niveles de emisión de ruido. Los fondos creados por esta estrategia se destinaban a financiar una serie de medidas de control del ruido, tales como la mejora en el aislamiento acústico de los edificios afectados, o se utilizaban en adquirir y demoler las viviendas situadas en las zonas más expuestas al ruido de los aviones. En algunos otros países, como Alemania o el Reino Unido, se aplica una reducción en la tasa establecida por el aterrizaje en los aeropuertos comerciales para todos aquellos aviones que cumplan las exigencias establecidas al respecto por la Organización Internacional de Aviación Civil (ICAO). Como es natural, a medida que aumenta el número de aeropuertos que aplican algún tipo de cargas económicas para limitar las emisiones de ruido por parte de los aviones, se incrementa el interés de las compañías aéreas y los fabricantes de aeronaves por satisfacer estas demandas.

La aplicación de una estrategia similar a la descrita anteriormente a los vehículos automóviles plantea bastantes problemas. En primer lugar, no está del todo claro si el pago de las correspondientes cargas econó-

micas (una especie de multas) deberían hacerlo los fabricantes de los vehículos o sus propietarios. En el primer caso, la iniciativa serviría para estimular el diseño de vehículos más silenciosos y la aplicación de las oportunas cargas económicas no plantearía demasiados problemas, dado que los sujetos responsables serían fácilmente identificados y controlados). La principal desventaja de esta estrategia es que la emisión de ruido por parte de estos vehículos no sólo depende de la potencia sonora de los vehículos en cuestión sino también de la forma en que un usuario dado los conduce. En otras palabras, un vehículo nominalmente silencioso puede producir un elevado impacto sonoro cuando es conducido de forma inadecuada (por ejemplo, en una zona residencial tranquila durante la noche). Sin embargo, la imposición de cargas económicas a cada conductor o propietario individual está absolutamente fuera de lugar.

Obsérvese que el establecimiento de una tasa económica por el ruido producido por los automóviles (por ejemplo, con una periodicidad anual) podría contribuir a que estos vehículos estuvieran adecuadamente mantenidos. Esta posibilidad podría combinarse con una escala variable a aplicar a los vehículos nuevos, penalizando los modelos más ruidosos. Esta estrategia beneficiaría tanto a los fabricantes como a los propietarios de vehículos, dado que los fabricantes estarían estimulados en diseñar y fabricar vehículos cada vez más silenciosos (puesto que esta política produciría un incremento en sus ventas) y los propietarios preferirían adquirir los modelos más silenciosos (puesto que las correspondientes tasas a pagar serían más bajas).

Se han ideado varias formas de aplicación de estas cargas económicas. Un método particularmente simple podría estar basado en definir para cada categoría de vehículos un cierto valor umbral, por debajo del cual los vehículos no estarían gravados con ninguna carga económica, en tanto que por cada decibelio que excediera a dicho valor umbral se establecería el pago de una cierta cantidad, de acuerdo con una escala preestablecida (con carácter lineal o exponencial). El establecimiento de un gravamen o impuesto al combustible que consumen los diferentes tipos de automóviles está en vigor en Holanda desde el año 1980 y desde entonces ha contribuido a financiar los programas de lucha contra la contaminación acústica en ese país. Cabe señalar que esta estrategia particular constituye una aproximación al problema diferente a las anteriormente expuestas, dado que se basa en la utilización real de este tipo de vehículos y no está relacionada necesariamente con su emisión de ruido.

En cualquier caso, la experiencia con que se cuenta en la actualidad sobre el establecimiento de cargas o tasas económicas a los automóviles es bastante más limitada que la que se refiere a los aviones. Las dificultades prácticas que presenta el diseño y la aplicación de estos esquemas, así como las evidentes dificultades políticas que podrían suponer este tipo de iniciativas (probablemente no bien aceptadas por los ciudadanos), han dificultado mucho, por el momento, su aplicación práctica (Alexandre et al., 1987).

#### **4.8.2. Otras estrategias económicas**

Como medida complementaria de las regulaciones y cargas económicas sobre la emisión de ruido, algunos países han establecido también una amplia variedad de incentivos y medidas económicas, relacionados con aspectos tan diversos como la promoción de productos silenciosos (vehículos de todo tipo, equipos industriales, maquinaria de obras públicas y construcción, dispositivos o productos para el hogar, etc.), la ayuda económica a la investigación rela-

cionada con la lucha contra el ruido (dirigida a los fabricantes de tales equipos o productos, empresas de consultoría, laboratorios universitarios, etc.), o el establecimiento de compensaciones económicas para las personas que se ven especialmente afectadas por el ruido (Alexandre et al., 1987).

Las restricciones en la utilización de vehículos particularmente ruidosos a ciertas horas del día y en ciertas zonas urbanas han sido puestas en vigor en diferentes países. Sin embargo, cuando se establecen algunas excepciones a estas restricciones de uso para los vehículos muy silenciosos, las regulaciones tienen un efecto similar al que tendrían los incentivos económicos, dado que dichas medidas estimulan la fabricación y la compra de vehículos silenciosos.

Otra modalidad de incentivo económico son las ayudas financieras que las administraciones públicas pueden ofrecer a los centros de investigación aplicados interesados en desarrollar equipos silenciosos. Hace ya algunos años, la Agencia del Medio Ambiente de Alemania subvencionó un ambicioso programa de investigación orientado a fabricar prototipos de vehículos industriales con bajos niveles de emisión de ruido. Este programa permitió desarrollar algunos vehículos particularmente silenciosos (tales como un automóvil de turismo que emitía 73 dBA o un vehículo de carga pesado que emitía 77 dBA). Una posibilidad alternativa podría estar basada en la asignación de subsidios que estimulen la adquisición de vehículos silenciosos (especialmente autobuses y camiones). Esta última estrategia se ha utilizado en Holanda desde la década de los años ochenta (Favre et al., 1987).

La compensación por ruido se suele definir como un pago (en metálico, en mercancías o en servicios) establecido para indemnizar a una persona dada por el daño que le produce la exposición a un cierto ruido. En un sentido amplio, la compensación por ruido puede ser considerada como un incentivo económico: si los agentes relacionados con la producción de ruido (tales como la administración de carreteras y autopistas, autoridades aeroportuarias, etc.) saben que pueden ser obligadas a pagar este tipo de compensaciones, actuarán de forma tal que la cuantía de tales pagos sea la menor posible, bien a costa de no producir en esas actividades unos niveles de ruido que puedan generar algunas demandas de compensaciones por parte de las personas afectadas, o mediante la inclusión de los costes de dichas compensaciones en sus cálculos globales de inversión.

La necesidad de establecer una compensación por el impacto del ruido puede ser especialmente importante en las zonas habitadas existentes en las cercanías de un gran aeropuerto o en el entorno de una autopista muy transitada. En las situaciones en las que no es posible encontrar una solución satisfactoria al problema, la única posibilidad puede ser el establecimiento de algún tipo de compensación económica a las personas afectadas. Como es natural, la prioridad debería corresponder a las medidas de prevención. Las compensaciones económicas deberían ser siempre el último recurso a aplicar, cuando todas las otras posibilidades se demuestren inviables.

Algunos países (como Francia, Alemania, el Reino Unido, Holanda, Japón, etc.) han adoptado ciertas medidas especiales en sus legislaciones para hacer posible este tipo de compensaciones económicas, que generalmente se traducen en subvencionar la aplicación de las nece-

sarias medidas de aislamiento acústico en las propiedades afectadas. Por ejemplo, entre 1974 y 1979, la ciudad de Munich (Alemania) gastó unos 20 millones de marcos en aislar acústicamente numerosos edificios de viviendas para protegerlos del ruido de tráfico. Este coste representó solamente el 50% del coste total de los trabajos; el 50% restante corrió a cargo de los propietarios de tales viviendas. Desde el año 1972, los responsables del aeropuerto de Heathrow (Londres) se hicieron cargo del pago del 100% de los costes del aislamiento acústico de las viviendas situadas en la zona en la que los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  superaban los 77 dBA. Los gravámenes económicos relacionados con el ruido producido por los aviones en el aeropuerto de Schiphol (Amsterdam) fueron utilizados para financiar sistemas de aislamiento acústico en las viviendas más afectadas por dicho impacto (Alexandre et al., 1987).

## Apéndice 1

### Medidas de ruido en la ciudad de Valencia

#### A1.1. Las primeras medidas de ruido

En particular, tras algunas medidas preliminares sin especial significación, las medidas que constituyeron la base del primer mapa sonoro de la ciudad de Valencia fueron realizadas por el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia entre junio de 1979 y julio de 1981. En este trabajo se consideraron un total de 380 puntos de medida diferentes, distribuidos según los vértices de una retícula cuadrada prácticamente regular (a razón de un punto cada 200-300 metros) que cubría toda la zona urbana consolidada de esta ciudad, con una superficie aproximada de 25 km<sup>2</sup>. Aún cuando la extensión del término municipal es considerablemente mayor, habría que señalar que la superficie cubierta por estas medidas incluía la práctica totalidad del área propiamente urbana y se puede estimar que en ella vivía más del 90% de los habitantes de la ciudad. Las correspondientes medidas se llevaron a cabo en días laborables (de lunes a viernes), en cuatro intervalos horarios diferentes (de 8.00 h a 10.00 h, de 12.00 h a 14.00 h, de 16.00 h a 18.00 h y de 20.00 h a 22.00 h). Como dato anecdótico, habría que recordar que los instrumentos de que disponíamos en aquellos tiempos para realizar estas medidas eran muy modestos y consistían básicamente en sonómetros de precisión Brüel & Kjaer tipos 2206 y 2215. Estos instrumentos se colocaban siempre a una altura aproximada de 1'5 m sobre el nivel del suelo, en el borde de las aceras, alejado de cualquier obstáculo y dirigido hacia el centro de la calzada, formando un ángulo de 45° respecto a la horizontal. Los niveles de contaminación acústica en un determinado lugar, día y hora, se calcularon siempre en base a una serie de lecturas instantáneas de nivel sonoro tomadas a intervalos regulares de tiempo (a razón de una lectura cada 10 s) y cubriendo en todos los casos un tiempo total de medida de 20 min. Los valores de los índices percentiles más significativos (L1, L10, L50, L90 y L99) y del nivel sonoro continuo equivalente ( $L_{eq}$ ) se calcularon con posterioridad a partir de los niveles sonoros instantáneos que habían sido anotados manualmente durante la realización de las medidas. Tal vez sea oportuno recordar que la técnica del "microsampling" (muestreo de niveles sonoros instantáneos), que constituye la base del método de evaluación aplicado en este caso, proporciona resultados cuya precisión es comparable con la de otros métodos de medida mucho más sofisticados que los utilizados en nuestro caso y que requieren la utilización de instrumentos de medida bastante más avanzados que los disponibles en aquella ocasión (García et al., 1981) (García et al., 1983).

Es importante señalar que la utilización de una retícula regular para el posicionamiento de los emplazamientos de medida en toda la ciudad garantiza estadísticamente que en esos puntos estén representados tanto los enclaves particularmente tranquilos como las áreas más o menos ruidosas. Por lo tanto, su valoración global permite establecer conclusiones generales válidas acerca del nivel medio del ruido ambiental que caracteriza a una ciudad. En la Figura A1.1 hemos reproducido un fragmento del mapa sonoro obtenido en estas medidas, correspondiente al centro de la ciudad de

Valencia. Los valores numéricos que aparecen en este mapa se refieren siempre al nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  expresado en dBA. En general, los niveles acústicos más altos corresponden a aquellas vías para las que el tráfico rodado (con mucho, la fuente de ruido más importante en esta ciudad) es particularmente intenso. Por supuesto, la mayor o menor anchura de las calles y la fluidez del tráfico, entre otros muchos factores, ejercen también una notable influencia sobre dichos niveles sonoros.

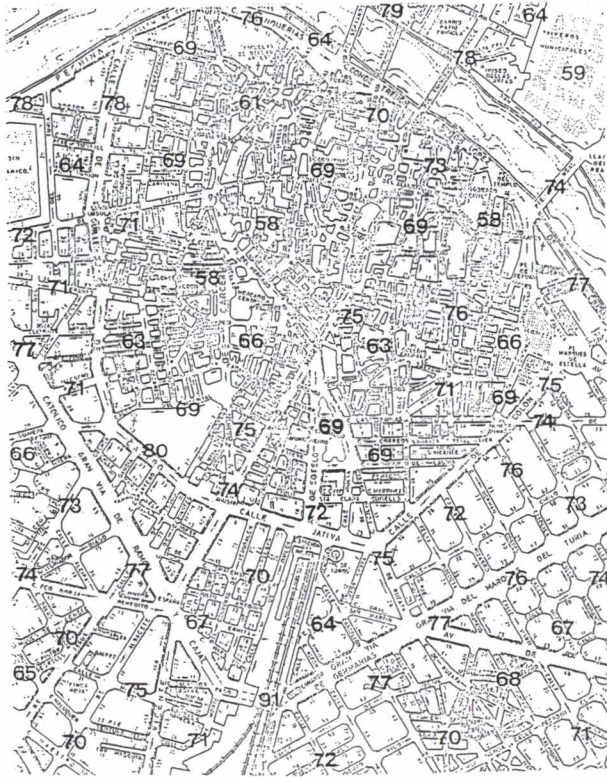


Figura A1.1. Niveles de contaminación sonora en Valencia (García, 1995).

En la zona que nos ocupa, cabría destacar los valores de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos en la ronda interior o de circunvalación, en la que cabe mencionar los correspondientes a la calle de Colón (73 dBA), Játiva (70 dBA), Guillén de Castro (75 dBA) y Blanquerías (72 dBA). En estos casos, la densidad de tráfico registrada durante la realización de las medidas alcanzó valores del orden de 2.000 ó 3.000 vehículos/hora. Por otra parte, como era de esperar, cuando la densidad de tráfico es baja (por ejemplo, en algunos enclaves recoletos de los barrios del Carmen, el Mercado o la Xerea, todos en el centro histórico de la ciudad), los valores de los niveles sonoros equivalente son muy inferiores a los indicados anteriormente (entre 50 dBA y 60 dBA).



### A1.2. Resultados más importantes de estas primeras medidas

El análisis de los resultados obtenidos en la realización del primer mapa sonoro de Valencia (1979/1981) demostró que, en general, no existían grandes diferencias entre los diferentes tramos horarios del periodo diurno considerados en las medidas. Los 380 valores del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medidos en toda la ciudad variaban entre 56'6 dBA y 80'9 dBA. Los 380 valores obtenidos se distribuyen estadísticamente en la forma siguiente:

50 < $L_{eq}$ < 55 dBA	.....	0 %
55 < $L_{eq}$ < 60 dBA	.....	2'1 %
60 < $L_{eq}$ < 65 dBA	.....	15'2 %
65 < $L_{eq}$ < 70 dBA	.....	33'0 %
70 < $L_{eq}$ < 75 dBA	.....	29'2 %
75 < $L_{eq}$ < 80 dBA	.....	19'4 %
80 < $L_{eq}$ < 85 dBA	.....	1'1 %
85 < $L_{eq}$ < 90 dBA	.....	0 %

Estos resultados indican que en más del 80% de los emplazamientos considerados en las citadas medidas (y que, desde un punto de vista estadístico representan la situación existente en toda la ciudad), los valores del nivel sonoro  $L_{eq}$  superaron los 65 dBA, lo que significa que una muy amplia mayoría de las zonas urbanas de Valencia se encuentran en un ambiente sonoro considerado generalmente como "inaceptable" para usos residenciales. El valor medio de estos niveles sonoros equivalentes diurnos fue 69'9 dBA, con una desviación típica de 6'1 dBA. En cuanto a los diferentes índices percentiles, L99, L90, L50, L10 y L1, los valores medios encontrados para toda la ciudad (un total de 380 valores) fueron 54'4, 58'4, 64'9, 72'7 y 80'6 dBA, respectivamente.

Otro resultado importante de estas primeras medidas de niveles sonoros en la ciudad de Valencia se refiere al origen de tales niveles sonoros. Aunque la contribución de muy diversas fuentes sonoras al ambiente acústico de cualquier ciudad es evidente, y nuestras observaciones de aquellos años confirmaron esta afirmación, pudimos comprobar también que el tráfico rodado era, de lejos, la principal fuente de ruido en tales zonas urbanas. La Figura A1.2 constituye una prueba contundente de esta afirmación. En esta figura se representan un total de 600 valores de los niveles sonoros continuos equivalentes  $L_{eq}$  medidos en los emplazamientos considerados en este estudio (expresados en dBA) en función de los valores de la densidad de tráfico  $Q$  medida simultáneamente (expresados en veh/h). La relación existente entre estas dos variables es evidente (véase lo que hemos indicado al respecto en el apartado 2.6). En este caso concreto dicha relación responde a la expresión siguiente:

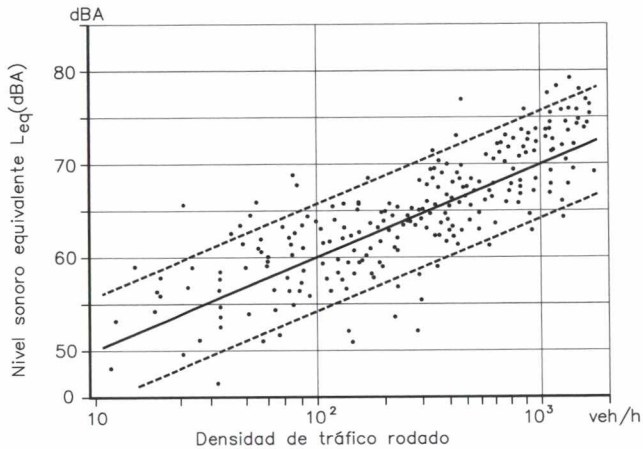
$$L_{eq} = 52'8 + 6'8 \cdot \lg Q$$

Aunque el correspondiente coeficiente de correlación no es demasiado elevado ( $r = 0'70$ ), hay que tener en cuenta que en este análisis se incluyeron todos los datos obtenidos en el mencionado estudio, independientemente de que la fuente principal de ruido fuera o no el tráfico rodado. Cuando se depuran estos datos, considerando en el análisis solamente los resultados de las medidas en las que,

según una apreciación subjetiva, el tráfico rodado es claramente la principal o única fuente de ruido presente, se obtiene la expresión siguiente:

$$L_{eq} = 45'9 + 10'0 \cdot \lg Q$$

Esta expresión ha sido obtenida en base a un total de 73 datos experimentales. Como es natural, el correspondiente coeficiente de correlación es notablemente superior al citado anteriormente ( $r = 0'86$ ).



*Apéndice A1.2. Relación entre los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  (dBA) y las densidades de tráfico rodado  $Q$  (veh/h) medidos en la ciudad de Valencia.*

### A1.3. Realización de encuestas sociales

En muchos de los estudios llevados a cabo sobre la contaminación sonora en medios urbanos de todo el mundo se ha investigado también la relación existente entre los niveles de ruido ambiental a que están sometidos los residentes de tales comunidades y los correspondientes índices de molestia que les produce la exposición a ese factor. Aunque nuestro conocimiento sobre este tema ha avanzado mucho en los años recientes, resulta difícil obtener resultados absolutamente concluyentes en este sentido, dado que en dicha respuesta intervienen actitudes y sentimientos individuales que, como es natural, no son observables directamente. Por otra parte, la exposición de una persona al ruido de tráfico (fundamentalmente) depende de factores muy diversos, tales como la distancia de su vivienda a la vía por la que discurren los vehículos, la composición del tráfico, la calidad del aislamiento acústico de la fachada de su vivienda, o la existencia de ventanas abiertas o cerradas, entre otros, cuya evaluación precisa es muy difícil en la práctica. A todas estas dificultades habría que añadir las que supone la selección de un índice físico adecuado del nivel de ruido ambiental. De hecho, hace algún tiempo se llegó a afirmar que cada nueva investigación social ha supuesto la introducción de un índice de molestia diferente a los utilizados hasta ese momento (Griffiths et al., 1968) (Jenkins et al., 1977) (Schultz, 1978).

Dentro de los trabajos realizados para obtener el primer mapa sonoro de la ciudad de Valencia, se llevaron a cabo dos encuestas sociales con el fin de conocer la respuesta de los residentes ante el ruido ambiental que perciben en sus domicilios. La primera de esas encuestas (400 cuestionarios) cubrió toda la ciudad y sus objetivos eran de índole general. La segunda de las encuestas (490 cuestionarios) se realizó en seis zonas muy diferentes de la misma, con características bien distintas. Como es usual en este tipo de investigaciones, en los correspondientes cuestionarios se incluían preguntas tales como la edad, el sexo o la profesión de las personas encuestadas. Al margen de las preguntas relacionadas directamente con el objetivo fundamental del trabajo, se incluían algunas otras sobre aspectos aparentemente triviales y no relacionados con el problema, en las que, por ejemplo, se trataba de averiguar la opinión de los encuestados sobre la calidad de los equipamientos de los barrios en que viven o sus niveles de utilización del transporte público. Los cuestionarios utilizados fueron entregados personalmente a los encuestados deseosos de colaborar en el estudio y recuperados personalmente con posterioridad para proceder a su estudio y análisis (García et al., 1981) (García et al., 1982).

No creemos necesario reproducir aquí todos los resultados encontrados en dichas encuestas. Bastará con decir, por ejemplo, que en la primera de ellas se intentó evaluar el nivel de molestia que el ruido produce en los encuestados según una escala semántica de cinco grados, utilizando los términos usuales de "mucho", "bastante", "regular", "poco" o "nada" (Schultz et al., 1978). Las respuestas a esta pregunta clave fueron las siguientes: mucho (35% de los encuestados), bastante (38%), regular (19%), poco (7%) y nada (1%). De acuerdo con estos resultados, podemos concluir que un 35% de los residentes de Valencia estaban "muy molestos" (en inglés, *highly annoyed*) por el ruido urbano. Esta encuesta reveló también que las molestias originadas por el ruido se producen tanto durante el día como durante la noche. Al considerar el carácter estacional de la molestia (invierno/verano) se llegó a la conclusión de que el nivel de molestia es mayor durante el verano (63% de los encuestados) que durante el invierno (37%), un resultado que muy probablemente esté relacionado con la existencia de ventanas abiertas en las viviendas durante el largo y cálido periodo estival en esta ciudad.

También resulta interesante recordar que un 91% de los encuestados consideraba que la fuente de ruido ambiental que produce más molestias en esta ciudad es el tráfico rodado. En orden decreciente de importancia, le siguen las obras públicas (32%), la televisión y radio (20%), los niños y vecinos (18%), las industrias (15%), las discotecas y bares (15%) y los aviones (11%), siempre en opinión de las personas encuestadas. Como no podía ser menos, en este primer estudio nos preocupamos también por obtener alguna información sobre las molestias que el ruido produce sobre el sueño de los residentes urbanos. Concretamente, ante la pregunta de si les cuesta conciliar el sueño a causa del ruido que perciben en sus hogares, un 11% de los encuestados contestó que "frecuentemente", un 64% "en ocasiones" y un 25% "nunca". Ante la pregunta de si el encuestado se despierta durante la noche a causa del ruido, un 8% contestó que "frecuentemente", un 55% "en ocasiones" y un 37% "nunca". Tal vez sea interesante señalar aquí que las personas de mayor edad (mayores de 60 años) se ven particularmente afectadas en este sentido.

El carácter preliminar de estas primeras medidas de ruido ambiental y encuestas impidieron establecer una correlación cuantitativa entre los niveles de ruido y los índices de molestia expresados por los residentes de Valencia. Sin embargo, en términos generales, era evidente que esa correla-

ción existía. Por ejemplo, los índices subjetivos de molestia que se reflejan en las encuestas correspondientes al segundo cinturón de ronda de la ciudad, cuyos niveles sonoros son muy elevados (con valores de  $L_{eq}$  diurno comprendidos entre 72 dBA y 82 dBA), son sensiblemente superiores a los valores medios que hemos citado anteriormente. Concretamente, un 43% de las personas que residen en esta zona urbana manifiestan en sus respuestas a nuestra encuesta que el ruido que perciben es muy molesto (García et al., 1981).

#### **A1.4. Otras medidas de ruido ambiental en Valencia**

Con posterioridad a la obtención del primer mapa sonoro de Valencia (1979/1981), y a la realización de las encuestas a las que se ha hecho referencia en el apartado anterior, el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia llevó a cabo otras series de medidas de contaminación acústica en esta ciudad, acompañadas en algunos casos por la realización de nuevas encuestas sociales para evaluar los efectos del ruido ambiental sobre sus residentes. Al margen de cuáles fueran los objetivos de estos nuevos trabajos, los resultados encontrados en las nuevas series de medidas nos permitieron mantener actualizada nuestra información sobre el ambiente sonoro de esta ciudad durante un dilatado periodo de tiempo y, en particular, estudiar con la necesaria objetividad un aspecto muy importante del problema, la evolución temporal de la contaminación sonora (García, 1996).

Concretamente, en 1984, es decir, unos tres años después de concluido el primer mapa sonoro de Valencia, nuestro Laboratorio llevó a cabo un estudio específico de la relación existente entre los niveles de contaminación sonora y las características del tráfico rodado en esta ciudad. Los 90 emplazamientos seleccionados en esta serie de medidas estaban distribuidos regularmente por toda la ciudad, según los vértices de una retícula regular adecuada a este trabajo. Estas medidas se realizaron en días laborables, entre las 10.00 h y las 14.00 h, utilizando un analizador estadístico de niveles sonoros BK4426 y una impresora alfa numérica BK2312. Los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados en estas medidas variaban entre 63 dBA y 81 dBA, con un valor medio de 71'3 dBA y una desviación típica de 4'3 dBA. Dichos niveles sonoros estaban comprendidos entre 60 dBA y 65 dBA en el 3% de los casos, entre 65 dBA y 70 dBA en el 38%, entre 70 dBA y 75 dBA en el 36%, entre 75 dBA y 80 dBA en el 22%, y entre 80 dBA y 85 dBA en el 1% restante (García et al., 1985).

Durante el año 1987, el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia llevó a cabo una tercera serie de medidas de ruido ambiental en esta ciudad, con el fin de realizar una investigación específica sobre los efectos del ruido ambiental sobre la salud de una muestra de residentes (concretamente, amas de casa). En esta ocasión, los emplazamientos seleccionados no se distribuyeron según una retícula regular, sino que vinieron determinados en función de la localización de las residencias de las mujeres encuestadas, seleccionadas de forma prácticamente aleatoria en toda la ciudad (familiares de estudiantes universitarios). En esta nueva investigación, se llevaron a cabo un total de 240 medidas de niveles sonoros, con una duración de 20 min, entre las 9.00 h y las 20.00 h de días laborables, un planteamiento que nos pareció adecuado para nuestros objetivos. Estas medidas fueron realizadas con un sonómetro integrador BK2221. Los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos variaban entre 53 dBA y 84 dBA, con un valor medio de 69'0 dBA y una desviación típica de 5'4 dBA. Los correspondientes valores estaban comprendidos entre 50 dBA y 55 dBA en

el 2% de los casos, entre 55 dBA y 60 dBA en el 3%, entre 60 dBA y 65 dBA en el 16%, entre 65 dBA y 70 dBA en el 41%, entre 70 dBA y 75 dBA en el 28%, entre 75 dBA y 80 dBA en el 8%, y entre 80 dBA y 85 dBA en el 2% restante (García, 1990).

Durante los meses de noviembre/diciembre del año 1989, un grupo de investigadores del Departamento de Enfermería, Medicina Preventiva y Salud Pública y del Departamento de Física Aplicada de la Universidad de Valencia llevó a cabo un estudio muy detallado de la contaminación sonora y sus efectos sobre los residentes del barrio de Natzaret de Valencia. Las medidas de niveles sonoros diurnos (mapa sonoro de dicho barrio) se llevaron a cabo con un sonómetro de precisión BK2221, en días laborables y en los periodos horarios comprendidos entre las 10.00 h y las 13.00 h y entre las 17.00 h y las 20.00 h, respectivamente. La duración de estas medidas de proyección general fue de 15 min. Las medidas se realizaron en 48 emplazamientos diferentes de dicho barrio, seleccionados mediante un sistema de cuadrícula regular a razón de un punto cada 100 m aproximadamente. Además, con el fin de evaluar la evolución temporal de dichos niveles se llevaron a cabo una serie de medidas continuas de tales niveles sonoros (durante cinco días consecutivos) en la fachada de una de las viviendas del barrio, utilizando un analizador de niveles BK4426 y una impresora alfanumérica BK2312. El trabajo se completó con la realización de medidas y observaciones sobre las fuentes sonoras más importantes en ese barrio y una encuesta entre 215 residentes en el mismo, para conocer su opinión sobre el problema. Los valores medios diurnos de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados en los 48 puntos de medida considerados en el estudio variaban entre 54 dBA y 75 dBA, con un valor medio de 64'5 dBA. Dichos valores estaban comprendidos entre 50 dBA y 55 dBA en el 6% de los casos, entre 55 dBA y 60 dBA en el 15%, entre 60 dBA y 65 dBA en el 27%, entre 65 dBA y 70 dBA en el 31%, y entre 70 dBA y 75 dBA en el 21% restante. Estos resultados ponen de manifiesto que, en términos generales, el ambiente sonoro de este barrio es algo más favorable que el que caracteriza al conjunto de la ciudad. Sin embargo, la contaminación sonora producida por la proximidad del puerto y el tráfico pesado que genera esa actividad en todo el entorno producen muchas molestias entre los residentes (Morales et al., 1990).

Durante los años 1992 y 1993, en el marco de un convenio suscrito con la Consejería de Medio Ambiente de la Generalidad Valenciana, el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia llevó a cabo un estudio general de la contaminación sonora en las zonas urbanas de todos los municipios con más de 1.000 habitantes de la Comunidad Valenciana (véase el Apéndice 2). Por lo que se refiere a la ciudad de Valencia, las correspondientes medidas de niveles sonoros diurnos se llevaron a cabo en 90 emplazamientos diferentes de esta ciudad, cuyas localizaciones hicimos coincidir exactamente con las de los considerados en nuestras medidas del año 1984. En este trabajo se utilizaron sonómetros de precisión BK2221, anotando en cada emplazamiento los oportunos valores del nivel sonoro equivalente ( $L_{eq}$ ) y el nivel sonoro máximo ( $L_{max}$ ), junto con una información muy completa de las condiciones existentes en cada lugar sobre el tráfico rodado, configuración urbanística, fuentes de ruido más importantes, etc. En el caso de la ciudad de Valencia, los valores de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados variaban entre 60 dBA y 80 dBA, con un valor medio de 70'5 dBA y una desviación típica de 4'9 dBA. Dichos valores estaban comprendidos entre 60 dBA y 65 dBA en el 15% de los casos, entre 65 dBA y 70 dBA en el 29%, entre 70 dBA y 75 dBA en el 33%, y entre 75 dBA y 80 dBA en el 23% restante. En estas medidas se puso nuevamente de manifiesto que los niveles sonoros más altos correspondían a aquellas vías en las que el trá-

fico rodado es más intenso. En todas las avenidas de circunvalación y en las grandes vías se superaron con frecuencia los 75 dBA (García, 1994).

En este último sentido, es interesante mencionar que, en el marco de un convenio suscrito entre el Ayuntamiento de Valencia y la Universidad Politécnica de Valencia, se realizaron en aquellas mismas fechas una serie de medidas de niveles sonoros en diferentes redes viarias de esta ciudad caracterizadas por su alta densidad de tráfico. Las correspondientes medidas, con un total de 282 emplazamientos, tuvieron lugar en ocho intervalos horarios diferentes, entre las 8.00 h y las 21.00 h, utilizando sonómetros modulares BK2231. Los 2.510 valores horarios de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados en estas medidas estaban comprendidos entre 65 dBA y 70 dBA en el 2% de los casos, entre 70 dBA y 75 dBA en el 23%, entre 75 dBA y 80 dBA en el 74%, y entre 80 dBA y 85 dBA en el 1% restante. El valor medio de dichos niveles sonoros es de 76,2 dBA. En todas estas medidas, no se encontraron diferencias significativas entre los resultados encontrados por la mañana (entre las 8.00 h y las 14.30 h) y por la tarde (entre las 17.00 h y las 21.00 h). Los elevados niveles de contaminación acústica encontrados en este trabajo se deben a la naturaleza de los emplazamientos de medida considerados (exclusivamente vías principales de la ciudad, con tráfico intenso). Como es natural, esos resultados no son representativos del ambiente sonoro global de la ciudad (Manglano, 1994).

### **A1.5. La evolución temporal del ruido urbano**

La realización de estudios coherentes con el objetivo de determinar la forma en que los niveles de ruido ambiental existentes en unos países, ciudades o zonas determinadas han ido evolucionando en el transcurso del tiempo son muy escasos. Esta situación no resulta nada sorprendente si tenemos en cuenta que la realización del mapa sonoro de una gran ciudad, por ejemplo, exige la utilización de recursos humanos y materiales muy importantes. En consecuencia, los intentos de repetir esos trabajos a lo largo del tiempo, por ejemplo, con una periodicidad de cinco años, suelen tropezar con muchas dificultades prácticas.

Sin embargo, todos hemos escuchado o leído en alguna ocasión en los medios de comunicación que "el problema de la contaminación sonora se ha ido agravando considerablemente a lo largo de estos últimos años". En la mayoría de los casos, este tipo de afirmaciones suelen ser fruto de una apreciación puramente subjetiva y carecen del debido respaldo científico. No podemos dejar de reconocer que existen muy pocos datos sobre la evolución que los niveles de ruido ambiental en los medios urbanos durante estos últimos años.

Como contribución a este tema, vamos a aludir aquí a los resultados encontrados en cuatro series de medidas de niveles de ruido ambiental diurno llevadas a cabo en la ciudad de Valencia entre los años 1979 y 1992, a las que ya nos hemos referido anteriormente. La primera de estas series de medidas estuvo relacionada con la realización del mapa sonoro de Valencia (García et al., 1981). Algunos años más tarde, realizamos nuevas medidas de niveles sonoros en esta ciudad, con el fin de estudiar la relación existente entre dichos niveles y el tráfico rodado (García et al., 1985). Posteriormente, se realizó una nueva serie de medidas de ruido ambiental en esta ciudad, en esta ocasión relacionadas con un estudio de sus efectos sobre la salud de los residentes (García, 1990). Finalmente, a finales de 1992, en el marco de un estudio muy amplio, que cubría toda la

Comunidad Valenciana, llevamos a cabo una cuarta serie de medidas de contaminación sonora en Valencia, en los mismos lugares y condiciones que fueron considerados en el segundo de estos trabajos (Ureta et al., 1987) (Pons et al., 1988) (Sánchez, 1989) (García, 1996).

Tal como se pone de manifiesto en la tabla siguiente, los resultados obtenidos en estas cuatro series de medidas de contaminación acústica diurna no presentan diferencias significativas entre ellos, tanto por lo que se refiere a los valores máximos, mínimos y medios de los correspondientes niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  como a sus distribuciones estadísticas.

<b>Fecha de las medidas</b>	1979/1981	1984	1987	1992
<b>Núm. puntos de medida:</b>	380	90	240	90
<b>Niveles sonoros:</b>				
$L_{eq}$ mínimo (dBA)	56'6	63'1	53'	60'8
$L_{eq}$ máximo (dBA)	80'9	80'6	83'	79'4
$L_{eq}$ medio (dBA)	69'9	71'3	69'0	70'5
Desv. típica (dBA)	6'1	4'3	5'4	4'9
<b>Distribuciones estadísticas (%):</b>				
$50 < L_{eq} < 55$ dBA	0	0	1'7	0
$55 < L_{eq} < 60$ dBA	2'1	0	2'9	0
$60 < L_{eq} < 65$ dBA	15'2	3'3	16'3	14'5
$65 < L_{eq} < 70$ dBA	33'0	38'0	40'8	28'9
$70 < L_{eq} < 75$ dBA	29'2	35'9	27'1	33'3
$75 < L_{eq} < 80$ dBA	19'4	21'7	8'3	23'3
$80 < L_{eq} < 85$ dBA	1'1	1'1	2'9	0

Probablemente, los resultados más representativos de todos los datos aportados por estas cuatro series de medidas sean los valores medios de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$ . Estos valores son 69'9, 71'3, 69'0 y 70'5 dBA, con unas desviaciones típicas de 6'1, 4'3, 5'4 y 4'9 dBA, respectivamente. Evidentemente, las diferencias entre los valores medios del  $L_{eq}$  encontrados en unas medidas y otras son mínimas y, en cualquier caso, son muy inferiores a las respectivas desviaciones típicas. A la vista de estos resultados, cabe llegar a la conclusión de que los niveles diurnos de contaminación acústica en Valencia (valores medios para el conjunto de la ciudad) se han mantenido prácticamente constantes durante los años 1979 y 1992.

En términos generales, las variaciones que se puedan producir en los niveles de ruido ambiental existentes en determinada ciudad están relacionadas directamente con las variaciones que experimentan sus niveles de actividad. Dado que, salvo situaciones singulares, la fuente de ruido ambiental más importante en todas las zonas urbanas es el tráfico rodado, las variaciones en los niveles de contaminación acústica en una ciudad estarán originadas sobre todo por las variaciones que haya experimentado el correspondiente tráfico. Sin embargo, los resultados de nuestras medidas ponen de manifiesto que el aumento de tráfico que sin duda ha soportado dicha ciudad (como reflejan los datos proporcionados por el propio Ayuntamiento, que fueron tenidos en cuenta en nuestro estudio) no se tradujo en un aumento de los respectivos

niveles sonoros medios. Ante este resultado aparentemente paradójico, se debe concluir que los efectos negativos del citado aumento en el tráfico han sido compensados por otros factores significativos de este problema que pudieran haber variado también a lo largo de esos mismos años. Nosotros nos inclinamos por atribuir este papel compensador a la mejora experimentada por la tecnología de los vehículos, al rejuvenecimiento general experimentado por el correspondiente parque de vehículos y a la notable disminución en el número de ciertos vehículos especialmente ruidosos durante los años considerados (García, 1994).

De hecho, aun cuando la conclusión que estamos exponiendo pueda parecer sorprendente, no es la única que apunta a una cierta estabilización (o incluso una ligera disminución) de los niveles medios de ruido observados a lo largo de estos últimos años en diferentes ciudades (Kozák, 1992) (Arana et al., 2001). Aunque los datos existentes al respecto son todavía bastante escasos, la tendencia general en el sentido indicado se pone de manifiesto con bastante claridad. Presumiblemente, si las políticas de control del ruido ambiental ya en vigor en la mayoría de los países europeos siguen su curso y se refuerzan en los próximos años, es previsible que se produzca una mejora substancial respecto a la situación actual, por supuesto, siempre que la intensidad del tráfico rodado o la presencia de otras fuentes de ruido urbano no aumenten demasiado respecto a los valores actuales.

#### A1.6. Medidas de ruido ambiental en España

Hasta una fecha relativamente reciente, los estudios sobre contaminación sonora realizados en España eran bastante escasos en comparación con otros países de nuestro entorno. Sin embargo, en el curso de estos últimos años se han elaborado numerosos mapas sonoros de numerosas ciudades españolas. A título de ejemplos, en la tabla siguiente presentamos una selección de algunos de los resultados encontrados en estos estudios. En cada caso, se hace constar la fecha en que fueron realizadas las medidas, el número N de puntos de medida considerados, el valor medio del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  diurno, y la distribución de los valores de dichos niveles sonoros equivalentes encontrados en las ciudades que se indican. Obsérvese que sólo hemos incluido en esta tabla los trabajos que fueron llevados a cabo a lo largo de la década de los años ochenta y que, con toda razón, deberíamos considerar como pioneros de este tipo de trabajos en nuestro país.

Ciudad	Año	N	$\langle L_{eq} \rangle$	$L_{eq} < 55$	$55 < L_{eq} < 65$	$L_{eq} > 65$
Valencia	1979	380	69'9	0 %	17 %	83 %
Alcoy	1984	136	69'5	2 %	20 %	78 %
Gandía	1984	47	65'9	5 %	35 %	60 %
Bilbao	1984	450	65'0	13 %	37 %	50 %
Valladolid	1985	321	65'9	5 %	35 %	60 %
Madrid	1986	900	67'7	3 %	29 %	68 %
Pamplona	1987	170	65'9	6 %	35 %	59 %
Zaragoza	1988	683	64'3	5 %	54 %	41 %
Vitoria	1991	260	67'4	0 %	27 %	73 %



Un análisis de los resultados obtenidos en estas medidas (basado en una recopilación de los datos existentes para un gran número de ciudades medias y grandes, de las que, por brevedad, sólo se han mencionado aquí una pequeña parte) ha puesto de manifiesto que las diferencias observadas entre todos los municipios incluidos en dicha recopilación, en lo referente a los niveles medios de contaminación sonora y no a la presencia de niveles de ruido más o menos elevados en tal o cual enclave particular, no parecen estar motivadas por el tamaño o por la población de las respectivas ciudades, sino por las estrategias concretas adoptadas en la realización de las respectivas medidas por parte de sus autores. En algún caso, las diferencias observadas están originadas por la circunstancia de que en las correspondientes medidas se hayan incluido o no las zonas más periféricas de las ciudades, en las que, como es natural, los niveles de actividad general y la densidad del tráfico son notablemente inferiores a los que suelen producirse en las zonas más céntricas (García, 1996).

Al margen de estas cuestiones de carácter metodológico, el análisis de estos datos ha puesto de manifiesto con absoluta claridad el hecho de que la existencia de niveles de contaminación acústica particularmente elevados no es un fenómeno privativo de los centros urbanos, sino que tales niveles elevados se producen en el conjunto de los tejidos urbanos consolidados. Nos parece muy importante insistir también en el hecho de que todos los valores medios del nivel sonoro continuo equivalente ( $L_{eq}$ ) en estas ciudades son del orden de 65-70 dBA. Este resultado nos permite afirmar que, en términos generales, los niveles medios de contaminación acústica existentes en todos los núcleos urbanos de nuestra muestra (en periodo diurno) son del mismo orden de magnitud. La importancia de este resultado es evidente, dada la amplia variedad de ciudades incluidas en nuestro análisis, especialmente por lo que se refiere a sus tamaños (poblaciones entre 20.000 y 4.000.000 de habitantes).

El procesamiento de los datos analizados en este estudio comparativo nos ha permitido también estimar que tan sólo un 4% de los residentes en las zonas urbanas incluidas en la presente muestra están sometidos a niveles sonoros equivalentes diurnos inferiores a 55 dBA. Un 32% de dichos residentes están sometidos a niveles de  $L_{eq}$  comprendidos entre 55 dBA y 65 dBA. Finalmente, el 64% restante están sometidos a niveles de  $L_{eq}$  superiores a los 65 dBA. Si tenemos en cuenta que más del 70% de los habitantes de nuestro país vive en municipios con más de 20.000 habitantes y consideramos que la muestra estudiada es representativa de poblaciones de tamaño medio-grande, podemos llegar a la conclusión (excluyendo de este cómputo a todos los que viven en ciudades más pequeñas, lo cual, obviamente, es una estimación optimista) de que al menos un 40% de nuestros conciudadanos (es decir, unos 16 millones de españoles) viven en zonas urbanas expuestas a niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  (en periodo diurno) que diferentes organismos internacionales consideran "inaceptables" para zonas residenciales.

Aunque la anterior estimación tiene un carácter especulativo y debe ser tomada con cierta cautela, la conocida afirmación de que España ocupa un lugar destacado en el ranking de los países más ruidosos del mundo pudiera resultar justificada a la vista de los resultados del estudio al que nos estamos refiriendo. En todo caso, esos resultados nos llevan a la conclusión de que el ruido urbano es un problema medioambiental de enorme importancia en buena parte de las zonas urbanas de nuestro país.

## Apéndice 2

### Medidas de ruido en la Comunidad Valenciana

#### A2.1. Introducción

Como hemos tenido ocasión de indicar en el Apéndice 1, el primer mapa sonoro de la ciudad de Valencia fue realizado entre los años 1979 y 1981. Algún tiempo después, nuestro Laboratorio elaboró también los mapas sonoros de otras ciudades de la Comunidad Valenciana (Gandía, Alcoy, Aldaya, etc.). A lo largo del año 1993, en el marco de un convenio específico suscrito entre la Universidad de Valencia y la Consejería de Medio Ambiente de la Generalidad Valenciana, llevamos a cabo un estudio de estas mismas características con el fin de evaluar los niveles de contaminación acústica en el conjunto de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana (García, 1996) (García, 1997).

Esta investigación se realizó utilizando una metodología de trabajo tal que la selección de los emplazamientos en los que se iban a llevar a cabo las correspondientes medidas de niveles de ruido ambiental fuera estadísticamente representativa del conjunto de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana. Con el fin de alcanzar este objetivo, el número de puntos de medida tomados en consideración en cada uno de los municipios incluidos en nuestra muestra fue proporcional al número de sus respectivos habitantes, de acuerdo con los censos de población más recientes. Es evidente que, al aplicar esta estrategia de trabajo, no pretendíamos obtener el "mapa sonoro" de toda una Comunidad Autónoma (en nuestra opinión, un objetivo totalmente carente de sentido), sino evaluar de una forma suficientemente aproximada la situación y características generales del fenómeno de la contaminación sonora en una región extensa de nuestro país. Como mínimo, cabía suponer que ese diagnóstico proporcionaría una información muy interesante para planificar con el necesario fundamento las correspondientes medidas de lucha contra el ruido ambiental por parte de la administración responsable de este tema.

#### A2.2. Metodología y resultados más importantes

La metodología utilizada en la selección de dichos puntos se basó en las consideraciones generales siguientes: a) En primer lugar, en nuestros listados de selección tan sólo se incluyeron los municipios con más de 1.000 habitantes (en cualquier caso, cabe recordar que en estos municipios vive más del 96% de la población de la Comunidad Valenciana). b) Una vez preparado el listado de los municipios que satisfacen la anterior condición, se aplicó el criterio de considerar un punto de medida de niveles de contaminación acústica por cada 6.000 habitantes, aproximadamente. c) Por último, la localización espacial de tales emplazamientos en cada uno de los municipios incluidos en el trabajo se llevó a cabo haciendo uso de un reticulado regular de tamaño adecuado a las respectivas superficies urbanas con-

solidadas. En nuestra opinión, todas estas condiciones garantizan un carácter totalmente representativo (por supuesto, en términos estadísticos) a los resultados obtenidos en este trabajo.

De acuerdo con las premisas anteriores, se llevaron a cabo finalmente un total de 580 medidas de niveles de ruido ambiental diurno en 180 municipios diferentes de la Comunidad Valenciana. La duración de cada una de estas medidas fue de 10 min (un tiempo que consideramos suficiente para un trabajo de prospección general). Todas nuestras medidas se realizaron en días laborables, entre las 9.00 h y las 14.00 h y entre las 15.00 h y las 20.00 h, siempre bajo condiciones meteorológicas favorables, entre noviembre de 1992 y septiembre de 1993 (como es natural, excluyendo los periodos festivos y vacacionales, en los que la actividad existente en la mayoría de las zonas urbanas disminuye sensiblemente). En cada uno de los 580 emplazamientos considerados en esta investigación se midieron los valores del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  y del nivel sonoro máximo  $L_{max}$ . Junto con estos datos básicos, en todos esos emplazamientos se recogió también una información muy detallada sobre el tráfico rodado existente en ese lugar en el momento en que se llevó a cabo la correspondiente medida, la configuración urbanística del emplazamiento, y las fuentes de ruido ambiental más importantes presentes en aquel momento, entre otras variables significativas.

Los valores de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados en estas medidas se distribuyen en la forma siguiente:

$L_{eq} < 50$ dBA .....	0'5 %
50 < $L_{eq} < 55$ dBA .....	2'4 %
55 < $L_{eq} < 60$ dBA .....	6'2 %
60 < $L_{eq} < 65$ dBA .....	25'0 %
65 < $L_{eq} < 70$ dBA .....	32'1 %
70 < $L_{eq} < 75$ dBA .....	23'1 %
75 < $L_{eq} < 80$ dBA .....	10'4 %
$L_{eq} > 80$ dBA .....	0'3 %

Esta misma información se representa gráficamente en la Figura A2.1. El valor medio de todos los valores de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  que se obtuvieron en estas medidas es 67'4 dBA, con una desviación típica de 5'8 dBA. Los valores mínimo y máximo de dichos niveles  $L_{eq}$  fueron 49'6 dBA y 81'9 dBA, respectivamente. Tan sólo en un 3% del total de puntos de medida considerados en la muestra considerada los valores de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  eran inferiores a 55 dBA, es decir, resultan "acústicamente aceptables" para usos residenciales, según los criterios establecidos en su día por varios organismos internacionales. En el 31% de los casos, dichos niveles se sitúan entre 55 dBA y 65 dBA, lo cual equivale a decir que los respectivos entornos urbanos merecen la calificación de "acústicamente deficientes" para usos residenciales. Por último, en un 66% del total de la muestra, los niveles sonoros equivalentes superan los 65 dBA, un valor considerado como "inaceptable" para zonas residenciales por esos mismos organismos (Organization, OECD 1986).

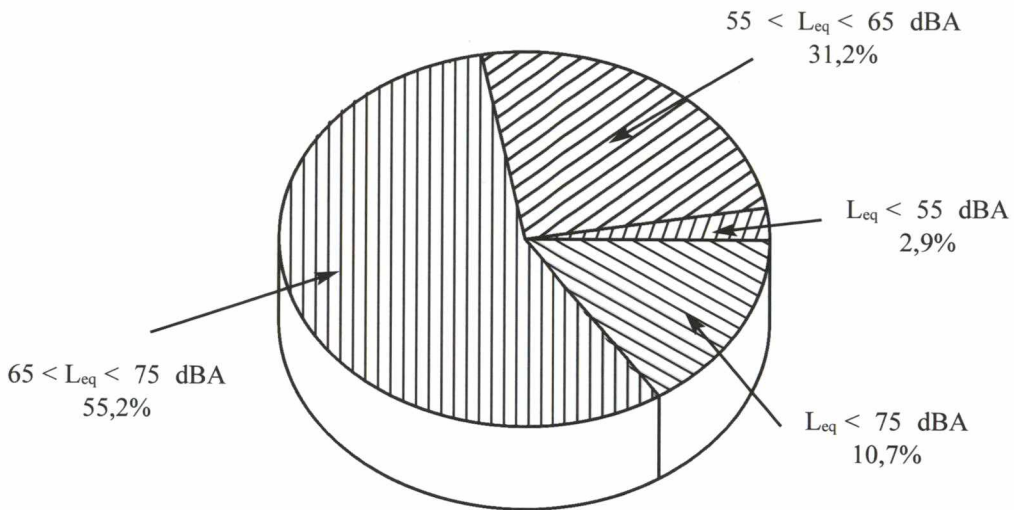


Figura A2.1. Niveles sonoros medidos en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana en periodo diurno (García, 1995).

Como hemos indicado, en nuestras observaciones se realizó también la medida de los niveles sonoros máximos  $L_{max}$  (esta medida se llevó a cabo utilizando la opción de "retención de máximo" disponible en los sonómetros utilizados en este trabajo). Los valores de este índice encontrados en esta serie de medidas presentan la distribución siguiente:

$L_{max} < 70$ dBA	0'6 %
$75 < L_{max} < 80$ dBA	11'2 %
$80 < L_{max} < 85$ dBA	28'0 %
$85 < L_{max} < 90$ dBA	29'2 %
$95 < L_{max} < 100$ dBA	8'2 %
$L_{max} > 100$ dBA	2'4 %

Nos parece oportuno llamar la atención sobre el hecho de que en un 28% de nuestras medidas el valor del nivel sonoro máximo  $L_{max}$  superó los 90 dBA. Aunque la significación estadística del índice  $L_{max}$  es muy diferente a la del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  (dado su carácter esporádico y aleatorio, en general), es interesante observar la elevada frecuencia con que se producen en las zonas urbanas consideradas niveles acústicos transitorios particularmente elevados. Nos parece muy oportuno recordar aquí que la percepción de unos niveles sonoros tan altos como éstos puede producir una cierta sensación de alarma e intranquilidad en las personas afectadas (Berglund et al., 1995).

Los resultados encontrados en nuestras medidas puntuales de niveles sonoros en el periodo diurno, estadísticamente representativos del ambiente acústico existente en la casi totalidad de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana, nos permite afirmar con pleno fundamen-

de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana, nos permite afirmar con pleno fundamento que una gran mayoría de los valencianos (más del 90%) viven en zonas urbanas que los organismos internacionales califican como "acústicamente deficientes" y que más del 60% de ellos están expuestos cotidianamente a niveles sonoros considerados como "inaceptables" para zonas residenciales.

En cualquier caso, y sin ánimo de restar importancia a la significación objetiva de este resultado, debemos señalar que, a la luz de la información de que disponemos actualmente, los niveles medios de ruido ambiental existentes en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana son muy similares a los encontrados en otras ciudades españolas (García, 1996). Esta constatación nos permite generalizar la anterior conclusión y afirmar que la contaminación acústica es un problema medioambiental de enorme importancia en todas las zonas urbanas de nuestro país.

### **A2.3. Variables significativas del problema**

En la investigación sobre la contaminación acústica en la Comunidad Valenciana, cuyos resultados generales más significativos han sido expuestos en el apartado anterior, nos pareció también interesante estudiar la relación existente entre los niveles de ruido ambiental medidos en una amplia muestra de zonas urbanas de esa comunidad autónoma y otros factores de índole muy diversa que suponíamos, en principio, que podían estar relacionados con dicho observable (García, 1995) (García, 1996).

Uno de estos factores bien pudiera ser el tamaño de los municipios, una variable que podría originar algunas diferencias entre los ambientes sonoros medios existentes en ciudades grandes y pequeñas. Esta parte del estudio se realizó clasificando los 580 emplazamientos considerados según el número de habitantes de los respectivos municipios, agrupándolos en seis categorías diferentes y calculando los valores medios de los correspondientes niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  para cada uno de esos conjuntos. Los resultados encontrados en este sentido fueron los siguientes:

Municipios con una población de menos de 5.000 habitantes (49 datos):

$L_{eq}$  medio: 64'1 dBA (desviación típica: 6'6 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 50'9 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 77'0 dBA

Municipios con una población entre 5.001 y 10.000 habitantes (57 datos):

$L_{eq}$  medio: 64'0 dBA (desviación típica: 6'2 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 49'9 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 79'6 dBA

Municipios con una población entre 10.001 y 20.000 habitantes (77 datos):

$L_{eq}$  medio: 66'0 dBA (desviación típica: 5'7 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 49'8 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 76'8 dBA

Municipios con una población entre 20.001 y 50.000 habitantes (152 datos):

$L_{eq}$  medio: 67'8 dBA (desviación típica: 4'8 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 54'3 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 80'5 dBA

Municipios con una población entre 50.001 y 500.000 habitantes (122 datos):

$L_{eq}$  medio: 68'1 dBA (desviación típica: 5'7 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 49'6 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 81'9 dBA

Municipios con una población de más de 500.000 habitantes (123 datos):

$L_{eq}$  medio: 70'2 dBA (desviación típica: 5'0 dBA)

$L_{eq}$  mínimo: 60'2 dBA.  $L_{eq}$  máximo: 79'4 dBA

Aunque los resultados de nuestras medidas de niveles diurnos de ruido ambiental en la Comunidad Valenciana han confirmado plenamente que la contaminación sonora es un fenómeno absolutamente generalizado en todas las zonas urbanas de dicha Comunidad, los datos que acabamos de reproducir ilustran con suficiente claridad el hecho de que, en su conjunto, las ciudades grandes son considerablemente más ruidosas que las pequeñas.

Ciertamente, todos somos conscientes de que la expansión urbanística, el incremento incesante del parque de vehículos y la creación de nuevas vías de comunicación, entre otros varios factores, han contribuido a incrementar notablemente, a lo largo de las últimas décadas, los niveles de ruido ambiental en todas las grandes ciudades de nuestro país (cabe recordar, sin embargo, lo que hemos expuesto sobre este aspecto del problema en el Apéndice 1). Sin embargo, resulta igualmente evidente que un buen número de ciudades de tamaño medio o incluso pequeño han experimentado un notable desarrollo social, industrial o turístico, y esta circunstancia ha producido un incremento general importante de los niveles sonoros medios en todos estos municipios. El diseño urbanístico de muchas de estas ciudades, incapaz a todas luces de dar una respuesta a las formas de vida existentes en las sociedades desarrolladas modernas (fundamentalmente, en los aspectos relacionados con el aumento incesante del tráfico rodado), ha contribuido en buena medida a empeorar la situación, deteriorando la calidad de vida de sus residentes.

En la investigación a la que estamos refiriéndonos, se procedió también a identificar las fuentes de ruido ambiental más significativas en el conjunto de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana (recordemos que todas las observaciones realizadas en este estudio se refieren al periodo diurno). Para cubrir este objetivo, en cada uno de los 580 puntos de medida considerados se procedió a anotar la naturaleza de todas las fuentes sonoras presentes, así como la fuente sonora predominante (todo ello, según la apreciación subjetiva de la persona que realizaba las correspondientes medidas y observaciones).

En relación con este aspecto del problema, podemos concluir que, de acuerdo con los resultados encontrados en otros muchos estudios análogos al nuestro (Wilson Commitee, 1963) (Nelson, 1976), el tráfico rodado es la fuente de ruido ambiental más significativa y generalizada en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana. Concretamente, el ruido producido por el tráfico rodado estuvo presente en un 99% de nuestras observaciones y en un 95% de ellas esta misma fuente sonora resultaba ser la predominante.

Una vez constatado este hecho, nos pareció oportuno contemplar con una mayor atención algunos de los parámetros más significativos de dicha variable. Por lo que respecta a la densidad de tráfico que circulaba por los emplazamientos considerados en la muestra, en el momento en que llevamos

a cabo las medidas de niveles sonoros, se encontró que en un 72% de tales emplazamientos la densidad de tráfico era menor que 500 veh/h, en un 16% de ellos dicha densidad de tráfico estaba comprendida entre 500 veh/h y 1.000 veh/h, y en el 12% de puntos restantes la densidad de tráfico superaba los 1.000 veh/h. Estos datos son particularmente significativos por cuanto, haciendo uso de las expresiones semiempíricas desarrolladas al respecto (véase el Apartado 2.6.4), podemos predecir que el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  existente en cualquier emplazamiento urbano que por el que circulen más de 500 veh/h suele superar los 70 dBA. En consecuencia, se puede afirmar que dicho nivel sonoro se alcanzará con relativa frecuencia en todas las grandes vías de tráfico de cualquier ciudad. Nos parece pertinente también llamar la atención sobre el hecho de que las altas densidades de tráfico rodado no es una característica privativa de las grandes ciudades, sino que dicha situación se presenta también con cierta frecuencia en municipios de tamaño medio o incluso pequeño.

La composición del tráfico rodado es un factor de singular importancia en el problema que ahora nos ocupa. En el estudio al que nos estamos refiriendo pudimos observar que, como promedio, el tráfico que circulaba por el interior de las ciudades valencianas estaba constituido por un 83% de vehículos ligeros, un 10% de motocicletas y un 7% de vehículos pesados (aproximadamente). En esta ocasión observamos también que la presencia de vehículos pesados era mayor en las vías donde el tráfico es más intenso (coeficiente de correlación de Pearson  $r = 0,81$ ). La abundancia de vehículos pesados en las zonas urbanas (una situación demasiado frecuente en nuestro país, que habría que corregir) es un dato de enorme trascendencia, dado el impacto de estos vehículos sobre el correspondiente ambiente sonoro (Nelson, 1987).

Algo parecido a lo anterior se puede decir en relación con la presencia de motocicletas en el tráfico urbano. Como acabamos de indicar, el porcentaje medio de estos vehículos en el volumen de tráfico es bastante elevado (del orden del 10%). Hemos observado también que la presencia de motocicletas es especialmente alta en los entornos en que el tráfico es más intenso ( $r=0,88$ ). Es muy probable que la bondad del clima en la Comunidad Valenciana sea uno de los factores que más influyan en las elevadas tasas de utilización de este tipo de vehículos por parte de sus ciudadanos. En cualquier caso, el hecho tiene una especial relevancia en relación con el tema que nos ocupa, dado que el ruido que producen las motocicletas (y sobre todo, las que circulan sin tubo de escape o en estado defectuoso) es objeto de muchas quejas por parte de nuestros conciudadanos.

Por otro lado, numerosos expertos han coincidido también en señalar que el urbanismo es un factor de enorme importancia en la configuración del ambiente acústico de las ciudades (Migneron, 1980) (Arizmendi, 1990). Los espacios urbanos presentan unas características singulares en relación con la propagación de las ondas sonoras entre las fuentes (tráfico) y los receptores (viviendas). En particular, y tal como ya hemos tenido ocasión de estudiar en otro lugar de este libro, la existencia de numerosos obstáculos físicos (edificios) a ambos lados de la calzada altera notablemente dicha propagación respecto a la que se produce en los espacios abiertos. La mayor o menor anchura de las calles o la presencia de zonas ajardinadas o espacios abiertos son también factores muy importantes en el problema que nos ocupa (García, 1995).

El valor medio de la anchura de las calles incluidas en nuestra muestra fue de unos 17 m. En un porcentaje muy elevado de los emplazamientos de medida considerados en este trabajo (35%), la

anchura de las calles era inferior a 10 m, en un 58% de ellos, la anchura de las calles estaba comprendida entre 10 m y 30 m, y tan sólo en el 7% restante, dicha anchura era superior a los 30 m. Todos estos datos ilustran perfectamente una de las características más negativas de nuestras ciudades desde el punto de vista de la acústica ambiental: la escasez de espacios abiertos y la estrechez de la mayoría de las calles contribuyen significativamente a que los niveles sonoros que existen en el exterior de nuestras viviendas (y consecuentemente, en su interior) sean tan elevados.

En un sentido muy similar, otro elemento urbanístico relevante para el problema que nos ocupa es la altura de los edificios que flanquean las calles. Esta circunstancia crea en dichos espacios un campo reverberante importante, con reflexiones múltiples de las ondas sonoras sobre las paredes de tales edificios. En el trabajo cuyos principales resultados estamos presentando aquí, observamos que la altura media de los edificios que flanqueaban los puntos de medida era del orden de 10 m (es decir, unas tres plantas). En un 13% de los emplazamientos considerados en la muestra, la altura de los edificios era mayor de 20 m (es decir, unas seis o siete plantas). La situación que estamos comentando (calles estrechas y edificios altos) confirma el hecho de que muchas de las ciudades de nuestro país se caracterizan por una densidad de edificación relativamente elevada, una cualidad claramente negativa desde el punto de vista del ambiente acústico (Arizmendi, 1995).

Diferentes autores han observado que, en el contexto urbano, existen dos factores adicionales relacionados con las vías de rodadura que afectan también a los niveles de ruido producidos por el tráfico rodado: la pendiente de la calzada y el tipo de pavimento (Nelson, 1987).

Es un hecho bien conocido por todos que, cuando la pendiente de la calzada presenta valores relativamente importantes, los motores de los vehículos (y sus frenos) se ven obligados a realizar un esfuerzo superior al normal, y ello se traduce en mayores niveles de emisión sonora. Los diferentes estudios realizados sobre este particular han puesto de manifiesto, por ejemplo, que con una pendiente del 4%, los niveles sonoros producidos por el tráfico rodado se incrementan en 1 dBA; el aumento puede alcanzar hasta 4 dBA cuando la pendiente es del 12% (como es natural, estos valores deben tomarse sólo a título orientativo, dado que la cuantía de dichos aumentos depende, entre otros factores, del porcentaje de vehículos pesados en el correspondiente flujo de tráfico). Los resultados de nuestras observaciones pusieron de manifiesto que, por lo que se refiere a este parámetro, la situación en la Comunidad Valenciana es francamente positiva: la calzada de la mayoría de los 580 emplazamientos de nuestra muestra era prácticamente horizontal. Tan sólo en 65 de ellos la pendiente superaba el 1%, y únicamente en 6 casos dicha pendiente superaba el 10%.

Por lo que respecta al tipo de pavimento, este trabajo ha puesto de manifiesto que la mayoría de los revestimientos utilizados en las calzadas de nuestros municipios son de asfalto (87% del total de observaciones). En consecuencia, por lo que se refiere a este parámetro, la situación resulta también bastante positiva, dado que la interacción entre los neumáticos y la calzada da lugar a niveles sonoros especialmente elevados en el caso de firmes de naturaleza más irregular (adoquines, hormigón estriado, etc.). Hasta el momento, la utilización de firmes especiales, acústicamente absorbentes, en nuestras ciudades es casi anecdótica (Buna et al., 1987).

La presencia de zonas ajardinadas es otro factor digno de consideración, dada su influencia sobre la propagación de las ondas sonoras. Sin embargo, la existencia de elementos que se puedan con-



siderar realmente como "pantallas acústicas vegetales" (zonas ajardinadas de cierta importancia provistas de vegetación abundante y tupida) es prácticamente nula en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana, con contadas excepciones. Téngase en cuenta que la presencia de alguna que otra zona verde testimonial de dimensiones muy pequeñas apenas produce efectos dignos de consideración en los niveles de contaminación sonora existentes en nuestras ciudades.

En realidad, la presencia de zonas verdes extensas, la existencia de espacios peatonales amplios y la ausencia total de tráfico rodado en las zonas urbanas son factores relativamente raros en la mayoría de las ciudades de la Comunidad Valenciana. En los pocos lugares en que se dan estas situaciones, las fuentes sonoras más importantes suelen ser las voces humanas. Como es natural, en tales entornos, los niveles de contaminación acústica son siempre notablemente bajos, con niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  por debajo de los 50 dBA ó 55 dBA y se mantienen bastante estables en el transcurso del tiempo, salvo la existencia de algún que otro episodio puntual (paso de algunas personas, cierre de alguna puerta, caída de algún objeto, ladrido de algún perro, etc.).

#### **A2.4. La voz de los Ayuntamientos**

Sin duda alguna, las corporaciones locales son las instituciones que mejor pueden desarrollar y aplicar una política eficaz para controlar el ruido ambiental en los correspondientes municipios, dado que son ellas las que se encuentran más próximas a los intereses y problemas cotidianos de los ciudadanos. ¿Hasta qué punto son conscientes nuestros ayuntamientos de la gravedad del problema de la contaminación sonora? ¿Le prestan la atención adecuada? ¿Actúan con eficacia en la resolución de las quejas o denuncias que reciben en este sentido por parte de los ciudadanos? La respuesta a la primera de estas preguntas (en el ámbito de la Comunidad Valenciana) se obtuvo en el marco del estudio al que estamos refiriéndonos en este apéndice. De acuerdo con las respuestas a un cuestionario distribuido por nosotros entre todos los ayuntamientos valencianos con más de 1.000 habitantes, un 19% de ellos manifestó que la contaminación sonora (en general) es un problema importante en los respectivos municipios; como es natural, esta valoración se hace especialmente crítica en las ciudades grandes y medias.

Por supuesto, en las fechas en que llevamos a cabo el estudio al que estamos refiriéndonos (y nos consta que mucho más en la actualidad) son muchos los ayuntamientos que realizan medidas de ruido ambiental. Sin embargo, en la mayoría de los casos, estas medidas no están relacionadas con planteamientos generales de planificación o prevención (realización de mapas sonoros), sino que tienen como objetivo atender a las quejas o denuncias de los ciudadanos ante algún problema concreto. En cualquier caso, los propios técnicos municipales reconocen que son pocas las quejas relacionadas con la contaminación sonora que pueden resolver de forma plenamente satisfactoria.

Las causas de la baja eficacia que suele caracterizar las actuaciones realizadas en relación con este problema medioambiental pueden ser de índole muy diversa, abarcando desde la relativa novedad de este tema, a la escasa coordinación entre los diferentes niveles de la administración, o a la extrema precariedad de medios técnicos y humanos disponibles.

En particular, la existencia de un marco normativo adecuado, capaz de proporcionar un respaldo legal eficaz para orientar y llevar a cabo las oportunas tareas de control, es absolutamente necesari-

rio. En el ámbito que nos ocupa, dicho marco normativo lo proporcionan las Ordenanzas Municipales.

En este aspecto, la situación existente en la Comunidad Valenciana en las fechas en que se llevó a cabo el estudio al que ahora estamos refiriéndonos no resultaba muy alentadora. Como resultado de dicho estudio, constatamos entonces que un 70% de los ayuntamientos de dicha comunidad no disponían de Ordenanzas Municipales sobre ruido ambiental. Lógicamente, esta situación se presentaba con especial frecuencia en los municipios más pequeños, aunque la carencia de tales ordenanzas tampoco era inusual en los municipios grandes. Resulta insólito saber que municipios tan importantes como Valencia, Alcoy o Elda no disponían todavía entonces de estas normativas (de hecho, la Ordenanza municipal sobre el ruido y vibraciones de la ciudad de Valencia, actualmente vigente, se aprobó en el año 1996).

Por supuesto, hay que ser conscientes de que la mera disponibilidad de unas buenas ordenanzas municipales no supone por sí sola, ni mucho menos, la solución a todos los problemas relacionados con el ruido ambiental. Sin embargo, la experiencia nos indica que la promulgación y aplicación de estas normativas puede ayudar considerablemente a resolver, con ciertas garantías de éxito, una amplísima variedad de problemas de contaminación sonora.

## Apéndice 3

### Medidas de ruido a lo largo de 24 horas

#### A3.1. Introducción

A lo largo de los últimos treinta años se han llevado a cabo numerosas medidas de niveles de contaminación acústica en diferentes ciudades de todo el mundo (Malchaire et al., 1975) (Brown et al., 1987) (Bisio, 1996). Aunque con bastante retraso respecto a la situación existente en otros países desarrollados, nuestro país no ha sido una excepción en esta tendencia (García, 1995). Muchos de estos trabajos se han basado en la realización de medidas diurnas de corta duración (15-20 minutos) distribuidas según los vértices de un reticulado regular, con el fin de confeccionar los mapas sonoros de determinadas ciudades. Ahora bien, la información que proporcionan una buena parte de los mapas sonoros obtenidos es incompleta, en tanto que en ellos no se suele contemplar en absoluto (o se hace de forma insuficiente) la elevada variabilidad temporal de los niveles de ruido ambiental. En consecuencia, los estudios del ambiente acústico en medios urbanos no deben limitarse solamente al periodo diurno, sino que deben incluir también las horas nocturnas, es decir, deben cubrir necesariamente las 24 horas del día. Más aún, en la realización de esas medidas se debería tener en cuenta igualmente la variación de los niveles sonoros a lo largo de los siete días de la semana, e incluso la variabilidad estacional que se manifiesta con rotundidad en muchos casos.

En este sentido, cabe tener en cuenta que, para representar adecuadamente la relación existente entre los niveles de ruido urbano y la respuesta subjetiva de las personas expuestas a ese factor ambiental es necesario utilizar ciertos índices o descriptores globales que expresen la situación con mayor propiedad de lo que lo hacen los resultados obtenidos en medidas de corta duración, poco significativos en este problema. Éste sería el caso, entre otros, del nivel sonoro equivalente  $L_{eq(24h)}$  medido a lo largo de las 24 horas del día o del nivel sonoro equivalente día-tarde-noche  $L_{den}$  utilizado en la última Directiva Europea sobre contaminación acústica y adoptado en la Ley del Ruido de nuestro país (2003). En consecuencia, es necesario profundizar en el conocimiento práctico de las características de estos descriptores globales y de las relaciones que puedan existir entre todos ellos.

En este apéndice vamos a presentar un resumen de los resultados obtenidos en una amplia serie de medidas de niveles de contaminación sonora en diferentes zonas urbanas a lo largo de las 24 horas del día. Todas estas medidas han sido llevadas a cabo por el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia a lo largo de casi veinte años, con objetivos muy diversos. En su conjunto, la información que vamos a ofrecer a continuación representa un total de 12.000 horas de medida. Toda esta información ha sido analizada globalmente en fecha relativamente reciente con el fin de investigar las tendencias de evolución temporal de los niveles sonoros en una amplia serie de emplazamientos urbanos, y estudiar con detalle las

relaciones existentes entre los diferentes índices de ruido ambiental en zonas urbanas (García, 1995) (Garrigues et al., 1998) (García et al., 1998).

### A3.2. Método experimental

La presente investigación se ha basado en la realización de medidas de niveles de contaminación acústica en 94 emplazamientos urbanos diferentes pertenecientes a 18 ciudades diferentes de nuestro país (grandes, medias y pequeñas). En todos los casos, las correspondientes medidas se han realizado de forma continua a lo largo de las 24 horas del día. La información procesada y analizada en este trabajo ha cubierto un total de 500 días completos, es decir, exactamente 12.000 horas de medida.

En la realización de todas esas medidas se ha utilizado básicamente un micrófono de condensador de 1/2 pulgada (BK4165), un analizador estadístico de niveles sonoros (BK4426) y una impresora alfanumérica (BK2312). Las medidas se han llevado a cabo utilizando siempre el mismo protocolo, establecido de forma tal que el mencionado equipo lleve a cabo automáticamente una medida de los correspondientes niveles sonoros instantáneos cada 0'1 s (es decir, 36.000 muestras cada hora), almacene los datos en su memoria y, con la ayuda de un microprocesador interno debidamente programado, proceda a calcular e imprimir los valores horarios de los niveles percentiles más significativos (L1, L10, L50, L90 y L99), así como el valor horario del nivel sonoro continuo equivalente  $L_{eq}$ , a lo largo de las 24 horas del día, de forma continuada durante el tiempo de medida deseado (con frecuencia, varios días consecutivos en cada uno de los emplazamientos urbanos considerados).

Por razones de tipo práctico, el micrófono no se ha montado nunca a nivel de la calle, sino en balcones o ventanas de alguno de los edificios existentes en los emplazamientos objeto de atención (en general, las viviendas de familiares, amigos u otras personas a las que se pedía su colaboración). El equipo de medida se ha dispuesto de forma tal que el micrófono estuviera lo más alejado posible de la fachada de los edificios (tratando de reducir al máximo el efecto de reflexiones indeseadas), procurando también que no se registraran los sonidos producidos en el interior de las correspondientes viviendas (ventanas cerradas), con el fin de que los resultados obtenidos en las medidas se refieran en todo caso al ambiente sonoro existente en el exterior de los edificios.

En cada uno de los emplazamientos considerados, y como información adicional a los valores horarios de los niveles sonoros anteriormente citados, se han llevado a cabo una serie de observaciones de diferentes parámetros que, en principio, pensamos que pudieran condicionar los niveles de ruido existentes en ese emplazamiento (ambiente sonoro). Estos parámetros han sido el tamaño del municipio (número de habitantes), la situación del emplazamiento (distinguiendo entre centro, zona de expansión y periferia), el uso predominante del suelo en el lugar elegido (residencial, comercial, servicios o industrial), la densidad de edificación (dependiente del número y altura de los edificios), la anchura de la calle (distancia entre las fachadas) y la densidad del tráfico (valor medio en vehículos/hora para el periodo diurno).

Toda la información recogida en cada emplazamiento (es decir, los valores de los niveles sonoros horarios y los parámetros no acústicos más relevantes) ha sido almacenada en un fichero DBASE

### A3.3. Variaciones temporales de los niveles sonoros

Las Figuras A3.1, A3.2 y A3.3 muestran tres ejemplos representativos de los resultados obtenidos en medidas continuas de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  a lo largo de las 24 horas del día en zonas urbanas (días laborables). Hay que tener presente que los perfiles de las variaciones temporales de los niveles de ruido ambiental medidos en un emplazamiento urbano están relacionados con su "nivel de actividad" y, muy especialmente, con las variaciones temporales de la densidad del tráfico rodado en ese tipo de entornos, dado que ésta es la fuente de ruido más significativa y generalizada en las zonas urbanas.

La Figura A3.1 corresponde a las medidas llevadas a cabo en la Avda. de Ausias March de Valencia, un emplazamiento urbano muy ruidoso. Se trata de una arteria principal de esta ciudad, por la que se canaliza todo el tráfico de entrada y salida en dirección al sur (Alicante y Albacete). La densidad de tráfico en este lugar es muy elevada, superando los 4.000 veh/h en las horas punta. Como comentario general de estos resultados, cabe señalar los elevados valores de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  a lo largo de las 24 horas del día. En particular, entre las 8.00 h y las 21.00 h, los niveles horarios se mantienen prácticamente constantes, con valores entre 75 dBA y 80 dBA. En las horas nocturnas, especialmente entre las 2.00 h y las 6.00 h, los niveles sonoros son inferiores a los anteriores, aunque se mantienen siempre por encima de 70 dBA.

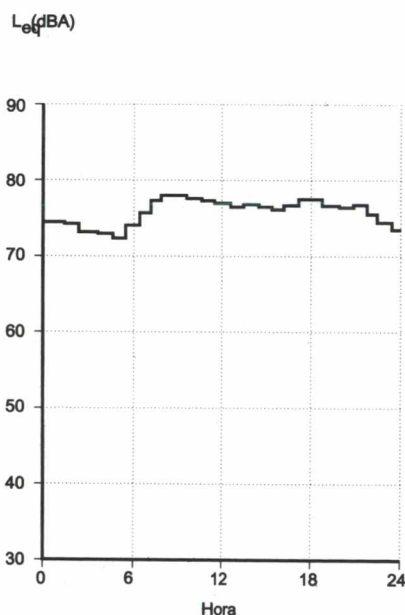


Figura A3.1. Variación temporal de los valores horarios del nivel sonoro equivalente medidos en la Avda. de Ausias March de Valencia.

La Figura A3.2 muestra los resultados de las medidas llevadas a cabo en la calle Barraca de Valencia, un emplazamiento relativamente tranquilo, con una densidad de tráfico del orden de 300-

400 veh/h en el periodo diurno. Obsérvese que los niveles sonoros equivalentes presentan sus valores mínimos durante las horas nocturnas, concretamente entre las 2.00 h y las 5.00 h, con valores del orden de 50 dBA. Entre las 5.00 h y las 9.00 h tiene lugar un aumento acusado de los niveles sonoros hasta alcanzar los valores propios del periodo diurno. Entre las 9.00 h y las 22.00 h los niveles sonoros se mantienen prácticamente constantes, con valores en torno a los 65 dBA. En este periodo, tan sólo cabe destacar la presencia de un pequeño valle, en torno a las 15.00-17.00 h, motivado por el descenso de actividad en las horas de la comida y posteriores. En este caso, a partir de las 22.00 h se inicia un declive en los valores de los niveles sonoros, propio del periodo nocturno.

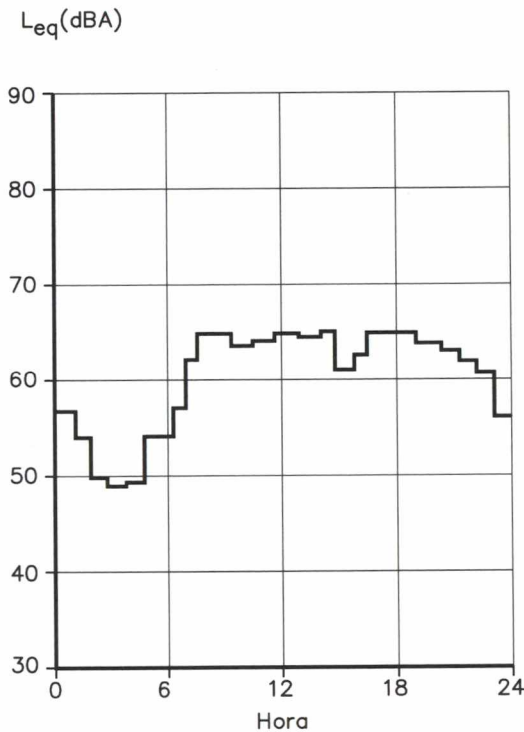


Figura A3.2. Variación temporal de los valores horarios del nivel sonoro equivalente medidos en la calle Barraca de Valencia.

La Figura A3.3 muestra los resultados de las medidas de niveles sonoros realizadas en la calle de Villamarchante de Poble de Vallbona (Valencia). Se trata de un emplazamiento urbano bastante singular, situado en una urbanización muy tranquila de esa localidad. El lugar está bastante alejado de cualquier población o carretera. El tráfico local es prácticamente inexistente (con algún vehículo aislado de vez en cuando). Como resultado de estas condiciones excepcionales, los niveles sonoros equivalentes medidos entre la 1.00 h y las 6.00 h apenas superan los 30 dBA. Como es natural, durante el período diurno, los niveles sonoros son más elevados, aunque se mantienen siempre en torno a los 45 dBA.

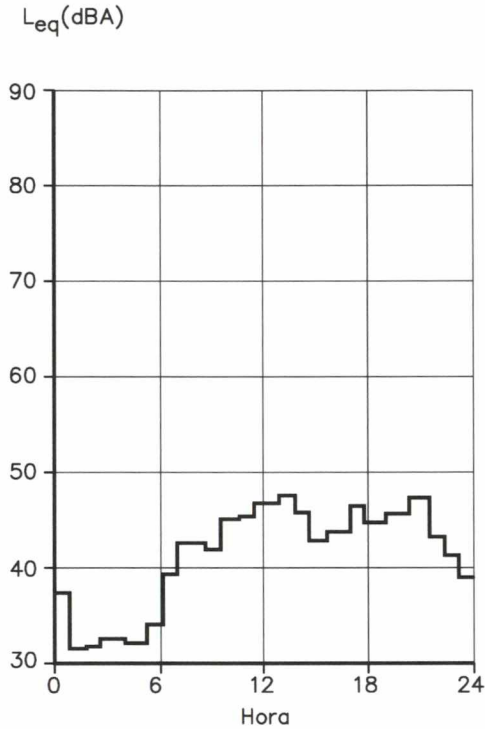


Figura A3.3. Variación temporal de los valores horarios del nivel sonoro equivalente medidos en la calle Villamarchante de Poble de Vallbona (Valencia).

Tomando en consideración todos los datos obtenidos en estas medidas de niveles sonoros (500 días completos), se han calculado las medias aritméticas de los valores horarios de los índices percentiles considerados (L1, L10, L50, L90 y L99) y del nivel sonoro continuo equivalente ( $L_{eq}$ ), hora a hora. A continuación se reproducen los resultados encontrados en este sentido:

Hora	L1 (dBA)	L10 (dBA)	L50 (dBA)	L90 (dBA)	L99 (dBA)	$L_{eq}$ (dBA)
0 - 1	69'9	61'4	53'1	47'8	45'0	60'0
1 - 2	68'1	59'3	50'	45'9	43'3	58'3
2 - 3	66'6	57'6	50'9	43'9	41'5	58'3
3 - 4	65'6	56'1	48'8	42'6	40'4	55'6
4 - 5	65'1	55'2	47'5	41'5	39'4	55'0
5 - 6	66'7	57'8	46'2	42'2	39'8	56'4
6 - 7	68'6	60'4	48'1	45'1	41'9	58'4
7 - 8	72'0	64'6	51'3	49'7	45'9	62'2
8 - 9	73'3	66'1	56'3	52'7	49'3	63'7
9 - 10	73'5	66'4	58'5	53'6	50'2	64'1
10 - 11	73'9	66'7	59'2	54'3	50'9	64'4

Hora	L1 (dBA)	L10 (dBA)	L50 (dBA)	L90 (dBA)	L99 (dBA)	L <sub>eq</sub> (dBA)
11 - 12	74'5	67'5	59'7	55'6	52'3	65'3
12 - 13	75'0	68'0	60'7	56'2	52'8	65'7
13 - 14	75'6	68'3	61'2	56'4	53'0	66'2
14 - 15	74'9	67'8	61'5	54'6	51'0	65'3
15 - 16	74'2	66'8	60'3	54'0	50'6	64'6
16 - 17	74'2	66'9	59'5	54'3	50'8	64'6
17 - 18	74'9	67'6	59'7	55'5	52'3	65'4
18 - 19	75'1	67'7	60'7	56'3	53'1	65'6
19 - 20	75'1	67'9	61'4	56'6	53'4	65'8
20 - 21	74'7	67'6	61'0	56'2	53'0	65'5
21 - 22	74'5	67'0	60'0	54'8	51'6	65'0
22 - 23	72'9	65'0	57'5	51'9	48'7	63'1
23 - 24	70'9	62'7	54'6	49'3	46'3	61'0

#### A3.4. Variación semanal de los niveles sonoros

Con el fin de evitar la obtención de resultados sesgados, para llevar a cabo esta parte del estudio no se han tomado en consideración la totalidad de los datos recogidos en este trabajo (dado que existen diferencias en el número de medidas realizadas para los diferentes días de la semana en los emplazamientos considerados en el mismo), sino solamente los contenidos en una muestra más reducida de emplazamientos ( $n=28$ ), en los que dichas medidas se han llevado sin interrupción durante siete días consecutivos. En la Figura A3.4 reproducimos un gráfico característico de estos resultados.

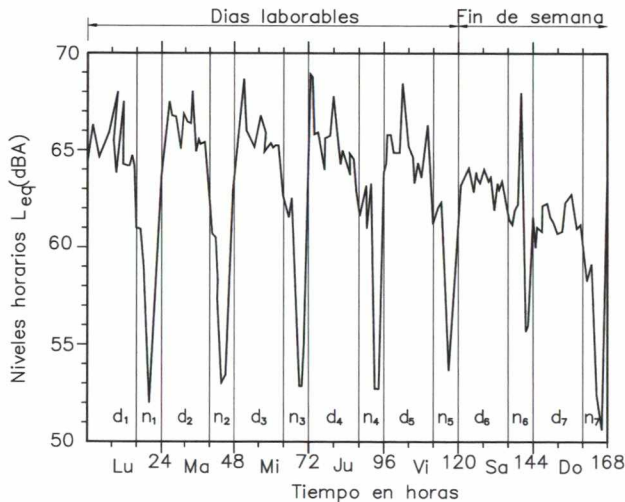


Figura A3.4. Evolución temporal de los niveles sonoros horarios  $L_{Aeq}$  medidos de forma continua a lo largo de una semana completa en un emplazamiento urbano relativamente tranquilo (Brambilla, 2001).



Los resultados encontrados en este estudio pusieron de manifiesto que los niveles sonoros horarios medios existentes en un emplazamiento urbano dado se mantienen prácticamente constantes de lunes a jueves), aumentan ligeramente los viernes, se reducen bastante los sábados y todavía algo más los domingos. En general, parece ser que el día más ruidoso de la semana es el viernes. En el caso de emplazamientos urbanos con altas intensidades de tráfico, los niveles sonoros diurnos en los días laborables suelen alcanzar los 75-80 dBA, en tanto que los niveles sonoros nocturnos son del orden de 60-65 dBA. En estos casos, las diferencias entre los periodos diurno y nocturno se reducen apreciablemente durante los fines de semana, debido a una disminución en el tráfico diurno y un incremento en el tráfico nocturno respecto a sus valores normales.

Las tendencias de variación de los niveles sonoros a lo largo de las 24 horas del día muestran también algunas diferencias según los diferentes días de la semana. Por ejemplo, los valores mínimos de los niveles sonoros horarios se producen algo más tarde en los domingos (entre las 6.00 h y las 7.00 h) que en los días laborables (entre las 4.00 h y las 5.00 h). Se ha observado también que en las zonas urbanas, la actividad diurna se recupera con bastante mayor lentitud los domingos que los días laborables, dado que, en el primer caso, la ciudad se va "despertando" muy poco a poco.

Hay que tener en cuenta, sin embargo, que estas tendencias generales no se cumplen en los emplazamientos singulares (por ejemplo, en las zonas urbanas con alta presencia de locales de ocio o en las zonas veraniegas). En estos casos, las diferencias observadas generalmente entre los niveles sonoros medidos en los periodos diurno y nocturno, o en los días laborables y festivos, pueden llegar incluso a invertirse respecto a la que muestra cualquier otra zona urbana.

### A3.5. Correlaciones entre los diferentes índices de ruido

La determinación de las distribuciones de los niveles sonoros instantáneos se suele llevar a cabo con instrumentos sofisticados y costosos. La utilización de los modelos más usuales de sonómetros integradores, mucho más asequibles en general, sólo permite medir los niveles sonoros equivalentes, un descriptor que caracteriza el ambiente sonoro general de un emplazamiento dado en un periodo de tiempo determinado, aunque no proporciona ninguna información sobre la correspondiente distribución de niveles sonoros instantáneos o sobre los niveles percentiles relacionados con esa distribución.

En el trabajo que estamos comentando aquí se ha investigado la relación existente entre el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  y los diferentes índices percentiles de ruido, con el objeto de poder predecir con cierta fiabilidad los valores de estos últimos índices a partir de la medida de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  realizada en un determinado emplazamiento urbano, sin necesidad de llevar a cabo ningún tipo de medidas al respecto. Las relaciones encontradas responden a las ecuaciones siguientes:

$$\begin{array}{ll}
 L1 = 0'98 \cdot L_{eq} + 10'6 & r = 0'97, \quad d = 2'12 \\
 L10 = 1'06 \cdot L_{eq} - 2'4 & r = 0'97, \quad d = 2'45 \\
 L50 = 1'08 \cdot L_{eq} - 11'1 & r = 0'91, \quad d = 4'34 \\
 L90 = 1'02 \cdot L_{eq} - 12'1 & r = 0'84, \quad d = 5'27 \\
 L99 = 0'93 \cdot L_{eq} - 9'8 & r = 0'79, \quad d = 5'63
 \end{array}$$

Como es natural, todas estas expresiones se refieren a los valores horarios de los correspondientes índices sonoros expresados en dBA. Obsérvese que los mejores coeficientes de correlación (valores de  $r$  más elevados) y las estimaciones más precisas (valores de las desviaciones típicas  $d$  más bajos) corresponden a los percentiles L1 y L10. Por el contrario, los peores resultados se obtienen para los percentiles L90 y L99. Este resultado no resulta nada sorprendente si tenemos en cuenta que los percentiles más bajos (L99 y L90) representan los niveles sonoros de fondo de un determinado emplazamiento, en ausencia de fuentes sonoras significativas en sus proximidades, en tanto que los niveles percentiles más altos (L1 y L10), al igual que el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  están relacionados con la presencia de fuentes sonoras relevantes en puntos cercanos al lugar en que se realizan las medidas.

Por otra parte, el análisis de las ecuaciones de regresión calculadas sobre una base horaria (considerando los 500 datos horarios de índices percentiles  $L_x$  y niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  correspondientes a una hora determinada) ha puesto de manifiesto que los coeficientes de correlación entre L10 y  $L_{eq}$  apenas varían a lo largo de las 24 horas del día, con valores comprendidos entre 0'90 y 0'98; los parámetros de las ecuaciones de regresión y las desviaciones típicas correspondientes se mantienen también prácticamente constantes a lo largo de todo el día. Sin embargo, los coeficientes de correlación entre L90 y  $L_{eq}$  varían entre 0'69 (durante las horas nocturnas) y 0'88 (durante el período diurno) y las desviaciones típicas encontradas en este caso son mayores durante la noche que durante el día. Todos estos resultados ponen de manifiesto que el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  es capaz de predecir con aceptable precisión los valores del índice percentil L10 para cualquier hora del día o de la noche. En cambio, el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  es incapaz de predecir los valores del índice L90 con una precisión adecuada, sobre todo durante las horas nocturnas. En líneas generales, estas conclusiones coinciden con las encontradas por otros autores en trabajos similares al nuestro (Utley, 1985) (Maurin et al., 1993) (Brambilla et al., 1994).

### A3.6. Descriptores globales del ruido ambiental

Tal como hemos visto anteriormente, los niveles sonoros horarios medidos en un determinado emplazamiento urbano varían considerablemente a lo largo de las 24 horas del día. En consecuencia, la caracterización del ambiente acústico existente en un emplazamiento dado, basada solamente en estos datos horarios, no resulta práctica. Para obviar esta importante dificultad, se definieron hace ya algunos años los denominados descriptores globales. Los descriptores globales más importantes son el nivel sonoro equivalente para el período diurno  $L_d$  (que representa el valor que se obtendría para dicho índice si se llevara a cabo una medida continua entre las 7.00 h y las 22.00 h), el nivel sonoro equivalente para el período nocturno  $L_n$  (análogo al anterior, pero cubriendo en este caso el intervalo horario comprendido entre las 22.00 h y las 7.00 h) y el nivel sonoro equivalente  $L_{24h}$  (nivel sonoro equivalente correspondiente a una medida continua realizada a lo largo de las 24 horas del día). A estos índices globales cabe añadir el denominado nivel sonoro día-noche  $L_{dn}$ , que se calcula igual que el nivel sonoro continuo equivalente a lo largo de las 24 horas del día (es decir, como media logarítmica de los respectivos valores horarios), aunque con la particularidad de que en este caso los niveles sonoros correspondientes al período nocturno se incrementan en 10 dBA, a modo de penalización, para tener en cuenta el hecho de que el ruido ambiental suele resultar bastante más molesto durante la noche. Con fecha reciente, se ha introducido también el nivel sonoro día-tarde-noche  $L_{den}$ , que presenta la particularidad de dividir el día en tres periodos dife-

rentes, introduciendo una penalización de 5 dBA para el periodo de la tarde (generalmente, entre las 18.00 h y las 22.00 h) y una penalización de 10 dBA para el periodo de la noche (entre las 22.00 h y las 7.00 h).

Tomando en consideración la totalidad de los datos obtenidos en nuestras medidas (12.000 valores horarios), se ha procedido a calcular los valores de los cuatro descriptores globales más significativos. Los resultados obtenidos en el correspondiente análisis estadístico (Norusis, 1990) son los siguientes:

<b>Indicador</b>	<b>L<sub>d</sub> (dBA)</b>	<b>L<sub>n</sub> (dBA)</b>	<b>L<sub>24h</sub> (dBA)</b>	<b>L<sub>dn</sub> (dBA)</b>
Valor medio	65'7	60'0	64'6	68'0
Mediana	66'1	61'6	65'4	69'5
Moda	69'8	63'1	65'6	69'8
Desv. típica	6'1	8'6	6'3	7'8
Curtosis	0'6	1'8	0'7	2'4
Valor máximo	79'1	79'1	78'3	85'4
Valor mínimo	46'3	27'8	44'3	45'5

Como es natural, en términos estrictos, la significación de estos resultados está ligada a las características concretas de la muestra considerada en nuestro análisis, o lo que es lo mismo, a las características de los emplazamientos en los que se han llevado a cabo las correspondientes medidas. Sin embargo, cuando se compara la distribución estadística de los valores del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medidos en el presente trabajo (seleccionados, en principio, según un criterio prácticamente aleatorio) con la correspondiente a las medidas de ese mismo índice llevadas a cabo en la totalidad de las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana (véase el Apéndice 2), encontramos que son prácticamente idénticas. Esta coincidencia nos permite afirmar que los emplazamientos incluidos en la presente investigación constituyen una muestra aceptablemente representativa de la situación sonora existente en las zonas urbanas de nuestra Comunidad y, posiblemente, del conjunto del país. En cualquier caso, la extrapolación de estos resultados a otros ámbitos diferentes debería ser contemplada con cautela.

Aunque los descriptores globales son una herramienta de gran utilidad para caracterizar de forma muy sencilla el ambiente acústico que existe en una cierta zona urbana, su determinación precisa es sumamente laboriosa y onerosa, dado que se basa en la realización de medidas de niveles sonoros durante periodos de tiempo bastante dilatados. Por consiguiente, la predicción de tales descriptores globales basada en técnicas de medida de corta duración podría resultar extremadamente útil en muchas situaciones de interés práctico, como por ejemplo, en la predicción de la respuesta subjetiva (molestia) de una comunidad ante una cierta exposición al ruido. En el trabajo que estamos exponiendo ahora, se ha explorado cuidadosamente esta posibilidad utilizando toda la información acumulada en nuestras medidas.

En primer lugar, se ha procedido a comparar los valores de cada descriptor global  $L_d$ ,  $L_n$ ,  $L_{24h}$  y  $L_{dn}$  (500 datos) con la totalidad de los valores horarios del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$

(12.000 datos). Aunque la relación existente entre todos estos índices se pone de manifiesto con gran claridad en nuestros análisis, los correspondientes coeficientes de correlación varían considerablemente a lo largo del día. Este hecho no resulta del todo inesperado. Por ejemplo, parece plausible que la calidad de la predicción del descriptor  $L_d$  sea particularmente alta cuando en dicha predicción se utilicen los valores del índice  $L_{eq}$  medidos durante el día y no los medidos durante la noche. Como es natural, en el caso del descriptor  $L_n$  sucede exactamente lo contrario.

En particular, cuando se utilizan como variables de referencia los valores horarios del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medidos entre las 17.00 h y las 18.00 h, las relaciones entre los descriptores globales del ambiente sonoro y dichos niveles sonoros  $L_{eq}$  vienen expresados por las ecuaciones siguientes:

$$\begin{array}{ll} L_d = 0'83 \cdot L_{eq} + 11'16 & r=0'92, d=2'34 \\ L_n = 1'06 \cdot L_{eq} - 9'44 & r=0'83, d=4'78 \\ L_{24h} = 0'85 \cdot L_{eq} + 9'21 & r=0'91, d=2'53 \\ L_{dn} = 1'00 \cdot L_{eq} + 2'36 & r=0'87, d=3'88 \end{array}$$

Por lo tanto, para calcular los índices globales se propone un proceso que conlleva dos pasos sucesivos: a) medida del nivel sonoro  $L_{eq}$  correspondiente al periodo horario 17.00 h-18.00 h en un emplazamiento dado, y b) cálculo del índice global deseado utilizando las ecuaciones anteriores. La elección de este periodo horario en particular se debe a que hemos observado que, en ese caso, el coeficiente de correlación entre el  $L_{eq}$  y los diferentes índices globales era máximo y la desviación típica mínima. Suponiendo que, por un motivo u otro, las medidas de niveles sonoros horarios  $L_{eq}$  en un emplazamiento determinado se llevaran a cabo en otras horas diferentes del día, se podría evaluar el nivel sonoro  $L_{eq}$  correspondiente al citado intervalo (17.00 h-18.00 h) aplicando la corrección que procediera en función de la hora considerada. Esta corrección se puede evaluar haciendo uso de la tendencia general de variación de este índice a lo largo de las 24 horas del día, anteriormente expuesta.

Aunque estrictamente hablando las medidas del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  de referencia se han de llevar a cabo durante una hora completa, en el curso de nuestro trabajo hemos podido comprobar también que la adopción de tiempos de muestreo de duración inferior (por ejemplo, 15 ó 20 minutos) proporcionan resultados de calidad muy similar. Por supuesto, para la realización de este tipo de medidas, se recomienda utilizar sonómetros integradores de precisión.

Como ejemplo de la potencialidad del método anteriormente expuesto, en la Figura A3.5 se comparan los valores predichos y los valores medidos del índice  $L_{24h}$  (obsérvese que los puntos se agrupan muy claramente alrededor de la correspondiente bisectriz de los ejes). Los datos que se recogen en esta figura demuestran que el método puesto a punto en el trabajo que estamos comentando permite predecir los valores del descriptor global  $L_{24h}$  en zonas urbanas con un error inferior a 3 dBA (intervalo de confianza del 90%), a partir del valor del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medido entre las 17.00 h y las 18.00 h.

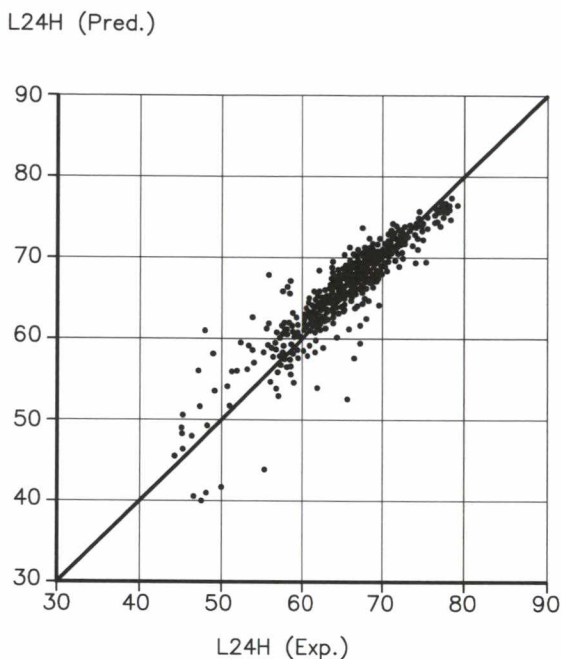


Figura A3.5. Comparación entre los valores predichos ( $L_{24h}$  pred) y los valores medidos ( $L_{24h}$  exp) del descriptor global nivel sonoro equivalente a lo largo de las 24 horas del día.

### A3.7. Influencia de las características de los emplazamientos

Como es sabido, los niveles de contaminación acústica existentes en un determinado emplazamiento urbano dependen de sus características específicas. En particular, dado que la fuente de ruido más importante y generalizada en las zonas urbanas es el tráfico rodado, es natural que dichos niveles dependan de las características del tráfico rodado que circula por ese lugar y, sobre todo, de su intensidad (Nelson, 1987). Por otra parte, numerosos trabajos han demostrado también que las condiciones urbanísticas de una determinada zona (tales como la anchura de la calzada, la altura de los edificios colindantes o la presencia de espacios abiertos) influyen notablemente en la configuración del ambiente acústico urbano (García, 1995) (Arizmendi, 1995).

En consecuencia, aprovechando toda la información obtenida en el trabajo que ahora estamos exponiendo, nos pareció interesante profundizar algo más sobre esta importante cuestión. En general, los métodos de trabajo utilizados en esta investigación se basaron en las diferentes técnicas de análisis multivariante disponibles en la actualidad. El citado análisis se ha llevado a cabo utilizando el paquete estadístico SPSS/PC+ (Norusis, 1990).

En una primera fase del trabajo, estudiamos la relación existente entre los niveles sonoros medidos en los diferentes emplazamientos de nuestra muestra y los valores correspondientes de la densidad

de tráfico Q. Las agrupaciones y el número de casos considerados para esta variable (recordemos que el número total de casos incluidos en nuestra investigación ha sido de 500 días completos de medidas) son las siguientes:

Tráfico de baja intensidad . . . . .	$Q < 100$ veh/h . . . . .	n = 115 casos
Tráfico de media intensidad . . . . .	$100 < Q < 1.000$ veh/h . . . . .	n = 290 casos
Tráfico de alta intensidad . . . . .	$Q > 1.000$ veh/h . . . . .	n = 95 casos

El análisis de la tabla de contingencia entre Q (densidad de tráfico) y el descriptor global  $L_{dn}$  (nivel sonoro equivalente día-noche) nos demuestra, una vez más, la existencia de una asociación muy clara entre estas dos variables ( $p < 0'001$ ), confirmando los resultados encontrados en trabajos anteriores.

De forma análoga, se han estudiado también las relaciones existentes entre las variables "densidad de edificación" (expresada por el número y tamaño de los edificios existentes por unidad de superficie en el lugar de las medidas) y "tamaño del municipio" (número de habitantes) con los niveles sonoros medidos en cada emplazamiento. Los resultados obtenidos en este análisis revelan la existencia de una clara asociación entre la densidad de edificación y los niveles sonoros ( $p < 0'001$ ), en el sentido de que los niveles sonoros urbanos tienden a aumentar cuando la densidad de edificación aumenta. Por otro lado, se ha podido demostrar una vez más que, en general, las ciudades grandes y medias suelen ser más ruidosas que las pequeñas ( $p < 0'001$ ).

El estudio que estamos exponiendo se ha completado con la realización de un análisis de agregados ("clusters") de todos los datos disponibles. El objetivo de este análisis es clasificar los emplazamientos urbanos incluidos en nuestra muestra en grupos o categorías diferentes, de tal manera que la distancia entre dichos grupos fuera tan grande como fuera posible. Las tres variables estudiadas por separado anteriormente (el volumen de tráfico, la densidad de edificación y el tamaño del municipio) se han considerado ahora conjuntamente, adoptando como criterio para establecer las agrupaciones o clusters de los datos el cuadrado de la distancia euclídea (Norusis, 1990). De acuerdo con este análisis, los 500 casos considerados en esta investigación se han clasificado en cuatro grupos o clases diferentes. La primera de estas clases está constituida por los emplazamientos con una densidad de tráfico alta, situados en municipios de tamaño medio o grande, y con una densidad de edificación media o alta. En la segunda clase se incluyen los emplazamientos con una densidad de tráfico media, situados en poblaciones de tamaño medio o pequeño, y con una densidad de edificación media o alta. La tercera clase está formada por los emplazamientos con una densidad de tráfico media o baja, situados en municipios de tamaño grande, y con una densidad de edificación media o alta. Finalmente, en la cuarta clase se incluyen los emplazamientos con una densidad de tráfico baja, situados en poblaciones de tamaño pequeño, y con una densidad de edificación media o baja. Por supuesto, al finalizar el proceso de análisis, la totalidad de los 500 casos considerados en el estudio está incluida en alguna de las cuatro categorías o clases antes mencionadas. La primera clase contiene un total de 91 casos, la segunda contiene 217 casos, la tercera contiene 128 casos, y la cuarta contiene 64 casos. Hay que señalar que las clases extremas de estas cuatro categorías corresponden, respectivamente, a los emplazamientos urbanos "muy ruidosos" y "muy poco ruidosos" de la muestra estudiada (Brambilla et al., 1997).

En la Figura A3.6 se muestran las tendencias de variación de los valores horarios de los niveles sonoros equivalentes medios  $L_{eq}$  para cada uno de estos cuatro grupos o clases. Los valores medios de los descriptores globales del ambiente sonoro para cada uno de esos grupos son los siguientes:

Descriptor	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
$L_d$ (dBA)	71'9	66'6	63'4	58'3
$L_n$ (dBA)	68'0	61'7	57'7	47'4
$L_{24h}$ (dBA)	70'9	65'5	62'4	56'7
$L_{dn}$ (dBA)	75'4	69'5	66'1	56'5

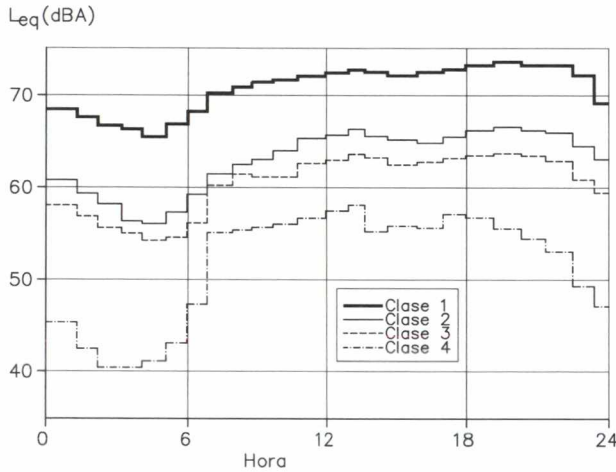


Figura A3.6. Variación temporal de los valores horarios de los niveles sonoros equivalentes medios ( $L_{eq}$ ) para los cuatro grupos o clases diferentes de datos obtenidos en el análisis estadístico de agregados (cluster analysis).

### A3.8. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el análisis realizado en esta investigación, realizada sobre los datos horarios de niveles sonoros medidos en una amplia muestra de emplazamientos urbanos en la Comunidad Valenciana, nos permiten concluir que los agregados o clusters formados pueden constituir una buena base para clasificar los emplazamientos urbanos según sus condiciones específicas. Por otra parte, estos resultados proporcionan también una base válida para clasificar los ambientes sonoros existentes en las zonas urbanas desde un punto de vista mucho más objetivo que los utilizados generalmente hasta ahora. Esta clasificación puede resultar extraordinariamente útil para el establecimiento de criterios realistas de planificación urbanística y uso del suelo desde la perspectiva de la contaminación acústica, así como para desarrollar con mayor fundamento las estrategias de la lucha contra el ruido.

## Apéndice 4

### Las fuentes de ruido en las zonas urbanas

#### A4.1. Introducción

La posibilidad de que el ruido ambiental en las zonas urbanas produzca efectos negativos sobre la salud y el bienestar de las personas ha estimulado en gran medida la investigación de este campo y ha constituido una motivación muy importante en la lucha contra la contaminación acústica en esos medios. A lo largo de las últimas décadas, diferentes autores han llevado a cabo numerosas encuestas para evaluar los efectos de la contaminación acústica en diferentes ciudades de todo el mundo. Este tipo de trabajos responde a objetivos tan diferentes como recoger opiniones sobre los efectos del ruido ambiental sobre la salud de las personas, conocer la relación entre dosis y respuesta, averiguar cuál es el mejor método para evaluar el impacto de una determinada fuente sonora, evaluar los niveles aceptables de ruido a que está sometida una cierta comunidad o contribuir a un mejor conocimiento de las condiciones existentes en un determinado emplazamiento, entre otros (Fields, 1991) (García, 1994).

En la mayoría de los casos, estas encuestas se suelen plantear como estudios con entidad propia y, por lo tanto, los contenidos de los cuestionarios utilizados en ellas difieren considerablemente entre sí. Esta cualidad dificulta extraordinariamente la comparación de los resultados obtenidos en cada caso, haciendo muy difícil la formulación de conclusiones generales sobre este tema. En consecuencia, la posibilidad de que diferentes investigadores puedan llevar a cabo encuestas de esta naturaleza en ciudades diferentes, bajo condiciones ambientales, urbanísticas y sociales diferentes, utilizando el mismo cuestionario en todos los casos, ofrece un indudable interés.

La investigación que vamos a presentar en este apéndice ha consistido fundamentalmente en un estudio de las principales fuentes de ruido ambiental existentes en la ciudad de Valencia y de sus efectos sobre los residentes. En consecuencia, este trabajo se enmarca en una de las líneas de actividad que el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia ha desarrollado durante más de veinte años. Su aspecto más novedoso ha consistido en la utilización de un cuestionario preparado con dicho fin (Namba et al., 1996) (Kuwano et al., 1996). Este hecho ha facilitado la comparación entre los resultados obtenidos en la ciudad de Valencia con los encontrados por otros investigadores en otras ciudades muy diferentes a ésta y ha permitido formular algunas conclusiones muy interesantes sobre esta cuestión.

#### A4.2. Material y métodos

Con pequeñas diferencias, el cuestionario utilizado en este trabajo es una traducción literal de la versión en inglés del cuestionario preparado hace algún tiempo por un Comité de expertos de la Sociedad Acústica de Japón. El cuestionario en cuestión está dividido en cinco grandes bloques de preguntas, relativos a datos demográficos de las personas encuestadas (sexo, edad, número de per-



sonas que viven en la misma vivienda, etc.), condiciones del medio en que residen los encuestados (tipo de zona urbana, características de la vivienda, antigüedad en la residencia, infraestructuras con que cuenta la zona en que está situada la vivienda, etc.), nivel de satisfacción con el entorno y medio ambiente que rodea la vivienda (disponibilidad de tiendas y comercios, medios de transporte, zonas verdes, limpieza de las calles, etc.), impacto de las fuentes de contaminación acústica más significativas (distinguiendo entre no audibles, audibles y no molestas, y audibles y molestas), información sobre las fuentes de ruido que resultan más molestas (efectos que el correspondiente impacto sonoro produce en los encuestados, periodo en que los ruidos resultan más molestos, y acciones emprendidas por los encuestados para protestar o defenderse de sus efectos negativos). La mayoría de las preguntas planteadas son cerradas, con respuestas únicas o múltiples.

El cambio más importante entre nuestro cuestionario y el preparado por los investigadores japoneses se refiere a la forma en que está planteada la pregunta que trata de averiguar cuál es el "ruido más molesto" entre una amplia lista de ruidos urbanos diferentes. Al preparar nuestra versión, nos planteamos la conveniencia de que las respuestas al cuestionario no se limitaran a señalar un único ruido, sino los tres ruidos que le molestan más al correspondiente encuestado, pidiéndole además que indicara si cada uno de estos tres ruidos le resulta "poco molesto", "bastante molesto" o "muy molesto". Como es natural, este mismo planteamiento se mantiene en las restantes preguntas incluidas en el mismo apartado. Aunque esta modificación complica un tanto la realización de las correspondientes encuestas (y el posterior tratamiento de los resultados obtenidos), creemos que puede enriquecer considerablemente la información que proporcionan las encuestas realizadas.

Todas las 170 personas encuestadas en este trabajo piloto son adultos residentes en la ciudad de Valencia. Fundamentalmente, los encuestados han sido colaboradores, familiares, amigos o alumnos de los autores. A su vez, algunas de estas personas han distribuido y recogido cuestionarios entre sus familiares o conocidos. Este procedimiento ha facilitado mucho la realización práctica de este trabajo y ha proporcionado resultados suficientemente válidos para un estudio preliminar de este problema, que se ha caracterizado por poner un mayor énfasis sobre la metodología del estudio que sobre la significación y validez general de los resultados.

La información contenida en los cuestionarios cumplimentados por las personas encuestadas se ha almacenado en un fichero informático DBASE. El correspondiente análisis se ha llevado a cabo fundamentalmente utilizando el paquete estadístico SPSS/PC+ (Norusis, 1990).

#### **A4.3. Resultados y discusión**

Como acabamos de indicar, en este trabajo se han encuestado un total de 170 personas residentes en la ciudad de Valencia (una por vivienda), un número que estimamos suficiente para un estudio general. En cualquier caso, la muestra cubre una amplia variedad de las condiciones que se dan en dicha ciudad desde los puntos de vista urbanístico y acústico.

En primer lugar, vamos a presentar un resumen de los resultados obtenidos en las respuestas a las preguntas más significativas del cuestionario, acompañados en cada caso de unos breves comentarios. Para mayor claridad, estos resultados están expresados en forma de porcentajes. Las preguntas relativas a los datos personales de los encuestados han proporcionado las respuestas siguientes:

**Sexo:**

Hombre .....	39'4
Mujer .....	60'6

**Edad:**

Menos de 20 años .....	8'2
Entre 20 y 29 años .....	41'2
Entre 30 y 39 años .....	23'5
Entre 40 y 49 años .....	20'0
Entre 50 y 59 años .....	4'1
Entre 60 y 69 años .....	0'6
70 o más años .....	2'4

**Número de personas que viven en su casa, incluyendo el encuestado:**

1 persona .....	8'8
2 personas .....	15'9
3 personas .....	21'2
4 personas .....	29'4
5 personas .....	16'5
6 o más personas .....	8'2

**Situaciones singulares de las personas residentes:**

Trabajador en turno de noche .....	7'7
Estudiante .....	69'2
Persona enferma .....	1'8
Persona anciana .....	9'5
Niño pequeño (menos de 1 año) .....	0
Niño de 1 a 10 años .....	11'8

**Poseción de determinadas bienes u objetos:**

Instrumento musical .....	32'4
Automóvil o motocicleta .....	72'4
Acondicionador de aire .....	27'1
Equipo musical (toca-discos, etc.) .....	87'1
Herramientas eléctricas .....	39'4
Animales domésticos .....	30'6

Estos resultados no precisan ningún comentario especial. Tal vez habría que llamar la atención sobre el hecho de que la distribución por sexos aparece un tanto sesgada a favor de las mujeres, probablemente como consecuencia de su mayor disponibilidad a responder a los cuestionarios distribuidos. Cabe observar también que un número relativamente elevado de encuestados se concentra en el grupo de edad comprendido entre los 20 y 29 años, propia de los estudiantes universitarios. Otro elemento destacable es la elevada tasa de posesión de automóviles o motocicletas que declaran los encuestados. Cabe observar que los bienes u objetos incluidos en el último apartado de esta pregunta son fuentes sonoras más o menos importantes y, en consecuencia, su posesión por

parte de los encuestados puede condicionar en mayor o menor grado su actitud hacia este factor medioambiental, haciéndolos más permisivos frente al ruido producido por estos tipos de fuentes en particular.

Por lo que se refiere a la pregunta sobre el carácter de propiedad o alquiler de la vivienda, se han obtenido los resultados siguientes:

Vivienda en propiedad .....	76'5
Vivienda en alquiler .....	22'9
Otra .....	0'6

Los anteriores resultados ponen de manifiesto la elevada proporción de personas encuestadas que viven en una vivienda en propiedad frente a quienes lo hacen en viviendas en alquiler: aproximadamente, tres de cada cuatro encuestados corresponden a la primera de estas dos opciones.

En relación con la antigüedad de residencia en las viviendas que ocupan actualmente los encuestados, se han obtenido las respuestas siguientes:

Menos de 1 año .....	10'6
Entre 1 y 3 años .....	13'5
Entre 3 y 5 años .....	9'4
Entre 5 y 10 años .....	11'2
Más de 10 años .....	55'3

Nos parece importante destacar que más de la mitad de las personas encuestadas llevan viviendo más de 10 años en la vivienda en la que residen actualmente. Esta información se considera positiva por lo que respecta a su integración en una determinada zona urbana y avala su experiencia en relación con las condiciones generales existentes en dicha zona.

Por lo que respecta a las infraestructuras existentes en la zona en que residen los encuestados, se han encontrado los resultados siguientes:

Carreteras o vías principales .....	64'7
Industrias o talleres .....	28'2
Terminal de autobuses .....	7'6
Bares, restaurantes, pubs .....	72'3
Aparcamientos .....	32'9
Centros comerciales .....	24'1
Ferrocarril .....	13'5
Aeropuerto .....	1'2
Escuelas, centros docentes .....	53'5
Parques, jardines .....	57'1
Residencias, hoteles .....	7'6
Instalaciones deportivas .....	14'7

Ante todo, cabe llamar la atención sobre el hecho de que esta pregunta admitía una o más respuestas y, en consecuencia, la suma de los porcentajes que se recogen en la anterior relación no es igual a 100. En este contexto, destacan las elevadas tasas de respuesta correspondientes a las preguntas relacionadas con bares, restaurantes y pubs (en primer lugar del ranking), carreteras o vías principales, parques o jardines, y escuelas o centros docentes, por este mismo orden. Por el contrario, las residencias u hoteles, las terminales de autobuses, el ferrocarril y el aeropuerto son infraestructuras muy poco citadas por los encuestados. No debemos perder de vista el hecho de que, en mayor o menor medida, la existencia o abundancia de algunas de las infraestructuras mencionadas (entre otras) en una determinada zona urbana puede estar relacionada con la existencia de niveles de contaminación sonora más o menos elevados en dicha zona.

El nivel de satisfacción con el ambiente que rodea la casa en la que cada encuestado vive ha sido evaluado utilizando un total de seis indicadores diferentes, con cinco niveles de satisfacción diferentes, desde "muy satisfecho" a "muy insatisfecho". Las respuestas obtenidas a esta pregunta se distribuyen de la forma que se indica a continuación:

**Disponibilidad de tiendas y comercios:**

Muy satisfecho .....	45'9
Medianamente satisfecho .....	32'9
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	11'2
Medianamente insatisfecho .....	4'7
Muy insatisfecho .....	5'3

**Disponibilidad de medios de transporte:**

Muy satisfecho .....	41'8
Medianamente satisfecho .....	41'2
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	8'2
Medianamente insatisfecho .....	5'3
Muy insatisfecho .....	3'5

**Presencia de zonas verdes:**

Muy satisfecho .....	16'5
Medianamente satisfecho .....	17'8
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	18'3
Medianamente insatisfecho .....	23'7
Muy insatisfecho .....	23'7

**Limpieza de las calles:**

Muy satisfecho .....	10'7
Medianamente satisfecho .....	22'6
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	29'2
Medianamente insatisfecho .....	23'8
Muy insatisfecho .....	13'7

**Ruido en las calles:**

Muy satisfecho .....	4'1
Medianamente satisfecho .....	15'3
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	21'2
Medianamente insatisfecho .....	28'8
Muy insatisfecho .....	30'6

**Disponibilidad de servicios públicos (escuelas, etc.):**

Muy satisfecho .....	18'8
Medianamente satisfecho .....	30'6
Ni satisfecho ni insatisfecho .....	36'5
Medianamente insatisfecho .....	11'2
Muy insatisfecho .....	2'9

Con el fin de valorar cuantitativamente el nivel medio de insatisfacción que expresan estas respuestas, hemos procedido a asignar una calificación numérica del 1 al 5 a cada una de ellas, correspondiendo el 1 al nivel de "muy satisfecho" y el 5 al nivel de "muy insatisfecho". De acuerdo con esta convención, se ha encontrado que, entre los seis indicadores ambientales considerados en el cuestionario, el indicador peor valorado es el ruido en las calles (al que le corresponde un nivel medio de insatisfacción de 3'66 para el conjunto de las 170 respuestas), seguido de la presencia de zonas verdes (3'18), la limpieza de las calles (3'04), la disponibilidad de servicios públicos (2'49), la disponibilidad de tiendas y comercios (1'91) y la disponibilidad de medios de transporte público (1'88).

Sin duda alguna, una de las preguntas más importantes del cuestionario es la que trata de evaluar el impacto que producen sobre la persona encuestada las 38 fuentes sonoras diferentes contempladas en el mismo. En esta pregunta se pide que los encuestados opten por alguna de estas tres opciones diferentes: (1) si tales fuentes son no audibles, (2) si son audibles, aunque no molestas, y (3) si son audibles y molestas, todo ello en base a una valoración general (a lo largo del último año) y respondiendo a su propia percepción personal cuando se encuentran en su casa. Las respuestas a esta pregunta (siempre en porcentajes) han sido las siguientes:

	(1)	(2)	(3)
	-----	-----	-----
(01) Tráfico de vehículos .....	12'3	45'9	41'8
(02) Claxon de los vehículos .....	11'8	35'3	52'9
(03) Sirenas de vehículos .....	14'1	41'8	44'1
(04) Motocicletas .....	6'5	28'2	65'3
(05) Tráfico en proximidad de semáforos .....	38'2	30'0	31'8
(06) Ferrocarriles .....	92'3	5'9	1'8
(07) Tranvías .....	91'2	8'2	0'6
(08) Aviones .....	67'1	24'7	8'2
(09) Helicópteros .....	67'6	21'8	10'6
(10) Industrias y talleres .....	82'4	12'4	5'2
(11) Obras públicas y construcción .....	40'6	21'2	38'2
(12) Escuelas, centros docentes .....	71'2	23'5	5'3

	(1)	(2)	(3)
(13) Campanas .....	68'8	29'4	1'8
(14) Comercios, mercados .....	80'6	17'6	1'8
(15) Vendedores ambulantes .....	75'3	18'2	6'5
(16) Recogida de basuras .....	29'4	38'8	31'8
(17) Gritos y voces en la calle .....	32'9	40'0	27'1
(18) Locales de ocio (bares, pubs, etc.) .....	67'7	17'6	14'7
(19) Voces de niños .....	45'9	44'1	10'0
(20) Llantos de niños pequeños .....	65'9	26'5	7'6
(21) Automóviles con motor en marcha .....	51'2	29'4	19'4
(22) Acondicionadores de aire .....	87'1	8'2	4'7
(23) Golpes de puertas o ventanas .....	52'4	30'0	17'6
(24) Instrumentos musicales .....	61'8	28'8	9'4
(25) Televisores, equipos de música .....	40'6	30'6	28'8
(26) Grifos y salidas de agua en viviendas .....	65'3	21'8	12'9
(27) Ruidos del piso de arriba .....	43'5	24'1	32'4
(28) Animales domésticos .....	55'9	30'0	14'1
(29) Espectáculos públicos .....	87'6	5'3	7'1
(30) Fuegos pirotécnicos .....	41'8	39'4	18'8
(31) Ruido de insectos .....	90'6	8'2	1'2
(32) Trinos de pájaros .....	50'6	48'8	0'6
(33) Cantos de gallos .....	94'7	5'3	0
(34) Rumor del agua de arroyo o cascada .....	98'8	1'2	0
(35) Olas del mar .....	98'8	1'2	0
(36) Instalaciones deportivas .....	92'4	5'9	1'8
(37) Acontecimientos especiales .....	75'3	18'2	6'5
(38) Otras .....	85'9	1'8	12'4

Vamos a exponer algunos comentarios generales sobre estos últimos resultados. Ante todo, habría que señalar que, a la vista de los mismos, la lista de fuentes de contaminación acústica que se proporciona en el cuestionario utilizado en este estudio parece bastante completa. Tan sólo 24 encuestados contestaron a la opción número (38) señalando alguna fuente de ruido que no estaba incluida explícitamente en esta larga relación. Entre estas fuentes singulares se incluyen las relacionadas con la fiesta de las fallas, las músicas producidas por equipos instalados en los automóviles, las terrazas de los bares, las alarmas, los trabajos de bricolaje, el timbre de los teléfonos, los ruidos procedentes de un cuartel, etc. Salvo las dos fuentes sonoras indicadas en primer lugar, todas estas fuentes de ruido sólo han sido citadas por un único encuestado.

Salvo tres excepciones (correspondientes a los cantos de gallos, rumor del agua de arroyos o cascadas, y olas del mar), todas las fuentes de ruido incluidas en nuestro cuestionario son "audibles y molestas" para un número más o menos elevado de encuestados. El primer lugar de estas fuentes audibles y molestas lo ocupan las motocicletas (consideradas de este modo por dos de cada tres de las personas encuestadas, aproximadamente), seguidas por el claxon de los vehículos, las sirenas de vehículos tales como ambulancias y policía, el tráfico de vehículos, las obras públicas y cons-

trucción, los ruidos procedentes del piso de arriba al que se vive, la recogida de basuras, el tráfico en la proximidad de los semáforos, los televisores y equipos de música, y los gritos y voces de personas en la calle, por este orden.

Cabe observar que la mayoría de las fuentes de ruido especialmente molestas para los encuestados cuando se encuentran en sus casas están situadas en el exterior de las viviendas, y que una buena parte de estas fuentes externas están relacionadas, en un sentido u otro, con el tráfico rodado. Por lo que respecta a las fuentes de ruido situadas en el interior de las viviendas, la fuente molesta más citada por nuestros encuestados corresponde a los ruidos procedentes del piso de arriba (este tipo de ruidos resultan molestos para uno de cada tres encuestados), seguidos por los televisores y equipos de música, los golpes de puertas y ventanas al cerrarse, los animales domésticos, y los grifos y salidas de agua de las viviendas, por este orden.

Para profundizar en la evaluación del impacto sonoro que estas fuentes sonoras produce sobre las personas encuestadas, en nuestro cuestionario se les pedía también que eligieran los tres ruidos de la lista propuesta que les molestan más e indicaran la calificación que, en su opinión, se ajusta mejor a la situación percibida por ellos, seleccionándola entre tres opciones posibles: (1) poco molesto, (2) bastante molesto y (3) muy molesto. Para abreviar, aquí nos referiremos solamente a las respuestas obtenidas a esta última calificación. En la relación siguiente se hace constar el porcentaje de personas encuestadas que asignan la calificación de "muy molesto" al ruido producido por las fuentes sonoras consideradas en el cuestionario:

(01) Tráfico de vehículos .....	22'4
(02) Claxon de los vehículos .....	17'6
(03) Sirenas de vehículos .....	8'2
(04) Motocicletas .....	33'5
(05) Tráfico en proximidad de semáforos .....	4'1
(06) Ferrocarriles .....	0'6
(07) Tranvías .....	0
(08) Aviones .....	2'4
(09) Helicópteros .....	0'6
(10) Industrias y talleres .....	0'6
(11) Obras públicas y construcción .....	12'9
(12) Escuelas, centros docentes .....	2'4
(13) Campanas .....	1'2
(14) Comercios, mercados .....	0
(15) Vendedores ambulantes .....	0
(16) Recogida de basuras .....	8'2
(17) Gritos y voces en la calle .....	3'5
(18) Locales de ocio (bares, pubs, etc.) .....	7'6
(19) Voces de niños .....	1'2
(20) Llantos de niños pequeños .....	1'2
(21) Automóviles con motor en marcha .....	1'2
(22) Acondicionadores de aire .....	1'2
(23) Golpes de puertas o ventanas .....	1'8

(24) Instrumentos musicales .....	1'2
(25) Televisores, equipos de música .....	5'9
(26) Grifos y salidas de agua en viviendas .....	3'5
(27) Ruidos del piso de arriba .....	12'4
(28) Animales domésticos .....	4'7
(29) Espectáculos públicos .....	1'2
(30) Fuegos pirotécnicos .....	4'7
(31) Ruido de insectos .....	0
(32) Trinos de pájaros .....	0
(33) Cantos de gallos .....	0
(34) Rumor del agua de arroyo o cascada .....	0
(35) Olas del mar .....	0
(36) Instalaciones deportivas .....	0
(37) Acontecimientos especiales .....	0

Los anteriores resultados ponen de manifiesto que la fuente de ruido que resulta más molesta para los encuestados son las motocicletas: uno de cada tres encuestados aplica la calificación extrema de "muy molesta" a esta fuente de ruido en particular. Con esta misma calificación, los lugares siguientes del ranking corresponden al tráfico de vehículos, el claxon de los vehículos, las obras públicas y construcción, los ruidos procedentes del piso de arriba, las sirenas de las ambulancias y policía, la recogida de basuras y los locales de ocio (bares, pubs y discotecas), por este mismo orden.

Sin duda alguna, en este tipo de estudios sociales es también importante conocer cuáles son los principales efectos que la exposición al ruido produce sobre las personas encuestadas. Esta cuestión ha sido estudiada para todas y cada una de las 38 fuentes de ruido consideradas en el cuestionario y para cada uno de los siete efectos diferentes contemplados en el mismo: a) molestia en general, b) perturbación del descanso, c) irritación, d) sensación de malestar, e) interferencia con la escucha de la radio o televisión, f) interferencia con la lectura, y g) interferencia con la conversación. En la tabla siguiente recogemos las tasas de respuesta obtenidas en este sentido, expresadas en cifras absolutas para un total de 170 personas encuestadas:

Fuente	a	b	c	d	e	f	g
(01)	18	18	20	18	31	27	11
(02)	13	9	41	18	17	20	14
(03)	8	5	17	8	12	13	8
(04)	13	21	63	30	46	37	34
(05)	2	3	6	4	5	7	5
(06)	0	2	1	1	2	1	1
(07)	1	0	0	0	0	0	0
(08)	2	1	1	2	4	2	3
(09)	0	0	1	0	0	0	0
(10)	1	0	4	1	1	1	2
(11)	5	15	25	15	21	23	15
(12)	2	3	3	0	2	5	1



Fuente	a	b	c	d	e	f	g
(13)	0	2	2	1	0	0	0
(14)	1	0	0	0	0	0	0
(15)	0	0	1	0	0	1	0
(16)	11	8	12	3	10	6	6
(17)	1	5	4	3	3	10	1
(18)	3	8	10	7	3	7	3
(19)	2	2	1	0	1	3	1
(20)	0	1	0	1	0	2	0
(21)	1	0	3	2	2	2	1
(22)	1	0	3	2	1	2	0
(23)	1	2	4	1	1	2	0
(24)	0	1	1	1	0	1	0
(25)	4	11	8	9	6	15	2
(26)	4	3	4	2	0	2	0
(27)	5	20	21	15	8	18	3
(28)	4	3	6	1	1	5	0
(29)	0	2	2	1	2	2	1
(30)	1	4	6	3	7	5	7
(31)	0	0	0	0	0	0	0
(32)	0	0	0	0	0	0	0
(33)	1	0	0	0	0	0	0
(34)	0	0	0	0	0	0	0
(35)	0	0	0	0	0	0	0
(36)	0	0	0	1	0	1	0
(37)	0	1	0	0	0	0	0
Total	107	157	281	158	19	229	120

A la vista de los anteriores resultados se pueden hacer dos comentarios de carácter general. Por una parte, los valores que aparecen en la última fila de la tabla anterior (total) ponen de manifiesto que los efectos más importantes de las fuentes de ruido incluidas en el cuestionario (consideradas globalmente) son el carácter irritante de su sonido, la perturbación del trabajo o la lectura, la perturbación en la escucha del teléfono, radio o televisión, y la perturbación del sueño, por este orden. Por otro lado, cabe señalar también que, en opinión de las personas encuestadas, algunas de las fuentes sonoras consideradas se caracterizan por producir molestias o perturbaciones de todo tipo (los ejemplos más destacados en este sentido son el tráfico de vehículos, las motocicletas, y las obras públicas y construcción), en tanto que otras fuentes no producen prácticamente ninguna perturbación sobre los encuestados (éste sería el caso del ruido producido por insectos y los trinos de los pájaros).

Para profundizar algo más en la significación de estos resultados, vamos a centrarnos en las respuestas obtenidas para algunas fuentes singulares de ruido que, por un motivo u otro, revisten una especial significación en el marco de este trabajo. Los valores que se recogen en las tablas siguientes ponen de manifiesto la importancia relativa de los diferentes efectos contemplados en el cuestionario, expresada ahora en forma de porcentaje:

**Fuente de ruido: Tráfico de vehículos (01)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	10'7
El sonido me impide descansar .....	10'7
El sonido resulta irritante .....	11'9
El sonido me produce un estado de malestar .....	10'7
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	18'5
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	16'1
El sonido perturba la conversación .....	6'5
El sonido perturba el sueño .....	14'9

**Fuente de ruido: Motocicletas (04)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	4'8
El sonido me impide descansar .....	7'7
El sonido resulta irritante .....	23'0
El sonido me produce un estado de malestar .....	10'9
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	16'8
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	13'5
El sonido perturba la conversación .....	12'4
El sonido perturba el sueño .....	10'9

**Fuente de ruido: Obras públicas y construcción (11)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	3'9
El sonido me impide descansar .....	11'5
El sonido resulta irritante .....	19'2
El sonido me produce un estado de malestar .....	11'5
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	16'2
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	17'7
El sonido perturba la conversación .....	11'5
El sonido perturba el sueño .....	8'5

**Fuente de ruido: Recogida de basuras (16)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	16'6
El sonido me impide descansar .....	12'1
El sonido resulta irritante .....	18'2
El sonido me produce un estado de malestar .....	4'5
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	15'2
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	9'1
El sonido perturba la conversación .....	9'1
El sonido perturba el sueño .....	15'2

**Fuente de ruido: Locales de ocio (18)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	16'6
---	------

El sonido me impide descansar .....	12'1
El sonido resulta irritante .....	18'2
El sonido me produce un estado de malestar .....	4'5
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	15'2
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	9'1
El sonido perturba la conversación .....	9'1
El sonido perturba el sueño .....	15'2

**Fuente de ruido: Ruidos procedentes del piso de arriba (27)**

El sonido es molesto, pero no demasiado .....	5'1
El sonido me impide descansar .....	20'4
El sonido resulta irritante .....	21'4
El sonido me produce un estado de malestar .....	15'3
El sonido perturba la escucha del teléfono, radio o TV .....	8'2
El sonido perturba el trabajo o la lectura .....	18'3
El sonido perturba la conversación .....	3'0
El sonido perturba el sueño .....	18'3

Entre otras consideraciones, los anteriores resultados ponen claramente de manifiesto que los tres efectos más importantes del ruido producido por el tráfico de vehículos (sin duda alguna, la fuente de ruido más significativa en todas las ciudades de los países desarrollados) parecen ser la perturbación de la escucha del teléfono, radio o televisión, la perturbación del trabajo o la lectura, y la perturbación del sueño, por este orden. Nos parece interesante llamar la atención también sobre el hecho de que el efecto más señalado para fuentes de contaminación acústica tan diferentes como las motocicletas, las obras públicas, la recogida de basuras, o los ruidos procedentes del piso de arriba, corresponde a la afirmación de que "el sonido resulta irritante". Obsérvese que, con la excepción de las obras públicas y construcción, todas las demás fuentes de ruido incluidas en la anterior selección son importantes en cuanto a la perturbación o interferencia con el sueño de las personas.

Una de las preguntas del cuestionario trataba de averiguar en qué periodo del día la molestia producida por las diferentes fuentes sonoras es mayor. Los resultados encontrados en este sentido ponen de manifiesto que, en general, todas las fuentes de ruido relacionadas con el tráfico rodado resultan molestas tanto durante el día como durante la noche. En particular, por lo que respecta al periodo nocturno, los ruidos que producen más molestias a los ciudadanos son los producidos por las motocicletas, el tráfico de vehículos, la recogida de las basuras, los locales de ocio, los ruidos procedentes del piso de arriba, los sonidos producidos por los televisores y equipos de música, y los gritos y voces de personas en la calle, por este orden.

La reacción individual de los residentes ante el deterioro de calidad de vida que supone la exposición al ruido ha sido investigada también en este trabajo. El análisis de las respuestas a los cuestionarios pone de manifiesto que, en algunos casos, los afectados han llegado a pensar en la posibili-

dad de presentar alguna queja o denuncia a la autoridad competente. Sin embargo, muy pocos de ellos lo han hecho en la práctica, poniendo de manifiesto así una cierta apatía general por parte de los ciudadanos a recurrir a las autoridades para quejarse por las molestias que les producen la contaminación acústica. Es muy probable que su escasa confianza en lograr algún resultado práctico con sus quejas contribuya a esa falta de reacción. En este mismo sentido, y por lo que respecta al tráfico de vehículos, no resulta demasiado sorprendente que 14 encuestados declaren que les gustaría quejarse al causante del ruido, aunque nadie lo haya hecho en realidad. En cambio, cuando consideramos el claxon de los vehículos, vemos que 21 personas manifiestan que les gustaría quejarse al causante de este ruido en particular y 5 de ellas indican que ya lo han hecho. Parece ser que el carácter generalizado o personalizado de una determinada fuente de contaminación sonora condiciona la contundencia de la respuesta de las personas afectadas por la misma.

Abundando en este último aspecto del problema nos parece interesante comentar también las respuestas correspondientes a cuatro fuentes sonoras muy concretas: los gritos y voces de personas en la calle, los diversos locales de ocio, los televisores y equipos de música, y los ruidos procedentes del piso de arriba. En estos cuatro casos, el número de encuestados que manifiestan haberse quejado ya a los causantes del ruido es relativamente alto. En algunos casos, se ha presentado también alguna queja o denuncia por este motivo a la autoridad competente. Al margen de cuál pueda ser su impacto acústico real, es importante observar que el origen de las cuatro fuentes de ruido citadas puede ser identificado con absoluta claridad por los ciudadanos afectados (en algún caso, con nombres y apellidos) y, tal como hemos indicado antes, parece ser que esta circunstancia acentúa la contundencia de sus reacciones.

#### **A4.4. Comparación con otros trabajos**

Un aspecto muy importante del presente estudio ha sido la comparación entre los resultados obtenidos en nuestra encuesta con los encontrados en dos trabajos realizados en el año 1995 en Estados Unidos y Japón, utilizando el mismo cuestionario. Cabe señalar que en el estudio llevado a cabo en Estados Unidos se entrevistaron un total de 100 personas (30 hombres y 70 mujeres), mientras que en el realizado en Japón participaron un total de 186 personas (81 hombres y 105 mujeres). En el primer caso, los encuestados eran personas adultas residentes en la ciudad de Boston, mientras que en el segundo los encuestados eran estudiantes de la Universidad de Osaka que vivían en el área de Kansai (Kuwano et al., 1996).

En la citada referencia se proporciona alguna información interesante sobre el nivel de molestia producida por las diversas fuentes de ruido incluidas en el cuestionario, en función de su carácter más o menos audible y molesto para las personas encuestadas en cada caso. En la tabla que presentamos a continuación se comparan los resultados obtenidos en dicho sentido para una selección de diez fuentes de ruido urbano importantes. En la primera columna de cada uno de los tres estudios contemplados se expresa el porcentaje de respuestas que indican que la fuente de ruido en cuestión es audible (relación entre el número de personas que manifiestan percibir esa fuente y el número total de encuestados), en tanto que la segunda columna se refiere al porcentaje de respuestas que indican que esa misma fuente de ruido es molesta (relación entre el número de personas que manifiestan que esa fuente es molesta y el número total de personas que indican que es audible).

Fuente de ruido	Osaka		Boston		Valencia	
	Audible	Molesta	Audible	Molesta	Audible	Molesta
(01) Tráfico .....	79	16	65	22	88	48
(03) Sirenas .....	80	17	78	23	86	51
(04) Motocicletas .....	59	50	63	20	93	70
(10) Industrias .....	10	34	2	50	18	42
(11) Obras públicas ....	39	54	28	35	59	64
(13) Campanas .....	41	1	18	5	31	6
(16) Recogida. basuras	57	7	59	13	71	45
(18) Locales ocio .....	10	62	8	24	32	46
(27) Piso arriba .....	36	36	47	27	56	57
(32) Trinos pájaros .....	56	4	64	4	49	1

Los resultados recogidos en esta tabla merecen algunos comentarios. Para empezar, podemos observar que el tráfico de vehículos es una fuente de ruido que presenta altos porcentajes de audibilidad en los tres casos, aunque los valores más elevados corresponden a Valencia, seguida por Osaka y Boston, por este orden. Obsérvese también que el correspondiente nivel de molestia es considerablemente mayor en el caso de Valencia (donde el ruido producido por el tráfico resulta molesto para uno de cada dos encuestados que lo perciben) que en las otras dos ciudades.

Algo parecido podríamos decir en relación con el ruido producido por las sirenas de las ambulancias, vehículos de policía, etc. Aunque los niveles de audibilidad expresados en las encuestas realizadas en las tres ciudades son muy similares, el nivel de molestia producida por estas fuentes sonoras es mucho mayor en el caso de los residentes en la ciudad de Valencia.

Nos parece interesante también llamar la atención sobre el hecho de que tanto el nivel de percepción como el nivel de molestia correspondiente a las motocicletas son mucho más altos en la ciudad de Valencia que en las otras dos ciudades. Concretamente, el ruido de las motocicletas resulta molesto para algo más de dos de cada tres encuestados de Valencia que perciben esta fuente sonora. Tenemos la impresión de que la abundancia de este tipo de vehículos y su muy elevada tasa de utilización en esta ciudad (probablemente relacionada con la benignidad de su clima) contribuyen significativamente a este resultado.

Resulta curioso constatar que, aunque el nivel de audibilidad del ruido producido por los locales de ocio (bares, pubs, discotecas, etc.) es claramente mayor en el caso de Valencia, el primer lugar del ranking del nivel de molestia producida por esta fuente de ruido corresponde a Osaka. Obsérvese también que aunque los niveles de percepción del ruido producido por el servicio de recogida de basuras son similares en las tres ciudades, el nivel de molestia correspondiente a la ciudad de Valencia es muy superior a los de las otras ciudades (es posible que el origen de estas diferencias esté relacionado con la inferior calidad del aislamiento acústico de las viviendas valencianas o el hecho de que sus ocupantes duermen con las ventanas abiertas durante buena parte del año). Finalmente, y en otro orden de cosas, nos parece interesante señalar también que los niveles de molestia que corresponden a dos fuentes sonoras tan singulares como las campanas y los trinos de los pájaros son igualmente bajos en todos los casos.

En su conjunto, el estudio comparativo que estamos comentando pone de manifiesto la existencia de coincidencias y diferencias bastante significativas entre los resultados obtenidos en las encuestas realizadas en tres ciudades tan diferentes en todos los sentidos como Osaka, Boston y Valencia. Aunque cabe suponer que dichas diferencias están relacionadas fundamentalmente con las condiciones urbanísticas y ambientales existentes en cada uno de estos casos, no podemos descartar el hecho de que las correspondientes respuestas se vean afectadas también por factores de tipo socio-lógico y cultural.

Sin duda alguna, la realización de nuevas investigaciones similares a la que nos estamos refiriendo aquí (con planteamientos y estadística adecuados) proporcionaría una información muy valiosa sobre los efectos que las distintas fuentes de ruido urbano producen sobre los ciudadanos. La realización de un estudio comparativo de estas características entre algunas ciudades del norte y sur de Europa, por ejemplo, permitiría extraer conclusiones muy interesantes sobre las diferencias existentes en estos dos ámbitos geográficos diferentes, por lo que respecta a la evaluación del impacto de las fuentes del ruido urbano sobre los correspondientes ciudadanos.

## Apéndice 5

### El ruido en los centros de enseñanza

#### A5.1. Introducción

En sus diferentes niveles, los centros docentes tienen como objetivo fundamental la promoción del aprendizaje. Aunque en la actualidad cuenta con una amplia variedad de apoyos y recursos técnicos, el proceso educativo está basado en gran medida en la comunicación oral entre los profesores y los alumnos. En consecuencia, las condiciones acústicas de los centros docentes son un factor de gran importancia para una adecuada realización de su función educativa (Knudsen et al., 1978) (Kryter, 1985).

En particular, diferentes estudios han demostrado que el ruido ambiental existente en los centros docentes puede afectar en alguna medida a la calidad del proceso educativo (Crook et al., 1974) (Sargent et al., 1980) (Lehman et al., 1983). Sin embargo, los resultados de los trabajos realizados al respecto son un tanto contradictorios. Por ejemplo, en una investigación llevada a cabo a finales de los años setenta en varias escuelas de los Estados Unidos se demostró que los alumnos de las escuelas más ruidosas alcanzaban una menor capacidad de lectura que los alumnos de las escuelas más silenciosas. Sin embargo, en otro estudio similar realizado también en aquellos años en ese mismo país no se encontraron diferencias significativas entre los alumnos de escuelas ruidosas y silenciosas por lo que se refiere a los niveles de lectura y matemáticas, aunque sí que se manifestaron algunas diferencias en lo que respecta a la realización de ciertas tareas escolares (véase el Capítulo 3).

La contaminación sonora en los centros docentes puede tener orígenes muy diferentes. La fuente externa más frecuente suele estar relacionada con el tráfico. En este caso, se han propuesto varios mecanismos para explicar los efectos potenciales del ruido producido por esta fuente sobre el aprendizaje en las escuelas. La explicación más generalmente propuesta está relacionada con el hecho comprobado de que el ruido interfiere la comunicación normal entre profesores y alumnos. Como consecuencia, los alumnos no pueden percibir de forma adecuada todo lo que trata de explicarles su profesor o, simplemente, debido a las frecuentes interrupciones motivadas por el ruido, este último ve muy dificultada la tarea de exponer parte de las materias previstas en los planes de estudio. Estas interrupciones son un fenómeno relativamente frecuente en aquellas escuelas situadas en las cercanías de los grandes aeropuertos, donde el sobrevuelo de los aviones en sus operaciones de aterrizaje o despegue produce muchas perturbaciones en la comunicación entre profesores y alumnos, que, en los casos más extremos, pueden verse obligados a detener totalmente su exposición durante algunos segundos, con los consiguientes efectos negativos. Otro de los mecanismos propuestos para explicar los efectos negativos de la contaminación acústica en las escuelas está relacionado con el comportamiento y la atención de los alumnos en las clases (Fields et al., 1987).

Como es natural, en el sentido que acabamos de apuntar, los niveles sonoros en el exterior de las escuelas dependen muy estrechamente de su localización y de su mayor o menor proximidad a las

fuentes externas que hemos citado o a otras igualmente significativas. Los niveles de ruido en el interior de los centros están relacionados en gran medida con el desarrollo de las actividades normales en las aulas, patio, comedor, etc. Las condiciones generales de los edificios e instalaciones del centro, y en particular, el nivel de calidad de los aislamientos acústicos y el tiempo de reverberación de los correspondientes recintos cerrados, juegan también un papel muy importante en este problema (Brown et al., 1985).

Con alguna que otra excepción, las investigaciones llevadas a cabo en este campo han demostrado que el ruido ambiental puede ser un problema importante en las escuelas, aunque es evidente que, todavía en la actualidad, son necesarios nuevos trabajos para dilucidar con la mayor precisión posible la importancia de los efectos del ruido sobre las actividades educativas. Más allá de su interés intrínseco, existe otra razón para que este tipo de estudios se sigan llevando a cabo en la actualidad: los resultados obtenidos en los mismos deberían proporcionar una información muy valiosa para la planificación y el diseño de los nuevos edificios escolares o para la mejora de los existentes. Como es natural, en términos ideales, estos estudios deberían estar basados en programas de largo alcance muy bien diseñados, en los que se tuvieran en cuenta todas las variables significativas del problema.

Como contribución a este importante campo de trabajo, el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia, llevó a cabo a principios de los años noventa una serie de trabajos relacionados con este tema, con planteamientos y objetivos muy diversos. Aunque se trata de estudios piloto, nos ha parecido interesante reproducir en este apéndice las características y los resultados más importantes de algunos de estos trabajos.

### **A5.2. Primer estudio general sobre el ruido en las escuelas**

Como es natural, nuestro primer trabajo en este campo tuvo un carácter exploratorio. Esta investigación se realizó sobre una muestra de 44 escuelas de enseñanza primaria de la Comunidad Valenciana (seleccionados de un total de 2.100 centros de este tipo existentes en esta Comunidad en aquellos años) y consistió fundamentalmente en la realización de medidas de niveles sonoros en el exterior de los centros y en la realización de una encuesta específica entre los profesores de los centros seleccionados. En el primer sentido, y con la ayuda de sonómetros integradores BK2221, se llevó a cabo una extensa serie de medidas puntuales de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  en las fachadas más expuestas de los centros de la muestra durante las horas de clase. En el 35% de dichos centros, los valores del  $L_{eq}$  medidos fueron inferiores a los 60 dBA. En el 55% de los casos, los valores del  $L_{eq}$  medidos estaban comprendidos entre 60 dBA y 70 dBA. Finalmente, en el 10% restante, los valores del  $L_{eq}$  fueron superiores a los 70 dBA. Aunque somos conscientes del carácter preliminar de estos resultados, con ellos se confirma la hipótesis de que un buen número de estos centros docentes están situados en entornos bastante ruidosos, que resultan claramente inadecuados para desarrollar con la normalidad deseada sus actividades cotidianas (Romero et al., 1992).

Por lo que se refiere al otro aspecto de nuestro trabajo, bastará con decir que las encuestas realizadas a los profesores de los centros incluidos en la muestra tenían el objetivo de obtener una primera impresión sobre las actitudes y opiniones de esos profesores sobre el ruido ambiental y sus efectos sobre el desarrollo de las actividades docentes que todos ellos llevaban a cabo en dichas escue-



las. Los correspondientes cuestionarios fueron distribuidos entre todos los profesores de esos centros a través de un grupo de colaboradores que, en aquellos años, estaban realizando un curso de postgrado en la Universidad de Valencia. En total se pudieron recoger 400 cuestionarios completados, lo cual supone una tasa de respuesta del orden del 85%.

Las opiniones de los profesores en relación con las condiciones de las aulas en las que imparten sus clases eran bastante positivas en general. Esas aulas fueron consideradas espaciosas (68% de las respuestas), limpias (74%), luminosas (86%), confortables (70%), agradables (82%) y bien ventiladas (95%). Sin embargo, solamente un 45% de los encuestados consideraban que sus aulas eran silenciosas; la mayoría de los profesores (55%) opinaban que esas aulas eran ruidosas. No sorprendentemente, cuando nuestro cuestionario les pedía que hicieran alguna sugerencia para mejorar la calidad de sus aulas, el tema más citado era el relacionado con sus condiciones acústicas.

De acuerdo con dichas respuestas, la fuente de ruido más importante que se percibe en las aulas es el tráfico rodado. Concretamente, un 24% de los encuestados declara que está "muy" o "bastante" molesto por el ruido de tráfico (los dos niveles superiores de una escala semántica de cinco puntos utilizada en nuestro cuestionario). Sin embargo, y como es natural en un estudio de estas características, las respuestas de los encuestados muestran una elevada variabilidad en este sentido: un 36% de los profesores declara que está "nada" molesto por el ruido producido por el tráfico. Es probable que el origen de esa variabilidad haya que atribuirlo sobre todo al ambiente sonoro que caracteriza los emplazamientos de cada escuela. No hay que olvidar, sin embargo, que los propios niños que llenan las aulas son una fuente de ruido muy perturbadora: un 35% de los profesores encuestados en este trabajo declaran estar "muy" o "bastante" molestos por esta fuente de ruido.

Como es natural, las respuestas a muchas de estas preguntas pueden estar influenciadas por la sensibilidad de los profesores al ruido ambiental. La mayoría de los encuestados (76%) declaran ser "muy" o "bastante" sensibles al ruido y muy pocos de ellos (2%) declaran ser "poco" o "nada" sensibles al ruido. La sensibilidad al ruido no está relacionada con el sexo de los profesores, aunque sí que parece disminuir con su edad ( $r=0'16$ ). La sensibilidad personal al ruido parece estar relacionada con la acción de mantener las ventanas de las aulas cerradas aunque el tiempo sea caluroso, en un esfuerzo por reducir la inmisión de ruido procedente del exterior. Finalmente, se detectó también una cierta relación entre la sensibilidad de los encuestados al ruido (declarada) con la ocurrencia de algunos trastornos en su voz (afonías, ronqueras, etc.), que tal vez podría estar originada por la práctica de elevar frecuentemente el nivel de su voz en un esfuerzo por vencer la presencia de ruido en las aulas.

Los resultados obtenidos en este estudio preliminar sobre el problema del ruido en las escuelas y sus efectos sobre el proceso educativo apuntaron la posibilidad de que las condiciones acústicas generales de muchas escuelas de nuestro país son bastante deficientes y, probablemente, pueden ser claramente inaceptables para desarrollar las tareas educativas. En particular, este estudio puso de manifiesto que los profesores de enseñanza primaria son conscientes de que el ruido (tanto el del exterior como el del interior de los centros) es un problema importante en las escuelas. Hay razones para creer que los niveles de ruido excesivos y los elevados tiempos de reverberación de muchas aulas son factores muy negativos para el desarrollo de las actividades normales en muchos centros docentes (Romero et al., 1992).

### A5.3. Segundo estudio general sobre el ruido en las escuelas

Un par de años más tarde a las fechas de realización del trabajo al que nos hemos referido en el apartado anterior, nuestro Laboratorio llevó a cabo un nuevo estudio de características similares a las de aquél, aunque con objetivos bastante más ambiciosos que los del trabajo preliminar. En esta ocasión, se seleccionaron un total de 100 centros docentes diferentes de la provincia de Valencia, de enseñanza primaria y secundaria, seleccionados al azar entre los 1.600 existentes en la misma. Esta muestra cubría todo tipo de escuelas. 75 de los centros seleccionados correspondían a enseñanza primaria, ocho de los cuales eran guarderías (con edades de los alumnos del orden de los 4 ó 5 años) y 67 eran centros de enseñanza primaria (con edades de los alumnos comprendidas entre los 6 y 14 años). Los 25 centros restantes de la muestra correspondían al nivel secundario de la enseñanza (bachillerato y enseñanza profesional), con edades de los alumnos comprendidas entre los 14 y 17 años, aproximadamente (García et al., 1993).

En cada caso, se contemplaron variables tales como el tamaño de los centros (número de profesores y de alumnos), fecha de construcción y estado general de los edificios. De acuerdo con uno de los objetivos del trabajo, se llevaron a cabo medidas de niveles sonoros en las fachadas externas de todos los centros, utilizando sonómetros integradores de precisión BK 2221. Todas estas medidas se realizaron en días laborables, coincidiendo con los periodos de actividad escolar. Con el fin de optimizar la eficiencia del muestreo, en cada uno de los centros de la muestra se realizaron treinta medidas diferentes de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  en el exterior de los mismos, cada una de ellas de un minuto de duración, y de forma tal que cubrieran toda la fachada de los correspondientes edificios. La distribución de los resultados encontrados en estas medidas (con un total de 3.000 datos) es la siguiente:

$L_{eq} < 40$ dBA	.....	0'1 %
$40 < L_{eq} < 50$ dBA	.....	7'1 %
$50 < L_{eq} < 60$ dBA	.....	31'1 %
$60 < L_{eq} < 70$ dBA	.....	46'6 %
$70 < L_{eq} < 80$ dBA	.....	14'6 %
$L_{eq} > 80$ dBA	.....	0'5 %

El valor mínimo de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  encontrados en estas medidas fue 38'5, en tanto que el valor máximo de este índice fue de 83'5 dBA. Como se indica en la anterior relación, un 15% de los datos obtenidos en nuestras medidas superaban los 70 dBA. A partir de estos mismos resultados, se pudo estimar que un 36% de los centros docentes considerados en este trabajo están expuestos a niveles sonoros en el exterior superiores a los 65 dBA. La naturaleza de las fuentes sonoras presentes en las inmediaciones de los centros estudiados fue apreciada por los observadores que realizaban las medidas de niveles sonoros. De acuerdo con lo esperado, la principal fuente sonora era el tráfico rodado (presente en un 89% de los emplazamientos), seguida por las obras públicas y construcción (19%), las máquinas agrícolas (17%), los trenes (15%), los aviones (11%) y las industrias (9%).

Aunque no disponemos de datos concretos en este sentido, creemos que los resultados que acabamos de reproducir no sólo son representativos de la situación existente en la provincia de Valencia sino que, en

lo sustancial, se pueden hacer extensivos también al conjunto de nuestro país. Si aceptamos esta hipótesis (y no vemos razones para no hacerlo así), podemos establecer la conclusión de que la situación en España en este sentido parece ser peor, por ejemplo, que la encontrada en un estudio similar al nuestro realizado hace ya algunos años en las escuelas secundarias del Reino Unido, en el que se puso de manifiesto que un 18% de las escuelas de una muestra constituida por 300 centros docentes de dicho país estaban expuestas a niveles de ruido en el exterior por encima de los 65 dBA (Sargent et al., 1980).

En cualquier caso, suponiendo que el nivel de aislamiento acústico de las fachadas de estos centros se sitúa en la región de los 20-25 dBA, se podría apuntar la conclusión de que los niveles de ruido de inmisión en muchas aulas de nuestra muestra superan ampliamente el valor de 40 dBA, recomendado en nuestro país y en otros de nuestro entorno como límite superior recomendado para la realización de cualquier actividad docente (Norma Básica, 1988). Ante esta situación, resulta plausible pensar que la localización de muchas escuelas en nuestro país no es la más deseable. Parece ser que las decisiones sobre esta importante cuestión dependen fundamentalmente de variables tales como la demanda social, la densidad de población, la disponibilidad de suelo, etc. Al parecer, la consideración de los niveles sonoros existentes en un determinado lugar no es un factor relevante para los responsables de esa decisión. En este sentido, hemos podido comprobar cómo muchas de nuestras escuelas están situadas en la inmediata proximidad de autovías o carreteras importantes, o junto a los grandes aeropuertos, sin que se adopten medidas especiales para defenderlas en lo posible del impacto de la contaminación sonora existente en esos entornos (barreras acústicas, aislamiento acústico, etc.).

En el trabajo al que estamos refiriéndonos en este apartado se llevó a cabo también una encuesta social entre los profesores de los 100 centros que constituían nuestra muestra, con el fin de conocer su opinión personal sobre los efectos que el ruido ambiental produce sobre el proceso educativo. En este caso, los correspondientes cuestionarios fueron entregados personalmente a los directores de los citados centros. Los cuestionarios cumplimentados fueron devueltos a nuestro Laboratorio por correo; en caso de retraso, se insistía por teléfono a los responsables para que urgieran la distribución, recogida o envío de tales cuestionarios. En total, se distribuyeron 2.849 de estos cuestionarios, tantos como profesores existían en los 100 centros considerados, de los cuales fueron recuperados un total de 1.093 debidamente cumplimentados, lo cual supone una tasa de respuesta del 38%, aproximadamente.

Además de responder a algunas preguntas relacionadas con sus datos personales (sexo, edad, número de alumnos, etc.), se pidió a los encuestados que dieran su opinión sobre las condiciones más significativas de sus aulas. En este sentido, bastará con indicar que los resultados encontrados en nuestro estudio preliminar sobre el ruido en las escuelas se confirmaron plenamente en este nuevo trabajo, ahora con mayor validez estadística. De acuerdo con las valoraciones mayoritarias de los profesores, las aulas en que imparten sus clases están bien ventiladas (93% de las respuestas), y son luminosas (91%), agradables (74%), espaciosas (69%), limpias (64%), confortables (60%), frías (51%) y ruidosas (55%). Obsérvese que, en opinión de los profesores, la presencia de ruido es el factor más negativo de estas aulas.

Las respuestas de los encuestados sobre las molestias producidas por el ruido procedente del exterior o del interior de sus centros, ponen de manifiesto que las fuentes más molestas son el tráfico, los aviones y los trenes (por ese orden) y las propias aulas, el patio de los centros o las aulas adyacentes a las propias (también por ese mismo orden). Ante la pregunta de si existe algún tipo de ais-

lamiento acústico en sus aulas, un 65% de los encuestados responde que "no", frente a un 3% que contesta que "sí" y un 32% que manifiesta que "no lo sabe". La opinión de los profesores sobre los efectos del ruido en el proceso educativo es también muy interesante. Una amplia mayoría de los encuestados (alrededor del 75% del total) opina que el ruido ambiental "distrae la atención de los alumnos", "dificulta la comunicación entre el profesor y los alumnos" y "obliga al profesor a elevar su voz" para hacerse entender por sus alumnos. En su conjunto, estos últimos resultados ponen de manifiesto que los profesores son conscientes (probablemente de forma intuitiva y cualitativa) de que el ruido ambiental es un factor muy negativo para su trabajo.

Como comentario general a estas respuestas, es interesante llamar la atención sobre el hecho de que estamos hablando de una encuesta personal, con respuestas subjetivas a cuestiones muy diferentes. La variabilidad de las respuestas individuales puede estar originada por las diferencias objetivas en las respectivas situaciones. Puede suceder, por ejemplo, que en una escuela determinada, algunas de las aulas estén situadas en la fachada más expuesta a la contaminación acústica procedente del exterior, en tanto que otras aulas se encuentren en las zonas más tranquilas de ese centro.

Se ha demostrado también que las diferencias personales en la actitud ante la contaminación acústica (sensibilidad) pueden afectar significativamente las respuestas. En este sentido, es importante señalar que un 21% de los profesores encuestados en este trabajo declara ser "muy" sensible al ruido, frente a un 5% que declara ser "poco" o "nada" sensible a este factor ambiental. En cualquier caso, los resultados de un análisis estadístico de esta cuestión se muestran plenamente coincidentes con los encontrados por otros autores en relación con esta cuestión (Sargent et al., 1980).

#### **A5.4. Los efectos del ruido sobre el aprendizaje**

Dado que el proceso educativo está basado fundamentalmente en una buena comunicación entre profesores y alumnos, cualquier factor que interfiera o perturbe seriamente esa comunicación tendrá efectos negativos sobre dicho proceso. Se ha demostrado que, en presencia de niveles de contaminación sonora elevados, la comunicación oral de los profesores con sus alumnos resulta muy afectada (Crook et al., 1974) (Sargent et al., 1980) (Ko, 1981). En un sentido más amplio, los efectos del ruido sobre el aprendizaje han sido estudiados a lo largo de estas últimas décadas por muchos autores, tanto en condiciones reales, es decir, en las propias escuelas, como en condiciones simuladas de laboratorio (Grosjean, 1981) (Green et al., 1982) (Rabinowitz, 1989). La mayoría de estos trabajos se ha centrado en escuelas expuestas al ruido de aviones, en la vecindad de los grandes aeropuertos. En comparación, las investigaciones sobre los efectos del ruido de tráfico son bastante más escasas. Dado que el tráfico es una fuente de ruido de gran importancia y está presente en los emplazamientos de muchas escuelas de todo el mundo, el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia se planteó en el año 1993 estudiar sus posibles efectos sobre el aprendizaje de los alumnos, tomando como referencia dos escuelas de enseñanza primaria en la ciudad de Valencia (Sanz et al., 1993).

Los dos centros primarios seleccionados, el Miguel Hernández (MH) y el Nou d'Octubre (NO), respondían a las características siguientes: a) ambos son escuelas públicas, b) ambos están situados en zonas urbanas con condiciones socioeconómicas similares, y c) los niveles de ruido ambiental a que están expuestos, debidos básicamente al tráfico rodado, son relativamente diferentes. En cada una

de estas dos escuelas se seleccionaron tres aulas diferentes, correspondientes al primero, tercero y quinto grados de enseñanza primaria, en los que las edades de los alumnos están comprendidas entre los 6 y 7 años, entre los 8 y 9 años y entre los 10 y 11 años, respectivamente.

En las fachadas del exterior de cada uno de los centros docentes se llevaron a cabo una extensa serie de medidas de niveles sonoros, en horarios de mañana y tarde. El valor medio de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos fue 57'6 dBA (en el caso del centro MH) y 70'3 dBA (en el caso del centro NO). Estos resultados coincidieron con nuestras expectativas previas, cuando seleccionamos estos dos centros para realizar nuestro estudio. Por otra parte, con el fin de conocer el ruido de fondo existente en cada caso (el dato que realmente nos interesa en este trabajo), se llevaron también a cabo una serie de medidas de niveles sonoros en el interior de las respectivas aulas, en ausencia de niños y con las ventanas abiertas y cerradas. Para abreviar, bastará con indicar aquí que el valor medio de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos con las ventanas de las aulas abiertas fue 46'1 dBA (MH) y 62'0 dBA (NO). El valor medio de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos con las ventanas de las aulas cerradas fue 34'1 dBA (MH) y 53'4 dBA (NO). A la vista de todos estos resultados, es evidente que, debido a las diferencias en los niveles de ruido de tráfico en el exterior de ambas escuelas, y a las diferencias en la calidad del aislamiento acústico de sus fachadas, las aulas de la escuela Nou d'Octubre en las que se realizó el presente estudio eran notablemente más ruidosas que las de la escuela Miguel Hernández.

Como datos adicionales a la información anterior, cabe señalar también que en este trabajo se procedió a medir los tiempos de reverberación (RT) y los índices de transmisión de la palabra (STI) de todas las aulas incluidas en el estudio, unos factores clave en los recintos destinados al uso educativo. Para realizar estas medidas se utilizó un analizador de espectros MLSSA, una fuente de ruido estándar y un sonómetro de precisión BK2231. Los valores del tiempo de reverberación para las frecuencias de 500 Hz, 1.000 Hz y 2.000 Hz (conocidas como frecuencias conversacionales) variaban entre 0'6 y 0'8 segundos (en el caso del centro MH) y entre 0'8 y 2'6 segundos (en el caso del centro NO). Por lo que respecta al índice de transmisión de la palabra, los valores encontrados eran del orden de 0'7 (MH) y entre 0'5 y 0'6 (NO). Estos resultados confirmaron plenamente nuestra apreciación subjetiva inicial de que la calidad general de las condiciones acústicas de las aulas de la escuela Nou de Octubre era sensiblemente inferior que la de las aulas de la escuela Miguel Hernández (Recuero, 1991) (Crocker, 1998).

Un total de 81 niños de la escuela Miguel Hernández y 55 niños de la escuela Nou d'Octubre fueron incluidos en el estudio. Los niños de cada una de las aulas consideradas en esta investigación realizaron dos pruebas o tests de atención diferentes, en condiciones ambientales controladas. La primera de estas pruebas estaba orientada a poner de manifiesto eventuales diferencias de percepción entre los sujetos (Técnicos, 1973). La segunda prueba estaba planteada para detectar posibles diferencias en el nivel de atención y consistía básicamente en señalar la presencia de dos letras en un texto escrito. Estas dos pruebas fueron realizadas el mismo día y hora en ambos centros, siempre con las ventanas de las correspondientes aulas abiertas, y dando exactamente las mismas instrucciones en todas las ocasiones. En cinco de las seis pruebas realizadas (evaluadas en base a los criterios aplicados generalmente en este tipo de estudios), los resultados obtenidos por los niños de la escuela Miguel Hernández fueron superiores a los de los niños de la escuela Nou d'Octubre.

Para concluir la presente exposición, tal vez sería oportuno señalar que la situación que hemos descrito en este apartado no es anecdótica, ni mucho menos. Lamentablemente, la existencia de centros educativos situados en entornos especialmente ruidosos y con aulas cuyas condiciones acústicas son deficientes o pésimas es un hecho bastante frecuente en todos los niveles de enseñanza, desde la primaria hasta la universitaria. Estas circunstancias se han puesto de manifiesto muy claramente en diferentes trabajos realizados por nosotros u otros investigadores de nuestro país en el curso de estos últimos años (López et al., 1992) (García et al., 1993) (López, 1995) (Recuero, 1995) (Romero, 1995) (Solbes et al., 1996).

Aunque la necesidad de realizar estudios más amplios que éste, antes de llegar a conclusiones definitivas al respecto, es indudable, los resultados obtenidos en el trabajo que estamos exponiendo apuntan claramente hacia el efecto negativo que los elevados niveles de ruido de tráfico y/o las condiciones acústicas deficientes de las aulas producen sobre la atención de los niños en las escuelas. De hecho, algunos trabajos han demostrado que el rendimiento escolar de los alumnos aumenta tras introducir algunas mejoras básicas en la calidad de los edificios destinados a usos escolares (Cohen et al., 1981) (López et al., 1992). El hecho de que el proceso de aprendizaje en las escuelas, con toda su complejidad, afecte a las posibilidades futuras en la vida de los niños subraya la gran importancia de este tema y, con ello, la necesidad de que las instituciones responsables le presten la debida atención.

## Apéndice 6

### Los efectos del ruido de los aviones

#### A6.1. Introducción

Aunque los efectos de la contaminación acústica producida por los aviones sobre las personas que residen en las cercanías de los aeropuertos han sido muy estudiados en muchos países de todo el mundo (Hixson, 1986) (Bragdon, 1987) (Nordic Noise Group, 1987), las experiencias y conclusiones obtenidas en un aeropuerto determinado no siempre son aplicables a otro distinto. En particular, la presencia de zonas residenciales junto a los aeropuertos no se manifiesta por igual en todos los casos. La naturaleza e importancia del tráfico aéreo puede variar considerablemente en los diferentes aeropuertos, al igual que puede ser diferente la actitud de las personas ante el ruido producido por esta fuente sonora (Wilson, 1976) (C.S.T.B., 1968) (Perera et al., 1982) (Fields et al., 1987).

Dentro de una determinada comunidad, la respuesta subjetiva ante el ruido de los aviones en las cercanías de los aeropuertos depende de muchos factores. Algunos de ellos son bastante obvios, como podría ser el nivel de ruido producido y las condiciones operativas, entre las que podríamos mencionar las trayectorias de los vuelos y los horarios de las correspondientes operaciones. Otros factores son más difíciles de definir, como sucede con las expectativas sociales sobre la calidad del medio ambiente en el lugar en que residen los afectados.

Todas estas consideraciones justifican sobradamente la realización de más investigaciones sobre este tema, especialmente en aquellos países en los que la información disponible sobre el impacto del ruido producido por los aviones sobre las personas que viven en las proximidades de los aeropuertos es todavía escasa. Como una contribución más a este campo de trabajo, vamos a presentar en este apéndice los resultados más importantes que se obtuvieron en un estudio llevado a cabo hace algunos años con el fin de evaluar la respuesta de la comunidad al ruido producido por los aviones en los alrededores de seis grandes aeropuertos españoles (García et al., 1993).

#### A.6.2. Material y métodos

Los aeropuertos incluidos en nuestro estudio fueron los de Madrid, Palma, Barcelona, Sevilla, Valencia y Zaragoza. Dado que en las proximidades de todos estos aeropuertos existen muchas ciudades pequeñas, medias o grandes, entre todas ellas se seleccionaron un total de 19 zonas diferentes, de forma tal que en esa selección estuviera presente una amplia variedad de exposiciones al ruido de aviones y configuraciones geográficas, con el fin de trabajar con una extensa muestra de respuestas entre las personas afectadas por el ruido. En el trabajo que ahora comentamos se han entrevistado un total de 1.800 residentes en dichas zonas, con el fin de determinar si la contaminación sonora producida por los aviones constituye o no un problema en las correspondientes comunidades.

Aunque existen muchos métodos alternativos para expresar la exposición al ruido producido por los aviones (House, 1987), dado que el método de predicción utilizado normalmente por la administración española está basado en el Modelo Integrado de Ruido (en inglés, Integrated Noise Model INM), todos los cálculos de exposiciones al ruido de aviones utilizados en este trabajo se han llevado a cabo con ayuda de este modelo. La información necesaria para realizar dichos cálculos incluye la posición de las pistas del aeropuerto en relación con las zonas urbanas afectadas, tipos de aviones que usan el aeropuerto y trayectorias de vuelos en las operaciones de aterrizaje y despegue, entre otros datos (Federal, 1982).

El impacto del ruido de aviones calculado por el modelo citado se expresa a través de cuatro descriptores específicos diferentes, el nivel de exposición al ruido (NEF), el nivel sonoro equivalente ( $L_{eq}$ ), el nivel sonoro medio día-noche ( $L_{dn}$ ) y el tiempo en que se supera un nivel umbral dado (TA). En nuestro caso, optamos por utilizar el primero de tales descriptores, es decir, el nivel de exposición al ruido (en inglés, Noise Exposure Forecast, NEF).

Los datos sobre las operaciones y trayectorias de vuelo de los aviones en todos los aeropuertos considerados nos fueron suministrados por los responsables de Aviación Civil de nuestro país (Dirección General, 1987). Esa información se refiere al tráfico aéreo medio a lo largo de un año completo. Las operaciones de aviones militares en las zonas consideradas en nuestro estudio no fueron tenidas en cuenta en ningún caso, dado que no fue posible conseguir esa información. En la tabla siguiente resumimos los datos utilizados sobre el número de operaciones y su naturaleza en los seis aeropuertos incluidos en este trabajo:

<b>Aeropuerto</b>	<b>Nacionales</b>	<b>Internacionales</b>	<b>Otros</b>	<b>Total</b>
Madrid	62.196	54.776	4.930	121.902
Palma	25.291	58.419	5.842	89.552
Barcelona	49.654	30.310	3.328	83.292
Sevilla	24.700	3.344	6.394	34.438
Valencia	10.782	2.492	8.456	21.730
Zaragoza	2.541	207	2.276	5.024

Hacemos un inciso para señalar que, en los años transcurridos desde la realización del trabajo que ahora estamos exponiendo, el número de operaciones realizadas anualmente por estos aeropuertos ha experimentado un espectacular aumento, siguiendo la tendencia que muestran todos los aeropuertos del mundo. Por ejemplo, en el año 2002, el aeropuerto de Madrid (Barajas) soportó un total de 368.029 movimientos de aeronaves, lo cual supone un aumento en un factor tres, aproximadamente, respecto a la cifra consignada del año 1987.

Los valores de los niveles de exposición sonora en cada una de las zonas urbanas consideradas en este trabajo (es decir, las comunidades donde residen las personas que han sido entrevistadas para conocer su opinión sobre el ruido de aviones al que están expuestas), se han obtenido por interpolación de las curvas de nivel sonoro calculadas con la ayuda del modelo integrado de ruido (INM) para cada uno de los aeropuertos de la muestra. En la tabla que damos a continuación se reproduce un resumen de los resultados obtenidos en cada caso:



<b>Aeropuerto</b>	<b>Ciudad/zona</b>	<b>Valores NEF</b>	<b>Número entrevistas</b>	<b>Totales</b>
Madrid	Coslada	25-42	190	460
	San Fernando	14-31	170	
	Barajas	18-27	100	
Palma	Rabassa	5-41	100	250
	Can Pastilla	12-25	100	
	Ciudad Jardín	20-27	50	
Barcelona	Prat Llobregat	12-36	100	250
	Castelldefels	21-36	100	
	Hospitalet	20-25	50	
Valencia	Manises	12-30	100	300
	Quart Poblet	15-38	100	
	Xirivella	12-32	50	
	Torrente	2-3	50	
Sevilla	Parque Alcosa	7-25	230	440
	Pino Montano	20-25	70	
	Puerta Este	12-17	50	
	Al Alba	15-19	50	
	Valdeorras	8-9	40	
Zaragoza	Castro	1-32	100	100

El diseño de los cuestionarios utilizados en las encuestas realizadas en este trabajo se basó en la experiencia aportada por un estudio preliminar realizado para conocer la respuesta general de los residentes en las proximidades del aeropuerto de Valencia ante la exposición al ruido de aviones.

Un total de 1.800 personas adultas fueron entrevistadas en sus hogares por equipos de encuestadores locales, especialmente preparados para este trabajo. En cada localidad, estas personas fueron seleccionadas al azar, aunque de forma tal que sus domicilios cubrieran las zonas estudiadas de forma homogénea y que la muestra resultante estuviera equilibrada en sexos y edades. Los cuestionarios fueron presentados a los entrevistados como parte de un estudio para evaluar el impacto del aeropuerto sobre las respectivas zonas residenciales. En general, las personas entrevistadas se mostraron bastante dispuestas a cooperar en el trabajo (la relación entre las personas que contestaron finalmente a los cuestionarios y las que fueron requeridas para ello fue del orden del 70%). Los cuestionarios en cuestión constan de un total de 28 preguntas diferentes relacionadas con los datos demográficos y socioeconómicos de los entrevistados, la calidad medioambiental de la zona, el nivel de molestia producido por el ruido de tráfico y los aviones, las actividades perturbadas por el ruido, los tipos de aeronaves más molestas, y la evaluación subjetiva del impacto del aeropuerto. Todas las preguntas relacionadas con estos temas eran cerradas y, en cada caso, las personas encuestadas debían elegir entre varias opciones o respuestas posibles.

### A.6.3. Resultados generales (todos los aeropuertos)

Las personas entrevistadas en esta investigación fueron hombres (50%) y mujeres (50%), con un amplio intervalo de edades: menores de 20 años (19%), de 20 a 30 años (19%), de 30 a 40 años (27%), de 40 a 50 años (15%), de 50 a 60 años (12%) y mayores de 60 años (8%). La actividad o trabajo de dichas personas fue también muy variada: directivos (3%), profesionales (5%), empleadas (39%), amas de casa (23%), estudiantes (18%), desempleados (5%) y jubilados (7%).

Por lo que respecta al nivel de satisfacción de las personas entrevistadas en relación con su vecindad, los resultados son bastante positivos: un 60% de la muestra total declara estar "muy" o "bastante" satisfecho con la ciudad y zona en que viven. Este nivel de satisfacción parece estar negativamente relacionado con la molestia producida por el ruido de aviones, aunque el nivel de correlación entre estas dos variables es muy bajo ( $r=0.18$ ). Por otra parte, y no sorprendentemente, las respuestas sobre los aspectos que les disgustan más en las ciudades en las que residen (una pregunta con ocho respuestas posibles) muestran una elevada variabilidad, de acuerdo con las condiciones específicas existentes en cada caso. Sin embargo, y tal como se muestra en la tabla siguiente, las menciones al "ruido de aviones" aumentan significativamente a medida que lo hace el correspondiente nivel de exposición al ruido de aviones (resultados en porcentajes):

Aspectos negativos	0<NEF<10	11<NEF<20	21<NEF<30	31<NEF<40
Contaminación aire	12'5	14'5	14'5	2'1
Congestión tráfico	23'5	19'6	14'5	15'9
Escasez de parques	8'1	12'7	11'3	11'0
Escaso alumbrado	1'5	5'3	5'3	1'0
Ruido de aviones	5'2	13'4	18'4	29'1
Calles sucias	8'1	9'4	9'1	13'2
Inseguridad y delitos	36'0	15'5	15'1	8'8
Transporte público	2'9	6'0	5'9	5'5
Escasez de servicios	2'2	3'6	5'9	3'3

El nivel general de molestia que el ruido de aviones produce sobre las personas entrevistadas se midió a través de las respuestas a la clásica pregunta "¿en qué medida le molesta a Vd. el ruido producido por los aviones cuando está en su casa?", utilizando una escala semántica de cinco puntos. Un 15% de las personas incluidas en la muestra analizada en este trabajo consideraba estar "muy molesta" por el ruido de aviones, el 23% estaba "bastante molesta", el 24% se declaraba "moderadamente molesta", un 19% "poco molesta" y el 19% restante "nada molesta". La relación entre el nivel de molestia producido por el ruido de los aviones (MRA), medido en una escala numérica del 1 al 5, y el nivel de exposición al ruido de aviones (NEF) responde a la ecuación siguiente:

$$MRA = 1'86 + 0'048 \cdot NEF$$

con un coeficiente de correlación  $r=0.32$ . Vale la pena hacer un inciso para señalar que los valores bajos de estos coeficientes de correlación en estas relaciones no son inusuales en los estudios de esta naturaleza (Rylander et al., 1980) (Bullen et al., 1986). Con el fin de profundizar algo más

sobre el tema dosis-respuesta, en la tabla siguiente se presentan las distribuciones de las respuestas individuales del nivel de molestia al ruido de aviones (expresados en porcentajes, de acuerdo con la escala semántica de cinco puntos anteriormente mencionada) en función de los diferentes niveles de exposición al ruido de aviones (NEF) para la totalidad de la muestra analizada en este trabajo (1.800 entrevistados):

NEF	N	Nada	Poco	Moder.	Bastante	Mucho
0 - 5	80	65'0	20'0	7'5	5'0	2'5
6 - 10	60	33'3	20'0	23'3	15'0	2'5
11 - 15	111	18'9	28'9	25'2	18'9	8'1
16 - 20	480	19'4	22'1	26'2	21'5	10'8
21 - 25	532	19'8	20'1	23'6	21'4	15'1
26 - 30	232	13'8	20'3	20'3	25'3	20'3
31 - 35	111	8'1	7'2	28'8	37'9	18'0
36 - 40	96	4'2	6'3	28'1	38'5	22'9
41 - 45	98	4'1	13'2	16'3	32'7	33'7

La relación entre el porcentaje de personas "muy molestas" (en inglés, highly annoyed HA) por el ruido de aviones, considerando como tales a las que integran las dos categorías más altas de la escala de cinco puntos utilizada en la presente encuesta, y el correspondiente nivel de exposición al ruido de aviones NEF, responde a la expresión siguiente:

$$\% HA = 3'69 + 1'50 \cdot NEF$$

con un coeficiente de correlación notablemente elevado ( $r=0'92$ ).

Además de manifestar su opinión sobre el nivel de molestia general que les produce el ruido de aviones, las personas encuestadas manifestaron que ese ruido interfiere o perturba la realización de diversas actividades, tales como la escucha de la radio o la televisión, la lectura o el estudio, la conversación con familiares o amigos, y el sueño (despertamientos durante la noche). Se ha podido comprobar que todas estas interferencias o perturbaciones contribuyen al nivel de molestia general que el ruido de los aviones produce sobre los residentes en las proximidades de los aeropuertos. En particular, alrededor del 11% de las personas entrevistadas en este trabajo declaran que se despiertan "frecuentemente" a causa del ruido de aviones, en comparación con el 6% de esas mismas personas que manifiestan ese mismo efecto originado por el ruido de tráfico. También nos parece importante mencionar aquí que, en opinión de los encuestados, el ruido de aviones es más molesto durante el día (65% de las respuestas) que durante la noche (35%), y mucho más molesto durante el verano (77%) que durante el invierno (23%).

La elevada variabilidad de las respuestas individuales ante el ruido de los aviones (al igual que sucede en el caso de otras fuentes de ruido), inexplicada por factores de naturaleza puramente acústica, ha llevado a numerosos autores a proponer diferentes hipótesis sobre la influencia que puedan tener en estas respuestas diversos factores personales o sociales de los afectados, tales como el sexo, la edad, el nivel educativo, el status social, el nivel de ingresos, la condición de la vivienda o

el tiempo que una persona lleva residiendo en un mismo lugar. Aunque algunos de los estudios llevados a cabo en este sentido apuntan ocasionalmente hacia los efectos que una u otra de estas variables sobre las respuestas de las personas expuestas al ruido de los aviones, los resultados no son concluyentes (Fields et al., 1987). En nuestro caso, hemos encontrado que los coeficientes de correlación entre la molestia producida por el ruido de aviones y la edad, sexo, nivel educativo y salud de las personas encuestadas son siempre muy bajos ( $r < 0.1$ ). Tal vez el resultado más claro en este sentido sea la constatación de que la molestia producida por el ruido de los aviones parece disminuir con la edad y aumentar con el nivel educativo de las personas entrevistadas. Sin embargo, esa conclusión debería tomarse con alguna cautela.

#### A6.4. Resultados específicos (aeropuertos por separado)

Con el fin de investigar las posibles diferencias en las respuestas a nuestro cuestionario para las diferentes zonas consideradas en este trabajo, se ha llevado a cabo un análisis específico de las respuestas recogidas en las zonas urbanas próximas a cada uno de los seis aeropuertos estudiados. Las relaciones entre el nivel de molestia producido por el ruido de aviones (MRA), medido en una escala numérica del 1 al 5, y el nivel de exposición al ruido de aviones (NEF), para cada uno de esos aeropuertos, vienen dadas por las ecuaciones siguientes:

Madrid:	$MRA = 1.59 + 0.051 \cdot NEF$	( $r=0.33$ )
Palma:	$MRA = 2.35 + 0.053 \cdot NEF$	( $r=0.20$ )
Barcelona:	$MRA = 0.51 + 0.086 \cdot NEF$	( $r=0.46$ )
Valencia:	$MRA = 1.47 + 0.068 \cdot NEF$	( $r=0.48$ )
Sevilla:	$MRA = 1.96 + 0.045 \cdot NEF$	( $r=0.15$ )
Zaragoza:	$MRA = 2.07 + 0.048 \cdot NEF$	( $r=0.34$ )

Estos resultados demuestran que las respuestas subjetivas de las personas expuestas al ruido producido por los aviones en los diferentes aeropuertos varían notablemente de unos a otros. Por ejemplo, para valores del nivel de exposición al ruido de aviones NEF comprendidos entre 21 y 25, el porcentaje de personas muy molestas por el ruido en cada uno de los aeropuertos varía entre el 36% y el 61%. Es muy probable que en la respuesta de esas personas al ruido producido por los aviones influyan también otros factores diferentes al considerado. En todo caso, y en líneas generales, las respuestas de los residentes en las proximidades de los seis aeropuertos incluidos en este trabajo ante la exposición al ruido producido por los aviones que utilizan dichos aeropuertos son muy similares a las encontradas en otros estudios de características análogas a éste (Market Investigations, 1971) (Taylor et al., 1981) (Bullen et al., 1986).

Nos parece interesante señalar aquí que en el análisis de los resultados encontrados en este estudio se puso de manifiesto que la molestia producida por el ruido de aviones está claramente relacionada con la percepción directa de las aeronaves sobrevolando las viviendas de las personas entrevistadas ( $r=0.41$ ). En relación con este resultado, cabría señalar aquí que la respuesta y actitud negativa ante el ruido producido por los aviones en las proximidades de los aeropuertos parece aumentar como consecuencia del temor de los residentes afectados a que se produzca un accidente en las proximidades de sus domicilios. En algunas ocasiones, esta reacción de temor puede resultar comprensible dada la situación de las correspondientes viviendas respecto a las trayectorias de las ope-

raciones de despegue o aterrizaje, cuando los aviones se desplazan a alturas muy bajas sobre el nivel del suelo y su impacto sonoro y visual es más evidente.

Todavía debemos considerar otro punto muy importante en este trabajo, relacionado con los resultados específicos obtenidos en este estudio para cada uno de los seis aeropuertos considerados. Aunque las relaciones entre el nivel de molestia producido por el ruido de aviones (MRA) y el nivel de exposición al ruido de aviones (NEF) son comparables, las diferencias entre los valores de las pendientes y las ordenadas en el origen de las expresiones que dan cuenta de dichas relaciones para cada aeropuerto son considerables. Sin embargo, se puede observar que las diferencias en las relaciones dosis-respuesta tienden a disminuir a medida que aumenta el nivel de exposición al ruido.

Aunque se podrían proponer varias explicaciones de este resultado (por ejemplo, los elevados índices de molestia encontrados en el aeropuerto de Palma podrían interpretarse en términos de las peculiares características operacionales de este aeropuerto, con una alta proporción de vuelos turísticos irregulares), no tenemos suficiente información al respecto para formular conclusiones definitivas sobre este aspecto del problema.

Ciertamente, una diferencia muy importante entre los seis aeropuertos españoles estudiados en el presente trabajo se refiere al hecho de que dichos aeropuertos sean utilizados o no por aviones militares. En este sentido, cabe llamar la atención sobre el hecho de que los aeropuertos de Valencia y Zaragoza son utilizados conjuntamente por aviones civiles y militares, y que muy cerca del aeropuerto de Madrid (Barajas) existe una base militar bastante activa (Torrejón). El impacto producido por los aviones militares es bastante diferente al de los aviones civiles en varios aspectos, relacionados con los niveles sonoros y el espectro de frecuencias de unos aviones y otros, la realización de vuelos a baja altura por parte de los aviones militares, o la distribución de los correspondientes vuelos en ambos casos, entre otros factores. Las actitudes de los ciudadanos afectados hacia uno u otro tipo de aviones puede ser también muy diferente por razones emocionales o políticas (Hans, 1985). Aunque la información necesaria para evaluar los efectos de los diferentes tipos de aviones que puedan utilizar un determinado aeropuerto (civiles y militares) no ha estado disponible en el presente estudio, las respuestas a nuestro cuestionario demuestran que las personas que viven en las proximidades de un aeropuerto civil/militar se muestran especialmente molestas por la presencia de aviones militares y, en consecuencia, se puede formular la hipótesis de que los elevados índices de molestia observados en las cercanías de los aeropuertos de Valencia y Zaragoza se puedan explicar por la omisión de los aviones militares en los cálculos de las correspondientes relaciones entre las dosis de ruido y las respuestas de los residentes afectados.

En cualquier caso, las respuestas a la pregunta de nuestro cuestionario "¿Ha emprendido Vd. alguna acción para quejarse del ruido de aviones?" ponen de manifiesto que las acciones individuales o colectivas para quejarse del ruido de aviones son muy escasas. La mayoría de las personas entrevistadas (64%) nunca han emprendido una acción relacionada con la exposición al ruido de aviones. Una elevada proporción de esas personas (29%) se ha limitado sencillamente a hacer algunos comentarios sobre este problema con familiares o vecinos. Muy pocas de las personas de nuestra muestra han escrito a los periódicos para quejarse de este

problema (2%), se han puesto en contacto con la policía o la administración local para presentar alguna denuncia (1%) o han participado en alguna ocasión en manifestaciones de protesta ante esta situación (4%). Estos resultados coinciden con los encontrados en otras encuestas sobre los efectos de la contaminación sonora producida por los aviones en los residentes en las proximidades de los aeropuertos, que han demostrado con absoluta claridad que las quejas personales o colectivas no constituyen una forma apropiada para evaluar el impacto sonoro de los aviones (Fields et al., 1987).

Aunque todos los especialistas se muestran de acuerdo en afirmar que el ruido de aviones no es un problema generalizado en nuestro país (al contrario de lo que sucede con el ruido de tráfico), los resultados del trabajo que acabamos de exponer demuestran que el nivel de molestia producido por esta fuente de ruido concreta en un número relativamente elevado de las personas que viven junto a los grandes aeropuertos puede llegar a ser muy importante.

## Apéndice 7

### El ruido laboral y sus efectos

#### A7.1. Introducción

Sin duda alguna, el ruido es uno de los principales contaminantes en los centros de trabajo. Con niveles más o menos elevados según las condiciones específicas existentes en cada puesto de trabajo, hay que constatar que el ruido está presente en todos ellos. El ruido producido en los centros laborales está originado fundamentalmente por el funcionamiento de los diferentes tipos de máquinas existentes en esos lugares y, en general, por toda su actividad interna, independientemente de la naturaleza de esa actividad. La extensión progresiva de los efectos producidos por el ruido laboral sobre las personas está relacionada directamente con un conjunto de factores objetivos, tales como el aumento de los niveles de industrialización en todo el mundo o la concentración de la actividad industrial en espacios físicos muy limitados, en los que la relación entre las diversas fuentes de ruido y las personas que se encuentran en esos espacios durante buena parte de su vida es muy directa (Harris, 1977) (Celma et al., 1987) (Sanz, 1990) (López, 1992) (Bell et al., 1994) (Baixauli et al., 1995) (Gerges, 1998).

Diferentes autores han demostrado que la exposición a altos niveles de ruido laboral durante años de actividad produce importantes efectos sobre la salud de muchos trabajadores. Aunque la pérdida de capacidad auditiva es el efecto más generalizado y estudiado, el ruido laboral puede producir también otros efectos negativos sobre la salud de los trabajadores, entre los que cabe mencionar los efectos de sobre el sistema cardiovascular, la interferencia con la comunicación, la perturbación de las actividades o la simple sensación de molestia en general (Commission, 1975) (O.M.S., 1983) (Valer et al., 1987) (Paoli, 1992) (Gómez-Cano, 1992) (Gabinete, 1993) (Berglund et al., 1995).

Desgraciadamente, todavía no se dispone de datos precisos en nuestro país sobre el número de trabajadores que están expuestos a niveles de ruido laboral particularmente elevados y las estimaciones realizadas al respecto muestran grandes diferencias entre si. Algunos autores han estimado que unos 2 millones de trabajadores españoles en diferentes sectores de actividad están expuestos a niveles de ruido medios superiores a 80 dBA y que más de 500.000 soportan niveles de ruido industrial por encima de los 90 dBA (Pérez, 1989) (Gómez-Cano, 1992).

Conscientes de la importancia del tema, y de las evidentes lagunas existentes al respecto en nuestro país, a lo largo de la década de los años noventa llevamos a cabo diferentes investigaciones en este campo de trabajo, concretamente en los sectores de la madera, el textil y el metal. Entre todos estos estudios, nos ocuparemos aquí solamente del relacionado con el sector del textil, por estimar especialmente interesantes algunas de sus aportaciones. Esta investigación fue el resultado de una colaboración entre el Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia, la Mutua Valenciana Levante y la Confederación Sindical de Comisiones Obreras del País Valenciano. El trabajo está basado en una muestra de veinte industrias textiles diferentes situadas en las provincias de Valencia y Alicante. El principal objetivo de nuestro estudio consistió en poner a punto las metodologías más adecuadas para llevar a cabo las medidas de exposición sonora en esos entornos y en analizar, a la luz de los resultados obtenidos en esas medidas, los efectos más importantes que esa exposición produce sobre la salud de los trabajadores (García et al., 1995) (García et al., 1997) (García et al., 1999).

A título de introducción, nos parece interesante dar a conocer aquí que, en términos de su producción textil, España ocupa en la actualidad el quinto lugar de Europa (por detrás de Alemania, Gran Bretaña, Francia e Italia). Aunque las industrias textiles están diseminadas por todo el país, más del 65% de la producción corresponde a Cataluña y a la Comunidad Valenciana. En la actualidad, parece ser que el sector está atravesando una importante crisis, motivada por la fuerte competencia que sobre él ejercen algunos países en vías de desarrollo, en un marco de globalización.

## **A7.2. Legislación sobre ruido laboral**

Dado que la contaminación acústica es un agente físico que afecta a las personas y constituye un cierto riesgo para su salud, es considerado por el Derecho como la causa de la producción de determinadas relaciones jurídicas. En un sentido u otro, la protección de los trabajadores al ruido laboral obliga al Estado, a los empresarios y a los propios trabajadores. La obligación de la administración se fundamenta en el artículo 40 de nuestra Constitución de 1978, que establece que "los poderes públicos velarán por la seguridad e higiene en el trabajo". En este marco, como expresión sinónima de prevención de riesgos profesionales o de prevención de accidentes y enfermedades de trabajo, la seguridad e higiene en el trabajo es un elemento fundamental de cualquier contrato de trabajo, tal como se formula con absoluta claridad en el Estatuto de los Trabajadores del 10 de Marzo de 1980.

Sin duda alguna, la normativa jurídica más importante de nuestro país en relación con el ruido laboral es el Real Decreto 1316/1989 <sup>(1)</sup>, de 27 de octubre, sobre protección de los trabajadores frente a los riesgos derivados de la exposición al ruido durante el trabajo (Real Decreto, 1316/1989). Esta normativa constituye la transposición a la legislación de nuestro país de la Directiva europea 86/188/CEE, relacionada con la protección de los trabajadores ante los riesgos derivados de la exposición al ruido laboral.

En el citado real decreto se establecen una serie de medidas dirigidas a reducir la exposición al ruido durante el trabajo con el fin de disminuir los riesgos que este factor físico representa para la salud de los trabajadores, particularmente para la audición. Dicho real decreto es de aplicación a todos los trabajadores por cuenta ajena, cualquiera que sea la modalidad o duración de su contrato de trabajo, con la única excepción de las tripulaciones de los medios de transporte aéreo y marítimo.

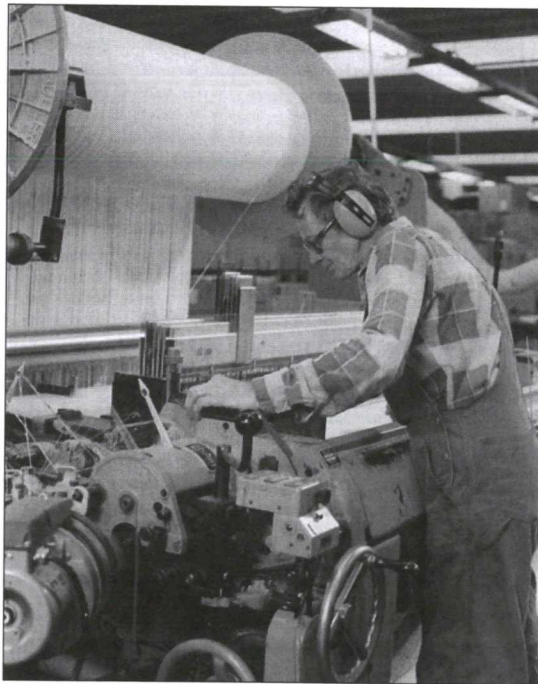
Con carácter general, y para dar efectividad al objeto de protección de los trabajadores, este real decreto establece que los empresarios están obligados a reducir al nivel más bajo técnica y razonablemente posible los riesgos derivados de la exposición de los trabajadores al ruido, habida cuenta del progreso técnico y de la disponibilidad de medidas de control del ruido, en particular, en su origen, aplicadas a las instalaciones u operaciones existentes. Los órganos internos competentes en seguridad e higiene y los representantes de los trabajadores tienen derecho a estar presentes en el desarrollo de las evaluaciones previstas en la norma, ser informados sobre los resultados de las mismas, y ser informados igualmente sobre las medidas preventivas que deberán aplicarse, a la vista de los resultados de las evaluaciones, de acuerdo con lo dispuesto en las normas.

---

(1) **Nota del editor:** Iniciada ya la edición, han sido publicados los Reales Decretos 286/2006 y 1311/2005 sobre la protección de la salud y la seguridad de los trabajadores frente a los riesgos derivados de la exposición al ruido y a las vibraciones, respectivamente, por los que se deroga el RD 1316/1989.



Cuando procedemos a analizar los contenidos más importantes del real decreto, hay que hacer una mención muy especial a los aspectos del mismo que se refieren a las acciones a realizar en función de los niveles sonoros existentes en un determinado puesto de trabajo, con el fin de mostrar cómo la contundencia de estas acciones se va intensificando a medida que aumentan los valores de dichos niveles. En particular, en los puestos de trabajo en los que el nivel diario equivalente supera los 80 dBA, el citado real decreto establece la obligatoriedad de proporcionar a cada trabajador una información, y cuando proceda, una formación adecuadas en relación con la evaluación de su exposición al ruido ambiental y los riesgos potenciales de éste para su audición, las medidas preventivas adoptadas, la utilización de protectores auditivos y los resultados del control médico de su audición. En el caso que nos ocupa, se debe realizar un control médico inicial de la función auditiva de todos los trabajadores, así como posteriores controles periódicos, al menos cada cinco años, y proporcionar protectores auditivos a los trabajadores que los soliciten (véase la Figura A7.1). En los puestos de trabajo en los que el nivel diario equivalente supera los 85 dBA, se adoptarán las mismas medidas preventivas que en el caso anterior, pero ahora el control médico de la función auditiva de los trabajadores deberá realizarse, como mínimo, cada tres años. Por otra parte, en este caso, deberán suministrarse protectores auditivos a todos los trabajadores expuestos. Finalmente, en los puestos de trabajo en los que el nivel diario equivalente o el nivel de pico superen los 90 dBA o 140 dB, respectivamente, se analizarán los motivos por los que se superan tales límites y se desarrollará un programa de medidas técnicas (destinado a disminuir la generación o la propagación del ruido) u organizativas (encaminadas a reducir la exposición de los trabajadores al ruido). De todas estas circunstancias se informará debidamente a los trabajadores afectados y a sus representantes, así como a los órganos internos competentes en seguridad e higiene.



*Figura A7.1. Protección personal frente al ruido laboral mediante la utilización de orejeras.*

### A7.3. Evaluación de la exposición sonora

Uno de los objetivos primordiales de la investigación epidemiológica en salud laboral, al igual que en otros muchos problemas sanitarios, consiste en el establecimiento de una asociación causal entre un determinado factor de riesgo y un daño para la salud. En la investigación de los problemas de salud laboral es necesario utilizar modelos causales que den coherencia a los datos empíricos, así como aplicar criterios de causalidad que ayuden a establecer la existencia de relaciones causa-efecto (García et al., 1995).

Sin embargo, en el estudio de los casos en que tales relaciones causa-efecto se consideran claramente establecidas, se suele presentar un problema adicional de enorme importancia: la evaluación correcta de las causas y de los efectos relacionados con ellas. Por ejemplo, tal como hemos indicado en el Capítulo 3, desde hace mucho tiempo se sabe que la exposición a niveles elevados de ruido produce ciertos efectos sobre la salud de las personas y que, en particular, la exposición continua a niveles sonoros elevados produce una pérdida permanente de la capacidad auditiva o hipoacusia inducida por el ruido de carácter irreversible. En este caso concreto, el análisis cuantitativo de la oportuna relación causa-efecto (en una población de posibles afectados) exige la determinación de los niveles de exposición sonora y de la capacidad auditiva de cada uno de las personas que constituyen dicha población.

Tomando como referencia este principio general, el Real Decreto 1316/1989, en su artículo 4º, dice textualmente lo siguiente: "La evaluación de la exposición de los trabajadores al ruido se realizará en base a la medición del mismo. Las mediciones del ruido deberán ser representativas de las condiciones de exposición al mismo y deberán permitir la determinación del nivel diario equivalente y del nivel de pico". En los Anexos 2 y 3 de la citada norma se especifica la forma de realizar tales medidas, el tipo de instrumentos a utilizar y las condiciones de aplicación de los mismos. Sin embargo, el cumplimiento de la exigencia de que el resultado final de una evaluación sea representativo de las condiciones de exposición sonora soportada realmente por un determinado trabajador no resulta nada sencillo en la práctica.

Dado que la existencia de errores es algo inherente a toda medición, el objetivo de toda evaluación será cometer los mínimos errores posibles. Como es natural, algunos de estos errores pueden tener su origen en los propios instrumentos utilizados en las medidas. En tal sentido, el Anexo 2 del real decreto establece con claridad la exigencia de que tales instrumentos cumplan unas determinadas normas (concretamente, la CEI 651 y la CEI 804) y de que se lleve a cabo una adecuada calibración de los equipos utilizados antes y después de cada medición o serie de mediciones.

Otra fuente de error puede estar originada por un emplazamiento inadecuado de los equipos de medida (sonómetros), cuando se les sitúa en un punto que no coincide con la posición ocupada realmente por un determinado trabajador durante su jornada laboral (de hecho, la norma establece que el micrófono debe colocarse en la posición que ocuparía el oído del trabajador, una exigencia muy alejada de la realidad práctica). El problema se complica considerablemente en aquellos puestos de trabajo que hacen necesaria una cierta movilidad del trabajador en ambientes sonoros diferentes. En tales casos, es necesario determinar con la máxima precisión posible las dosis recibidas en cada uno de estos ambientes sonoros (medidas siempre con un sonómetro), con el fin de poder evaluar el correspondiente nivel sonoro diario equivalente, o recurrir a la utilización de

dosímetros personales, que deberían ser portados por dichos trabajadores a lo largo de toda su jornada laboral.

Finalmente, tal como se indica en el Apartado 4 del Anexo 2 del real decreto, "el número, la duración y el momento de realización de las mediciones tendrán que elegirse teniendo en cuenta que el objetivo básico de éstas es el de posibilitar la toma de decisión sobre el tipo de actuación preventiva que deberá emprenderse". En este mismo apartado se dice que "cuando uno de los límites o niveles establecidos se sitúe dentro del margen de error de las mediciones podrá optarse: a) por suponer que se supera dicho límite, y b) por incrementar el número de las mediciones y/o su duración, hasta conseguir la necesaria reducción del margen de error correspondiente".

Cabe recordar que el objetivo del Real Decreto 1316/1989 no es la elaboración de una estrategia para obtener un resultado sobre el nivel de exposición sonora de un trabajador rigurosamente exacta (en realidad, la posibilidad de realizar medidas exentas de error es intrínsecamente imposible). Las mediciones y evaluaciones que nos ocupan tienen como fin la clasificación de los puestos de trabajo en diferentes intervalos de niveles sonoros, para poder establecer (en función de los resultados obtenidos) las acciones preventivas necesarias para la protección auditiva de los trabajadores.

En un párrafo anterior hemos expuesto un resumen de las acciones a considerar para cada uno de los tres intervalos de niveles sonoros diarios equivalentes contemplados en dicha norma (entre 80 dBA y 85 dBA, entre 85 dBA y 90 dBA, y superiores a 90 dBA, respectivamente). Como ya hemos resaltado entonces, las acciones a realizar varían en función de los niveles sonoros a los que está expuesto un determinado trabajador, al tiempo que la contundencia de tales acciones se va intensificando a medida que aumentan dichos niveles sonoros. En consecuencia, es necesario que los citados niveles de exposición se evalúen con la mayor precisión posible.

Como es natural, este principio general admite algunas matizaciones. Por ejemplo, cuando los niveles sonoros a determinar se sitúan en una "zona crítica" (por ejemplo, en torno a los 90 dBA), la obtención de un resultado muy preciso puede ser determinante para saber si el correspondiente puesto de trabajo se debe clasificar estrictamente en un intervalo u otro (en este caso, entre 85 dBA y 90 dBA, o por encima de 90 dBA). Entre otras consideraciones, cabe señalar que esa circunstancia puede acarrear un coste económico muy considerable para el respectivo empresario. Por consiguiente, cuando se produce esta situación, las exigencias de precisión en las correspondientes medidas pueden ser muy elevadas.

En el sentido que estamos apuntando, es muy importante tener en cuenta que la contaminación sonora a la que está expuesto un trabajador no siempre tiene las mismas características que el ruido emitido por las máquinas que maneja. Concretamente, aunque el ruido emitido por una máquina o grupo de máquinas sea estable, por una circunstancia u otra, el nivel de exposición sonora a que está sometido realmente un trabajador próximo puede no serlo. Por ejemplo, el trabajador en cuestión puede no encontrarse siempre a la misma distancia de la máquina que maneja. Por lo tanto, si nos limitáramos simplemente a realizar nuestras medidas "por los pasillos"

podríamos estar subestimando la exposición sonora de los correspondientes trabajadores en varios decibelios.

En su conjunto, las anteriores consideraciones (entre otras) implican que, para llevar a cabo una evaluación correcta de la exposición sonora diaria en los medios laborales es necesario tener en cuenta las fluctuaciones de los niveles de ruido ambiental que percibe realmente cada uno de los trabajadores expuestos. Tales fluctuaciones pueden estar relacionadas por cambios en la actividad profesional a lo largo de la vida laboral de una persona, por cambios inherentes a la propia actividad o por cualquier otra circunstancia más o menos fortuita u ocasional (I.N.R.S., 1994).

Vamos a mencionar a continuación otra faceta importante del problema que nos ocupa. La medida real de la exposición sonora individual (trabajador a trabajador) puede no ser estrictamente necesaria con un carácter general. De hecho, en empresas grandes, con muchas secciones diferentes y muchos trabajadores esta tarea sería prácticamente irrealizable. En consecuencia, se suele admitir que, en determinadas condiciones, la evaluación de la citada exposición puede estar basada en un muestreo (I.N.R.S., 1994). En particular, cuando un conjunto de trabajadores de una cierta empresa realiza actividades similares, es posible, tras realizar un estudio detallado sobre los puestos de trabajo análogos, elegir uno o más de un puesto de trabajo representativo y considerar que todos los trabajadores incluidos en el conjunto considerado están sometidos al mismo nivel de exposición sonora que el nivel sonoro medio medido para los trabajadores afectos al puesto o puestos de trabajo testigos. Algunos autores han desarrollado metodologías para la evaluación de la exposición al ruido ocupacional basadas en la delimitación de grupos de exposición homogéneos (Despres et al., 1995).

Las anteriores consideraciones ilustran con suficiente claridad las dificultades que plantea una evaluación correcta de los niveles de exposición al ruido en los medios laborales. La constante evolución de los métodos de medida y tratamiento de datos, la elección del método de medida más adecuado para cada circunstancia y la relativa indefinición de las normas legales vigentes, entre otras cuestiones, son elementos de gran importancia en relación con el tema que nos ocupa. Algunos trabajos realizados por diferentes autores se han ocupado de analizar con detenimiento los diferentes aspectos de este problema (Velasco, 1994) (Thiéry, 1995).

En relación con el contenido de este apartado, nos parece oportuno mencionar especialmente la obra "El ruido en el lugar de trabajo", editada por el Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo (López, 1992). El Capítulo 4 de este libro se ocupa específicamente del tema de la medición del ruido, desarrollando con detalle temas tan importantes como el número y duración de las mediciones necesarias para llevar a cabo una evaluación, o las estrategias para determinar con un mayor o menor nivel de confianza la exposición al ruido de grupos de trabajadores.

En nuestra opinión, el planteamiento de estrategias generales de actuación (en el sentido que estamos considerando en el presente apartado) resulta extraordinariamente difícil, si no imposible. Aunque siempre se debe actuar sobre bases científicas sólidas, en la práctica, cada caso (tipo de industria, sección y puesto de trabajo) presenta sus propias peculiaridades y es prácticamente imposible dar "recetas" de aplicación general. La clave de actuación podría basarse en la necesidad de

buscar un equilibrio razonable entre el necesario rigor de unos principios generales y las condiciones de aplicabilidad práctica de dichos principios para abordar unas determinadas situaciones. En tal sentido, la experiencia de las personas o entidades que se responsabilizan de realizar este tipo de evaluaciones es fundamental.

#### **A7.4. Material y métodos**

El trabajo al que vamos a referirnos en este apéndice fue llevado a cabo en veinte industrias del sector textil de las provincias de Valencia y Alicante. Este conjunto está formado por empresas de tamaño grande, mediano y pequeño, en las que trabajan un total de unos 1.200 trabajadores. La muestra incluye nueve fábricas de tejidos, cuatro empresas de hilaturas, dos fábricas de mantas, dos industrias de confección, una industria de tinte, una fábrica de terciopelo y una fábrica de alfombras. El acceso a todas estas empresas nos fue facilitado por la Mutua Valenciana Levante, una compañía de seguros para enfermedades laborales y accidentes de trabajo.

La evaluación de los niveles medios diarios de exposición al ruido  $L_{eq}(d)$  en los puestos de trabajo estudiados en este trabajo se ha basado en cuatro estrategias diferentes: medidas estáticas de niveles sonoros, medidas dinámicas de niveles sonoros, medidas de los niveles de emisión sonora de las máquinas más significativas para el ambiente sonoro en tales puestos de trabajo, y medidas de dosimetría acústica de los trabajadores.

Las medidas estáticas de niveles sonoros se han llevado a cabo en puntos concretos de las instalaciones de las empresas estudiadas, cubriendo especialmente todas aquellas zonas en las que existe una presencia regular de trabajadores. El conjunto de los resultados obtenidos en estas medidas constituye lo que se podría considerar como el "mapa sonoro" de unas determinadas instalaciones. En nuestro caso, estas medidas han consistido fundamentalmente en la evaluación de los correspondientes niveles sonoros equivalentes ( $L_{eq}$ ), niveles sonoros máximos ( $L_{max}$ ), niveles sonoros mínimos ( $L_{min}$ ) y niveles sonoros de pico ( $L_{pico}$ ) y se han llevado a cabo con sonómetros integradores Brüel & Kjaer tipo 2230 ó 2231. La duración de cada una de estas medidas ha sido de 2 minutos, un tiempo que se consideró perfectamente razonable teniendo en cuenta la estabilidad de los niveles sonoros en el sector textil.

A diferencia de las anteriores, las medidas dinámicas de niveles sonoros se han realizado en las zonas laborales en que se suele desarrollar la actividad de los trabajadores. En esta ocasión, el observador que portaba el instrumento de medida se iba desplazando por toda la zona considerada, en forma análoga a cómo se comportan normalmente los trabajadores que, por ejemplo, atienden un grupo de máquinas diferentes en estas industrias. Al igual que se hizo en las medidas estáticas, en las medidas dinámicas se han determinado los valores de los niveles sonoros equivalentes ( $L_{eq}$ ), niveles sonoros máximos ( $L_{max}$ ) y niveles sonoros mínimos ( $L_{min}$ ). La duración de las medidas dinámicas ha sido siempre de 5 minutos.

Las medidas de emisión sonora de las fuentes de ruido más importantes existentes en los recintos industriales (máquinas) se han llevado a cabo en puntos situados a una distancia del orden de 1 metro de las correspondientes máquinas en condiciones de funcionamiento normal. Los puntos de

medida se han seleccionado de forma tal que rodearan completamente a la máquina considerada (o sus partes accesibles para los trabajadores). Como es natural, el número de puntos de medida ha dependido del tamaño y características de la máquina, a criterio del observador. En cada una de las medidas realizadas en este sentido (en general, con una duración de 2 minutos), se han determinado los valores de los niveles sonoros equivalentes ( $L_{eq}$ ), niveles sonoros máximos ( $L_{max}$ ) y niveles sonoros mínimos ( $L_{min}$ ).

Finalmente, las medidas de dosimetría acústica nos han permitido determinar la dosis de ruido a que está sometido realmente un trabajador durante toda su jornada laboral, cualquiera que sea la variabilidad de los diferentes ambientes sonoros en que éste haya desarrollado su actividad. En nuestro caso, las medidas de dosimetría acústica se han llevado a cabo utilizando dos tipos de instrumentos diferentes: dosímetros Brüel & Kjaer tipo 4428 y dosímetros CEL181. Los dosímetros han sido portados por algunos trabajadores seleccionados (en condiciones de actividad normal) durante un tiempo de varias horas, en la forma usual.

Nuestra intención en este trabajo ha consistido en comparar estas cuatro estrategias de evaluación, con el fin de poder valorar sus ventajas e inconvenientes en relación con los objetivos de este tipo de medidas. En particular, nos ha parecido interesante analizar las diferencias que se pueden producir al utilizar unas estrategias u otras para evaluar los niveles de exposición sonora de unos determinados puestos de trabajo.

#### **A7.5. Resultados sobre niveles de exposición sonora**

En el curso de este trabajo se realizaron un total de 956 medidas de niveles sonoros en las veinte empresas del sector textil incluidas en nuestra muestra (contabilizando el conjunto de medidas estáticas de niveles sonoros, medidas dinámicas de niveles sonoros y medidas de emisión sonora de las máquinas). A partir de los resultados obtenidos en todas estas medidas se han evaluado con una precisión aceptable los niveles medios diarios de exposición sonora correspondientes a los 50 puestos de trabajo estudiados en este trabajo. Es importante señalar que los resultados de los niveles medios diarios de exposición sonora  $L_{eq(d)}$  para cada uno de estos puestos de trabajo, obtenidos con las tres estrategias de medida consideradas, son muy similares. Durante la realización de las medidas, se ha observado que un total de 344 trabajadores estaban presentes en estos puestos de trabajo y que 42 de ellos estaban utilizando medidas de protección personal contra el ruido laboral.

En la tabla siguiente se muestran los valores de los niveles medios diarios de exposición sonora para algunos puestos de trabajo representativos del sector  $L_{eq(d)}$ , las correspondientes desviaciones típicas (sd), los valores máximos y mínimos obtenidos en cada caso en todas las medidas de niveles sonoros realizadas en esos puestos de trabajo ( $L_{max}$  y  $L_{min}$ ), el número total de medidas consideradas en cada evaluación ( $N_1$ ), el número de empresas en que las medidas en cuestión fueron realizadas ( $N_2$ ), el número de trabajadores realmente presentes en las correspondientes secciones durante las medidas ( $N_3$ ), y el número de estos mismos trabajadores que en el momento en que se llevaron a cabo dichas medidas estaban utilizando algún medio de protección personal contra la exposición al ruido laboral ( $N_4$ ). Todos los valores de niveles sonoros que se indican en esta tabla están expresados en dBA.

Puesto de trabajo	$L_{eq(d)}$	sd	$L_{max}$	$L_{min}$	$N_1$	$N_2$	$N_3$	$N_4$
Oficinas	61'4	5'3	69'0	52'3	9	5	19	0
Almacenes	66'8	10'7	87'6	51'3	40	8	14	0
Torcedora	76'3	4'4	82'5	68'3	11	5	5	0
Centrifuga	77'7	2'8	80'5	74'0	5	1	1	0
Máquina de coser	78'2	6'1	89'5	62'2	33	4	82	0
Máquina de cortar	79'4	6'7	96'8	71'9	18	6	11	0
Máquina de secado	80'9	4'0	88'2	71'3	19	1	2	0
Cuba de tinte	81'0	1'8	83'8	77'7	8	1	2	0
Máquina de acolchar	83'2	6'2	96'2	77'4	8	1	6	2
Máquina de cardar	85'8	2'5	91'9	80'0	46	5	9	1
Telar Raschel	86'1	1'8	88'1	83'6	6	1	6	2
Telar Jacquard	86'9	2'8	93'2	77'4	200	9	42	12
Máquina de hilar	88'5	3'8	103'0	80'8	79	6	16	3
Telar de pinza	93'2	4'0	100'0	88'3	26	1	13	10
Telar de lanzadera	99'6	2'1	102'0	94'5	30	1	3	3

Es importante indicar aquí que el análisis global de los resultados de todas nuestras medidas de niveles medios diarios de exposición sonora  $L_{eq(d)}$  ha puesto de manifiesto que en un 36% de los puestos de trabajo (secciones) considerados en nuestro estudio, los niveles de exposición sonora  $L_{eq(d)}$  han sido inferiores a 80 dBA y, por lo tanto, corresponden al primer supuesto del Real Decreto 1316/1989 (Real Decreto, 1989). En un 25% de dichos puestos de trabajo, los valores del  $L_{eq(d)}$  estaban comprendidos entre 80 dBA y 85 dBA (segundo supuesto del real decreto). En un 31% de los puestos de trabajo estudiados, estos valores se han situado entre 85 dBA y 90 dBA (tercer supuesto). Finalmente, en el 8% restante, los niveles de exposición sonora han superado los 90 dBA (cuarto supuesto). Como es natural, estos porcentajes sólo tienen significado en relación con la muestra de industrias y puestos de trabajo considerados en nuestro estudio y no se pueden extrapolar a otras situaciones diferentes a las contempladas en este trabajo.

#### A7.6. Resultados sobre los exámenes audiométricos

La información obtenida en los reconocimientos médicos rutinarios de los trabajadores de las empresas estudiadas, llevados a cabo por los servicios médicos de la Mutua Valenciana Levante, ha sido también analizada en esta investigación. Además de los datos personales de todos los trabajadores de las mencionadas empresas (edad, sexo y puesto de trabajo), se tomó en consideración la información registrada en los informes médicos sobre la capacidad auditiva de los trabajadores. Los correspondientes reconocimientos audiométricos estaban basados en la medida de los niveles de audición para las frecuencias comprendidas entre 500 Hz y 8.000 Hz. En cada caso, los valores de los niveles de exposición sonora diarios  $L_{eq(d)}$  se han deducido a partir de las características de los puestos de trabajo de los trabajadores considerados en este trabajo y de los resultados obtenidos en nuestras propias medidas de niveles medios de exposición sonora.

En el marco del estudio al que nos estamos refiriendo, se llevó a cabo una revisión cuidadosa de un total de 442 fichas de reconocimientos médicos de los trabajadores que prestan sus servicios en las industrias estudiadas en este trabajo. 332 de ellos corresponden a hombres y 120 a mujeres. Un 37% de las personas examinadas tenían menos de 30 años de edad, un 47% de ellas tenían edades comprendidas entre 30 y 50 años y el 16% restante tenían más de 50 años. Para un total de 284 de estas personas, se conocían los niveles de exposición sonora a que estaban sometidas en sus puestos de trabajo, según los resultados de nuestras propias medidas.

Con el fin de facilitar la realización del análisis estadístico de la información disponible, la muestra de 284 trabajadores estudiados en este trabajo se ha dividido en cuatro grupos diferentes, según los respectivos niveles medios de exposición al ruido laboral. El primer grupo corresponde a los niveles de exposición sonora inferiores a 75 dBA y está formado por 87 trabajadores. En el segundo grupo, los niveles de exposición sonora están comprendidos entre 75 dBA y 80 dBA y está constituido por 34 trabajadores. El tercer grupo corresponde a niveles de exposición sonora entre 80 dBA y 85 dBA, con un total de 41 trabajadores. Finalmente, el cuarto grupo corresponde a niveles de exposición sonora que superan los 85 dBA y está formado por un total de 122 trabajadores de nuestra muestra.

Los resultados de las audiometrías realizadas a los 284 trabajadores de la muestra estudiada en este trabajo han puesto de manifiesto que 116 de ellos (alrededor del 26% del total) padecen de trauma acústico, entendiéndose por tal la existencia de pérdidas de audición mayores de 40 dB en uno o en los dos oídos. En particular, cuando se toman en consideración tres variables significativas de este problema (sexo, edad y nivel de exposición sonora), se ha encontrado que el 35% de los hombres y el 3% de las mujeres, que el 5% de los trabajadores con edades inferiores a los 30 años y el 57% de los trabajadores mayores de 50 años, y que el 13% de los trabajadores que forman parte del primer grupo de exposición y el 44% de los trabajadores del cuarto grupo, sufren dicho trauma acústico.

Por otra parte, 40 de estos mismos trabajadores (aproximadamente, un 9% del total) sufren pérdidas de capacidad auditiva significativas, entendiéndose como tales aquellas en las que las pérdidas de audición para las frecuencias de 500 Hz, 1.000 Hz ó 2.000 Hz son mayores que 25 dB en ambos oídos. En particular, al considerar las tres variables personales que hemos mencionado anteriormente, se encuentra que el 11% de los hombres y el 3% de las mujeres, el 2% de los trabajadores con edades por debajo de los 30 años y el 23% de los mayores de 50 años, y el 7% de los trabajadores incluidos en el primer grupo de exposición y el 14% de los del cuarto grupo, sufren dichas pérdidas de audición.

Con el fin de profundizar algo más en la relación existente entre la existencia de un trauma acústico y la exposición al ruido laboral, controlando las variables de sexo, edad y puesto de trabajo de los trabajadores, se ha desarrollado un modelo logístico adecuado a este estudio. De acuerdo con los resultados de este análisis, el riesgo de que un trabajador en cuyo puesto de trabajo el nivel medio de exposición sonora supera los 85 dBA es casi 4'5 veces más elevado que el que corresponde a un trabajador en un puesto de trabajo en que el nivel medio de exposición sonora es inferior a los 75 dBA, independiente de su género y edad, aunque no se han observado aumentos significativos en dicho riesgo para trabajadores expuestos a niveles medios de exposición sonora por debajo de los 85 dBA.



### A7.7. Conclusiones generales

El análisis de los resultados obtenidos en el presente estudio del ruido laboral y sus efectos sobre los trabajadores del sector del textil, realizado en una muestra de veinte empresas de este sector en la Comunidad Valenciana nos permiten formular las conclusiones generales siguientes:

1. Los resultados obtenidos en un elevado número de medidas de niveles sonoros (más de 1.100 medidas diferentes en total) ha puesto de manifiesto que el ambiente existente en muchos recintos de las empresas consideradas es altamente ruidoso. Los niveles medios diarios de exposición sonora  $L_{eq(d)}$  evaluados en un total de 107 puestos de trabajo diferentes varían entre 55 dBA (almacenes) y 100 dBA (telares de lanzadera). En un 39% de los casos estudiados en esta muestra dichos niveles sonoros han superado los 85 dBA. En el 8% de los casos se han superado los 90 dBA.
2. La situación tiene su origen en la utilización de una amplia variedad de máquinas propias de este sector industrial que son intrínsecamente ruidosas (telares, continuas, etc.). Se ha observado que la acumulación de un elevado número de estas máquinas en algunos recintos de las empresas estudiadas (si duda justificada por motivos de producción) incrementa notablemente los niveles de exposición sonora a que se ven sometidos los trabajadores que se encuentran normalmente en dichas zonas.
3. La alta variabilidad espacial y temporal de los niveles sonoros existentes en estas industrias, motivada por la desigual distribución de las fuentes sonoras y por las naturales fluctuaciones en la actividad productiva de las empresas, dificulta considerablemente la evaluación correcta de las exposiciones medias al ruido laboral a que están sometidos realmente cada uno de sus trabajadores y hace absolutamente necesario un tratamiento estadístico adecuado de los resultados obtenidos en cada caso.
4. En general, los empresarios y trabajadores del sector del textil no parecen estar demasiado sensibilizados en relación con el ruido laboral y sus efectos sobre la salud. En particular, hemos constatado un escaso uso de los medios de protección personal (tapones, orejeras, etc.) por parte de los trabajadores expuestos a niveles sonoros para los que, según la legislación vigente, su uso es obligatorio. Concretamente, hemos podido observar que tan sólo un 29% de los trabajadores expuestos a niveles sonoros medios  $L_{eq(d)}$  superiores a 85 dBA utilizaban dichos medios de protección.
5. El análisis de los resultados de los reconocimientos médicos realizados a una amplia muestra de trabajadores ( $n=460$ ) de las industrias estudiadas ha puesto de manifiesto que algo más de la mitad de ellos padece alteraciones significativas en su capacidad auditiva. En particular, hemos podido demostrar fehacientemente que la cuantía de dichas pérdidas de capacidad auditiva está relacionada con los niveles de exposición al ruido laboral en los respectivos puestos de trabajo.
6. La mejora de la situación actual en estas empresas (y por extensión en la mayoría de empresas similares existentes en nuestro país) exigirá la adopción de una amplia serie de medidas de naturaleza muy diversa. Algunas de estas medidas son de tipo técnico y pueden suponer un coste eco-

nómico elevado (mejoras en el acondicionamiento acústico de los locales, cambios en los procesos productivos, etc.). Otras se basan en incrementar la sensibilidad y el nivel de información de las personas implicadas (empresarios y trabajadores), modificando radicalmente determinadas actitudes y prácticas negativas.

7. El presente estudio ha puesto claramente de manifiesto la necesidad de mejorar sustancialmente las técnicas utilizadas generalmente para evaluar la exposición al ruido laboral y sus efectos (medidas de niveles sonoros y reconocimientos médicos). La valoración de estos observables no sólo debe estar basada en la aplicación rigurosa de metodologías adecuadas, sino en un seguimiento muy preciso de la posible evolución temporal de las variables más significativas en cada caso.

## Apéndice 8

### El ruido y las actividades de ocio

#### A8.1. Introducción

En los años recientes, una fuente de ruido de gran importancia en muchas zonas urbanas de nuestro país está relacionada con la existencia de numerosas discotecas, bares, pubs, asociaciones juveniles y otros locales de ocio similares. Los problemas que originan estas instalaciones (desde el punto de vista acústico) tienen su origen en los elevados niveles sonoros de música amplificada que se producen en muchos de estos locales que, en ocasiones, permanecen abiertos hasta altas horas de la noche. Debería llamarse también la atención sobre el hecho de que, al igual que sucede con otras fuentes de contaminación acústica urbana (aeropuertos, centros comerciales, estadios deportivos, etc.), el impacto sonoro que producen estas actividades es tanto directo como indirecto. En otras palabras, la molestia por el ruido que sufren los residentes próximos a las mismas no sólo está relacionada con el uso de música amplificada y con las voces de las muchas personas que llenan estos locales (cerrados o al aire libre, dependiendo del lugar y de la época del año), sino también con el tráfico y el movimiento de la gente que llega o abandona la zona. El impacto directo de la actividad se puede reducir en mayor o menor cuantía limitando las horas de apertura de estos locales y/o introduciendo las medidas adecuadas en el aislamiento acústico de los mismos. Como es natural, estos dos aspectos del problema pueden ser regulados con relativa facilidad por las autoridades competentes. Desgraciadamente, el control del impacto indirecto no resulta tan sencillo.

#### A8.2. Los locales de ocio en la Comunidad Valenciana

En el año 1994, en el marco de un convenio suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Valencia, un equipo formado por el autor de este libro y sus colaboradores llevó a cabo un estudio de la contaminación sonora producida por los pubs, bares y discotecas de la Comunidad Valenciana. La realización de esta investigación estuvo motivada por un trabajo anterior en el que se analizó la valoración del problema de la contaminación acústica por parte de los Ayuntamientos valencianos (268 cuestionarios). En opinión de los técnicos de estos Ayuntamientos, y tras el tráfico rodado, la segunda en importancia de las fuentes de ruido urbano en sus municipios eran las discotecas, los bares y los pubs, a gran distancia de otras fuentes de contaminación sonora como las industrias, aviones, trenes, obras públicas, etc.

En particular, un total de 60 Ayuntamientos (es decir, un 22% de la muestra estudiada) consideraban que dicha fuente de ruido tiene "mucho" importancia en sus correspondientes municipios. Cabe destacar que dentro de este subconjunto están presentes tanto los municipios grandes como los pequeños, y tanto los situados junto a la costa como en las comarcas del interior. En general, los resultados de esta encuesta pusieron de manifiesto con absoluta claridad la especial sensibilidad o preocupación de un número muy elevado de Ayuntamientos de la Comunidad Valenciana hacia el ruido que generan este tipo de locales públicos y sus efectos negativos sobre muchas personas.

En cualquier caso, los anteriores resultados (y otros similares obtenidos en diferentes ciudades y regiones de nuestro país) ponen de manifiesto que muchas de estas actividades producen importan-



mación, en la Figura A8.1 presentamos el mapa de una zona de la ciudad de Valencia (el entorno de la plaza de Cánovas), caracterizada por una importante acumulación de este tipo de locales, especialmente frecuentados durante los fines de semana, cuando dichos locales permanecen abiertos y con público hasta altas horas de la noche. Concretamente, en la zona a la que nos estamos refiriendo, contabilizamos más de un centenar de establecimientos de este tipo en una superficie de apenas 0'3 km<sup>2</sup>. La abundancia de pisos en venta en esta zona (hasta hace pocos años una de las más valoradas de dicha ciudad) es un buen índice del impacto negativo que suelen producir estas actividades sobre los residentes de la zona.

Como complemento de esta información, en la Figura A8.2 reproducimos una parte de los resultados encontrados en las medidas de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  llevadas a cabo durante las 24 horas del día y cinco días consecutivos en la fachada de una vivienda de esta zona (esquina entre las calles de Salamanca y Conde Altea). Esta gráfica en particular corresponde a un domingo. Es interesante comparar las tendencias de variación que podemos observar en esta figura con las ilustradas en la Figura A3.2. Las diferencias son evidentes. En el emplazamiento al que ahora nos estamos refiriendo, vemos cómo el valor máximo de los niveles sonoros horarios  $L_{eq}$  se alcanza entre las 2.00 y las 3.00 horas, en la noche del sábado a domingo. De hecho, éste es el nivel sonoro más alto que se midió durante los cinco días que duraron nuestras observaciones, alcanzando el valor de 78 dBA. Obsérvese cómo, a partir de las

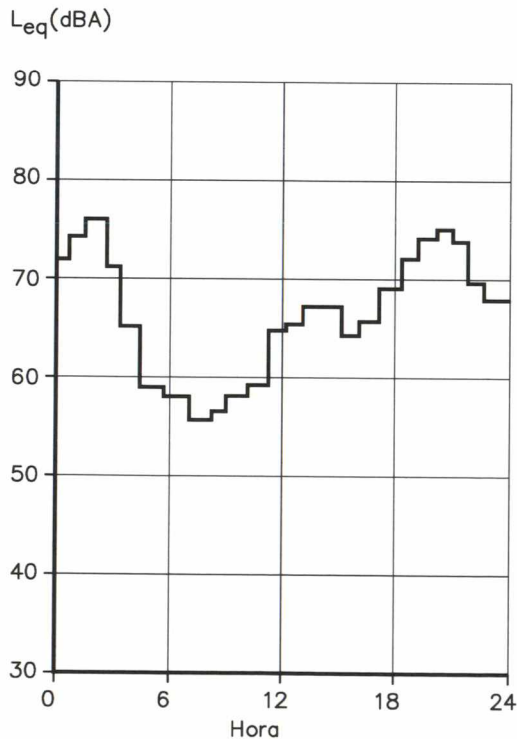


Figura A8.2. Variación temporal de los valores horarios del nivel sonoro equivalente medidos en la calle Salamanca de Valencia (zona con numerosos bares, pubs y discotecas).

3.00 horas de ese domingo los niveles sonoros van descendiendo paulatinamente, hasta que a las 7.00 horas se alcanza un mínimo absoluto, con un valor del orden de 56 dBA. A partir de esa hora, se inicia un lento aumento en los niveles sonoros (la ciudad de va despertando muy poco a poco), hasta que se presenta un máximo relativo hacia las 13.00 horas. Tras aparecer un pequeño valle (comida y periodo de descanso), se produce un nuevo máximo hacia las 20.00 horas (coincidiendo con la hora del paseo o de tomar un aperitivo antes del regreso a casa para la cena). A continuación, se inicia un declive normal de la noche que antecede a un día laborable.

En los apartados siguientes presentamos los resultados más importantes que se obtuvieron en el mencionado trabajo, por considerarlos representativos, en muchos aspectos, del problema que nos ocupa. Por supuesto, en dicho trabajo nos limitamos a estudiar exclusivamente el impacto sonoro producido por estas actividades de ocio, al margen de cualesquiera otras consideraciones (algunas muy importantes) que pudieran plantearse en relación con ellas (García, 1994).

### **A8.3. Niveles sonoros en el exterior de los locales**

Uno de los aspectos más relevantes del citado estudio se refirió a la medida de niveles sonoros en el exterior de los bares, pubs o discotecas. La realización de estas medidas nos permitió evaluar el impacto acústico real que producen este tipo de locales de ocio sobre la zona urbana en que están instaladas. Cuando hablamos de impacto acústico "real" pretendemos subrayar el hecho de que el correspondiente impacto sonoro de estos locales puede ser directo (originado en el interior de los locales por la música, voces, etc.) o indirecto (relacionado con el tráfico de vehículos adicional que suele producir estos locales, las voces en la calle, etc.). Como es natural, los resultados de nuestras medidas de niveles sonoros en el exterior de los locales recogían de forma conjunta ambos tipos de impacto.

Tras considerar varias posibilidades, se optó finalmente por llevar a cabo dichas medidas junto a las fachadas de algunos edificios de viviendas situados en tres zonas muy singulares de la ciudad de Valencia en el sentido que ahora nos ocupa (Xúquer, Benimaclet y Juan Llorens). Estas medidas se realizaron de forma continua, a lo largo de las 24 horas del día y durante una semana completa en cada caso, durante los meses de Marzo y Abril de 1994.

En la realización de estas medidas se utilizó un analizador de niveles de ruido BK4426, una impresora alfanumérica BK2312 y un micrófono de condensador de 1/2 pulgada montado en algún balcón exterior de una vivienda típica (a resguardo de las posibles inclemencias del tiempo). Los datos obtenidos se almacenaban en la memoria del analizador y, mediante un microprocesador interno, se calculaban e imprimían automáticamente los valores horarios de los diferentes niveles percentiles (L1, L10, L50, L90 y L99) y del nivel sonoro equivalente ( $L_{eq}$ ). A título puramente informativo, queremos llamar la atención sobre el hecho de que dicho equipo de medida procesó más de 6 millones de datos en cada una de las series de medidas realizadas en esta parte de nuestro trabajo.

El resultado más significativo de estas medidas se refiere a la comparación entre las curvas de variación de los niveles sonoros horarios correspondientes a días laborables y días festivos. Estas gráficas demuestran con toda claridad que no existen diferencias importantes entre los correspondientes niveles sonoros para el periodo diurno. De hecho, se pone de manifiesto incluso una cierta

disminución en los valores de dichos niveles al pasar de los días laborables a los fines de semana, perfectamente lógica dado el descenso de la actividad ciudadana que se produce en estos días. Sin embargo, a las 2.00, 3.00 ó 4.00 de la madrugada, la situación es completamente diferente; en este caso, los valores de los niveles sonoros existentes en los fines de semana son muy superiores a los medidos en días laborables. A título de ejemplo, baste decir que en la zona de la plaza del Xúquer, el nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  medido a las 3.00 horas de un martes es 54'6 dBA, en tanto que en la noche del domingo se alcanza un valor de 77'7 dBA, es decir, un nivel sonoro que supera al anterior nada menos que en 23 dBA.

Los resultados obtenidos en esta parte del estudio confirman la gravedad de los problemas que suele plantear la existencia de locales de ocio en zonas urbanas. Con gran frecuencia, los niveles sonoros existentes en estos lugares a altas horas de la noche durante los fines de semana (muy especialmente, en las noches del viernes y sábado) son absolutamente inaceptables para las zonas residenciales. En nuestros trabajos sobre esta cuestión hemos podido constatar que la existencia de unos niveles tan elevados durante las horas nocturnas produce una perturbación importante sobre el sueño de los residentes en las zonas afectadas.

Por supuesto, el problema que estamos describiendo (existencia de niveles sonoros elevados durante algunas noches en las zonas residenciales en que se concentran muchos locales de ocio) reviste características peculiares dependiendo de la ciudad y del emplazamiento urbano. La gravedad de dicho problema depende de factores tan diversos como la naturaleza de los locales, su ubicación en relación con las viviendas más próximas, la cantidad de personas que asisten a ellos, las condiciones urbanísticas del entorno, los horarios de apertura y cierre de los locales, etc. En particular, la situación existente en las zonas turísticas presenta rasgos muy diferentes de una ciudad a otra. Nuestras propias observaciones en las playas de Benicasim, Burriana, Canet de Berenguer, Gandia y Benidorm, entre otras, así lo ponen de manifiesto. En todos estos casos, el elemento más significativo es la fuerte estacionalidad que muestran los resultados, reflejada en la existencia de grandes diferencias entre el verano y el invierno. Ante todo, cabe señalar que en este tipo de zonas se produce un aumento muy importante en el número de residentes durante la época de verano. Muchos de estos residentes (especialmente los jóvenes), contribuyen a que la vida nocturna en estos lugares sea extraordinariamente activa, prácticamente hasta el amanecer. Los desplazamientos de unos locales de ocio a otros, e incluso de unas ciudades a otras, son muy frecuentes a cualquier hora de la noche. Desgraciadamente, las condiciones que estamos describiendo aquí no son privativas de los fines de semana, sino que se producen prácticamente con similar intensidad durante todos los días de la semana. En consecuencia, los problemas relacionados con la contaminación sonora nocturna (y en particular, la interferencia con el sueño de muchos de los residentes en estas zonas turísticas) pueden llegar a ser especialmente importantes.

#### **A8.4. Niveles sonoros en el interior de los locales**

Indudablemente, un aspecto de gran importancia en un estudio general sobre el ruido producido por los pubs, bares y discotecas se refiere a los niveles sonoros que existen en su interior. La medida de estos niveles presenta un doble interés. En primer lugar, los resultados encontrados nos permiten analizar la posibilidad de que se produzca un impacto sonoro significativo sobre las residencias situadas en el entorno de los locales de ocio considerados. En este sentido, es importante recordar

que la propagación de las ondas sonoras puede producirse tanto por vía aérea (locales al aire libre o con las puertas abiertas), como a través de las estructuras de los edificios en que se encuentran tales establecimientos públicos, en el caso de que dichos locales estén ubicados en las plantas bajas de edificios de viviendas (una situación que, por desgracia, es relativamente frecuente en nuestras ciudades). Por otro lado, la medida de niveles sonoros en el interior de estos locales nos permite conocer los posibles riesgos por exposición sonora a que están expuestas las personas que frecuentan dichos locales.

En el estudio al que nos estamos refiriendo ahora se realizaron un total de 275 medidas de niveles de ruido en el interior de una amplia muestra de locales de ocio distribuidos por toda la Comunidad Valenciana (más de 200 locales diferentes). En particular, 148 de estas medidas correspondieron a pubs, 86 a discotecas y 41 a otros establecimientos públicos de este tipo (bares, cafeterías, bocaterías, etc.). En dichos locales se llevaron a cabo medidas de niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  y de niveles sonoros máximos  $L_{max}$ . En algunos casos se realizó más de una medida en un mismo local. Concretamente, se procedió así en todas las grandes discotecas, en las que dichas medidas se llevaron a cabo en diferentes espacios físicos (pistas de baile, mesas, zonas comunes, etc.) y durante diferentes horas. Todas estas medidas se llevaron a cabo manteniendo ocultos los respectivos sonómetros (por ejemplo, utilizando alguna bolsa o cubriéndolos con alguna prenda), con el fin de que la realización de las mismas pasara inadvertida para los dueños y público asistente a los locales en cuestión y, en consecuencia, no se alteraran en lo más mínimo sus condiciones usuales de funcionamiento (nivel de la música, voces del público, etc.).

Como es natural, los valores medios de los niveles sonoros equivalentes  $L_{eq}$  medidos mostraban una amplia variabilidad, en función de las características de los locales considerados (tipo de actividad, dimensiones del local, número de personas presentes, etc.). Se comprobó también que los niveles sonoros medios existentes en el interior de los locales variaban sensiblemente de un punto a otro (por ejemplo, según el observador se situara en la barra de un bar, cerca de una puerta, en la pista de baile, en la proximidad de unos altavoces, etc.). Concretamente, los valores de  $L_{eq}$  encontrados en todo el estudio variaban entre 70 dBA y 115 dBA, con un valor medio de 93 dBA y una desviación típica de 10 dBA. A título anecdótico, resulta interesante mencionar que, en el interior de una enorme discoteca, y en una zona ocupada por el público, se llegó a registrar un valor de  $L_{max}$  de 141 dBA.

Todos estos resultados confirmaron plenamente nuestra impresión inicial de que los niveles sonoros existentes en el interior de la mayoría de estos locales de ocio son, en general, extraordinariamente elevados. Nuestras medidas revelan que los niveles sonoros son especialmente altos en las discotecas. A continuación se sitúan los pubs, y, finalmente, los establecimientos de diversa naturaleza (cafeterías, bares, hamburgueserías, etc.). Estos niveles sonoros no sólo pueden repercutir negativamente sobre las viviendas próximas a los locales en cuestión (sobre todo, en el caso de que los establecimientos estén situados en zonas residenciales), sino que pueden afectar también a sus clientes y empleados.

En particular, los posibles efectos negativos sobre la salud de los miles y miles de usuarios asiduos de los locales de ocio (fundamentalmente, produciéndoles con el tiempo una pérdida irreversible de su capacidad auditiva) debería ser un motivo de preocupación tanto para la administración como para los ciudadanos. Téngase en cuenta que los niveles sonoros que hemos medido en el interior de estos locales son comparables a los que existen en algunas industrias consideradas como especial-



mente ruidosas, e incluso, con frecuencia, resultan muy superiores a éstos. Si no se corrige la presente situación, es muy probable que la adición de los efectos negativos de estas actividades de tiempo libre (ruido no ocupacional) y los relacionados con las actividades laborales (ruido ocupacional) produzca, al cabo de los años, pérdidas significativas en la capacidad auditiva de un número muy elevado de nuestros conciudadanos.

#### **A8.5. La opinión de los residentes afectados**

Un aspecto muy importante del trabajo que estamos comentando consistió en evaluar la opinión de los residentes en zonas urbanas en que existen locales de ocio sobre el impacto sonoro producido por éstos. En nuestro estudio, esta valoración se llevó a cabo mediante la realización de sendas encuestas entre los residentes en dos zonas diferentes de la ciudad de Valencia (plaza del Xúquer y calle de Juan Llorens) y en una zona de la playa de Gandía (plaza del Temple). En cada uno de estos emplazamientos urbanos se recogieron unos 50 cuestionarios debidamente cumplimentados. Como es natural, los resultados obtenidos en estas encuestas sólo tienen pleno significado en relación con las condiciones específicas existentes en cada una de las tres zonas consideradas. Sin embargo, tenemos la convicción de que muchos de estos mismos resultados se podrían aplicar también a otras zonas de ocio de nuestro país muy diferentes a las estudiadas por este equipo.

En los cuestionarios utilizados en estas encuestas se hacían un total de 21 preguntas muy sencillas. Los encuestados fueron personas adultas (mayores de 18 años), residentes en las tres zonas urbanas consideradas. En general, el nivel de satisfacción de las personas encuestadas con los barrios en los que viven era alto. Por ejemplo, tan sólo un 12% de los residentes en las zonas de la plaza del Xúquer y de Juan Llorens declararon que estaban "poco" o "nada" contentos con su barrio. Sin embargo, la mayoría de los encuestados en estas dos zonas de Valencia (entre un 50-60%) declaró que en el momento en que contestaron nuestras preguntas estaban "menos" satisfechos de vivir en estos barrios que cuando llegaron a ellos por primera vez. Se pone de manifiesto de este modo que la existencia de locales de ocio en esos entornos ha originado una importante degradación en la calidad de vida de los residentes a lo largo de los últimos años.

La opinión que, en general, les merecían a las personas encuestadas los pubs y discotecas que existían en sus barrios era mayoritariamente "desfavorable". En el caso de la Plaza del Xúquer esta valoración fue particularmente contundente: más del 70% de las personas entrevistadas en esta zona de Valencia tienen una opinión desfavorable de estos locales, frente a tan sólo un 12% que muestra una opinión favorable. Nuestro estudio puso también de manifiesto que la opinión de los jóvenes hacia este tipo de locales de ocio suele ser, por motivos fáciles de entender, bastante menos negativa que la de las personas de mayor edad. Por lo que se refiere a los efectos relacionados con la existencia de pubs y discotecas en la zona en la que residen, los encuestados se refirieron, sobre todo, al aumento en el tráfico rodado nocturno, a las dificultades que encuentran los residentes de la zona para poder estacionar sus vehículos, a la producción de niveles elevados de ruido y al aumento de la suciedad en las calles. Al parecer, el ruido procedente del interior de los locales molestaba bastante menos que el producido en las calles.

En cualquier caso, nuestro estudio reveló que las molestias que produce el ruido originado por los pubs y discotecas existentes en las proximidades de las viviendas de las personas encuestadas eran

importantes, hasta el punto de que más del 50% de los residentes declararon que dicho ruido les molestaba "mucho" o "bastante". Esta proporción de personas muy molestas por el ruido es notablemente mayor que la media en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana, tal como han revelado otros estudios realizados también por nosotros sobre los efectos del ruido ambiental en el curso de los últimos años, en los que se ha encontrado que un 20% de los valencianos está muy molesto debido al ruido que perciben en sus hogares procedente del exterior.

Como es sabido, la interferencia con el sueño es uno de los efectos más perjudiciales del ruido ambiental sobre la salud de las personas. En consecuencia, no resulta sorprendente constatar que la situación existente en las tres zonas consideradas en nuestro estudio produce efectos muy negativos sobre el descanso nocturno de muchos residentes: nada menos que un 60-70% de los residentes en tales zonas se declaran afectados en este sentido. En nuestra opinión, el hecho de que más del 30% de las personas encuestadas (una de cada tres!) manifieste que "se despierta frecuentemente por la noche a causa del ruido producido por los pubs o discotecas" indica que las condiciones acústicas en que se encuentran las correspondientes zonas residenciales son sencillamente intolerables.

Señalemos finalmente que en esta encuesta se pedía que los encuestados indicaran cuáles podrían ser las soluciones más adecuadas al problema planteado (entre una lista recogida en el cuestionario). Resulta interesante citar aquí que las tres opciones más señaladas se refirieron a la necesidad de "aumentar del control y vigilancia de la policía", "no permitir la apertura de nuevos locales" o "trasladar este tipo de establecimientos a otras zonas".

#### **A8.6. La opinión de los clientes de los locales**

Este aspecto de nuestro estudio revestía también una gran importancia. En consecuencia, con el objetivo de conocer la opinión de los clientes o usuarios de los locales de ocio sobre diferentes aspectos de este tema, se realizó una encuesta entre una muestra de 1.600 jóvenes de ambos sexos, en su mayoría estudiantes residentes en la ciudad de Valencia. A continuación vamos a comentar brevemente algunos de los resultados más significativos de esta encuesta.

Un 22% de los encuestados declaró que les gustaba "mucho" frecuentar los pubs o las discotecas (el nivel más alto de una escala verbal de cinco puntos); este porcentaje es ligeramente mayor para las mujeres (24%) que para los hombres (20%). En el otro extremo, tan sólo un 8% de los encuestados manifestó que no les gustaba "nada" frecuentar esos locales; también en este caso se observa una ligera diferencia entre las mujeres y los hombres (7% y 10%, respectivamente). Nuestra encuesta reveló que los jóvenes empiezan a asistir a estos locales de ocio a una edad muy temprana. Concretamente, un 55% de los encuestados manifestaron que empezaron a ir a ellos cuando tenían entre 13 y 14 años de edad.

La encuesta reveló que la media de asistencia a este tipo de locales era exactamente de 57 veces al año. En este sentido, apenas existían diferencias entre hombres y mujeres. Nos parece interesante señalar también que un 16% de los encuestados manifestaron que asistían a este tipo de locales más de 100 veces al año. No resulta sorprendente comprobar también que la frecuencia de asistencia a los diferentes locales de ocio aumenta extraordinariamente durante los veranos.

Como era de esperar, la asistencia a pubs y discotecas implica una elevada movilidad de los usuarios. Esta movilidad supone abundantes desplazamientos: un 46% de la muestra manifestó que los establecimientos a los que los encuestados solían asistir estaban en otras ciudades diferentes a las que residían. El estudio puso de manifiesto también que dichos desplazamientos se suelen llevar a cabo utilizando medios de transporte propios (automóviles o motocicletas).

Una amplia mayoría de los encuestados (más del 63% de la muestra) declaró que le gustaba que el volumen de la música que escuchaban en estos locales fuera "alto" o "muy alto". Un 49% de dichos encuestados reconoció que resultaba "difícil" o "imposible" mantener una conversación en estos locales. Una abrumadora mayoría de los jóvenes (92%) sabían que el volumen de la música que escuchaban en ellos podía ser perjudicial para los oídos (pérdida de capacidad auditiva), aunque para un alto porcentaje de ellos (18%) esa posibilidad les preocupaba "poco" o "nada".

### **A8.7. La opinión de los Ayuntamientos**

Sin duda alguna, los Ayuntamientos son el ente administrativo más adecuado para desarrollar las funciones de protección del medio ambiente urbano contra la contaminación por ruido y vibraciones. En consecuencia, uno de los elementos más importantes del trabajo que estamos comentando consistió en recabar la opinión de los Ayuntamientos valencianos sobre el ruido producido por los locales de ocio. De hecho, por razones de tipo práctico, se trabajó solamente con una selección de 15 de ellos, de tamaño medio o grande, cinco en cada una de las tres provincias de la Comunidad. En cada caso, se mantuvieron entrevistas personales con algunos de los responsables o técnicos municipales relacionados con dicho problema, siguiendo un cuestionario normalizado preparado previamente al efecto.

Aunque nos esforzamos siempre en que la valoración recogida sobre el tema estudiado fuera objetiva y reflejara lo más fielmente posible la opinión general que los correspondientes Ayuntamientos tienen al respecto, hemos de reconocer que, dada la naturaleza del problema que nos ocupa, es prácticamente imposible evitar un cierto nivel de subjetividad en algunas de las opiniones y valoraciones recogidas en dichas entrevistas. Por este motivo, y por razones de brevedad, nos limitaremos a exponer un resumen de los aspectos más importantes de tales valoraciones.

En los municipios considerados, la mayoría de los locales de ocio calificados como pubs estaban situados en edificios de viviendas. En cambio, las discotecas estaban ubicadas en edificios singulares. Eran muy pocos los locales situados en las zonas de extrarradio. Era bastante difícil disponer de censos actualizados de estos locales, dado que las aperturas y cierres de establecimientos son muy frecuentes (algunos de esos locales tienen un carácter temporal). La mayoría de los pubs y discotecas abren especialmente durante los fines de semana, en fiestas y durante el verano. En general, se suelen cumplir los horarios de apertura establecidos por la administración autonómica, aunque no es raro que se produzcan algunos retrasos en la hora del cierre, sobre todo durante los veranos.

Los conflictos planteados por las comunidades de vecinos o por los vecinos a título individual tienen dos destinatarios muy claros (por orden de importancia): a) los propietarios de los locales mal acondicionados, y b) los jóvenes usuarios de estos locales, por ruidos en la calle, vandalismo, etc. Estos conflictos son particularmente frecuentes durante la época de verano.

Muchos Ayuntamientos opinaron que carecían de competencias, o las tenían mal definidas, para aplicar normas de actuación diferentes a las establecidas por el gobierno autonómico. Nuestros interlocutores creían también que los Ayuntamientos deberían tener competencias plenas para sancionar las infracciones y contar con personal técnico capacitado para controlar eficazmente el funcionamiento de los locales de ocio instalados en sus ciudades. En su opinión, las demandas del turismo (en primer lugar) y de la juventud local (en segundo lugar) justifican plenamente la existencia de este tipo de locales y, por lo tanto, su presencia es inevitable.

La existencia de una legislación general al respecto evitaría las diferencias de permisividad entre unas ciudades y otras, diferencias que se traducen en un trasiego incesante de gente motorizada afluyendo a las ciudades o locales que se muestran más permisivos. Como es natural, una asistencia excepcional de público desborda totalmente las posibilidades de realizar cualquier tipo de control. Tampoco puede olvidarse el hecho de que unas menores exigencias en los locales ubicados en un determinado lugar supondría para éstos una ventaja inadmisibles respecto a los demás, lo cual originaría una situación de competencia desleal.

Evidentemente, el problema de las aglomeraciones en la calle, en el exterior de los locales de ocio, se planteó con especial insistencia en las entrevistas que estamos comentando, reconociendo que esta situación se producía de forma muy generalizada en todas las ciudades estudiadas. Con mucha frecuencia, los clientes sacan las bebidas a la calle, lo cual se traduce en una falta absoluta de control sobre el local. La acción policial en estas circunstancias es sumamente difícil porque los propietarios de los locales esgrimen la excusa de que las bebidas que se consumen en la calle no proceden de su local (lo cual puede ser cierto en muchos casos).

Para concluir, cabe recordar que en estas entrevistas nos preocupamos muy especialmente por recoger propuestas sobre las posibles líneas de actuación que, en opinión de los entrevistados, deberían aplicarse para resolver los problemas planteados en el tema que nos ocupa. Exponemos a continuación algunas de las propuestas o comentarios que consideramos más interesantes:

1. Sería necesario revisar los límites permitidos en el interior de los locales de ocio situados en zonas urbanas, dado que no se cumple nunca, por ejemplo, que un nivel sonoro de 100 dBA en los locales se reduzca hasta 25 dBA o 30 dBA en el interior de las viviendas próximas a ellos.
2. Debería tenerse en cuenta el hecho de que una eventual limitación del nivel sonoro en el interior de los locales puede plantear ciertos efectos secundarios con los que habría que contar. Por ejemplo, en un local con poca gente, el nivel de la música puede estar a 75 dBA o 80 dBA, pero a medida que el local se va llenando, el nivel sonoro se va aumentando hasta 90 dBA, 100 dBA o incluso 110 dBA.
3. Abundando en el mismo punto anterior, queremos recoger a continuación un caso bastante curioso que se nos relató en una de estas entrevistas. Supongamos que al realizar unas medidas en el interior de un cierto local se encuentra un nivel sonoro de 90 dBA. Cuando se interrumpe bruscamente la música, dicho sonómetro sigue registrando los mismos 90 dBA debido a las conversa-

- ciones del público. Poco tiempo después la gente se da cuenta de que la música ha cesado y la lectura del sonómetro muestra un descenso notable porque la gente deja de hablar a voces. Al parecer, esta curiosa experiencia se repitió en varias ocasiones y siempre con el mismo resultado.
4. Se debería exigir con todo rigor la existencia de puertas dobles en este tipo de locales. Estas puertas deberían permanecer cerradas en todo momento. Por otra parte, los locales de ocio deberían estar provistos de instalaciones suficientes de aire acondicionado debidamente insonorizadas. Se apuntaba también la necesidad de prohibir rigurosamente la existencia de extractores del aire viciado del interior del local, ya que se ha observado en algunas ocasiones que estos dispositivos pueden canalizar el sonido del interior hasta los edificios situados frente al local.
  5. La legislación que se pueda promulgar al respecto debería impedir con carácter absolutamente general la autorización de cualquier tipo de locales musicales en los bajos de edificios de viviendas (zonas urbanas).
  6. En tanto no se disponga de esta legislación, no se debería autorizar la apertura de pubs de pequeño tamaño, dado que las personas que frecuentan estos locales suelen permanecer la mayor parte del tiempo en la calle. Tampoco resulta deseable permitir la apertura de locales excesivamente grandes, dado que en estos casos la densidad de público puede llegar a ser muy elevada, y esa circunstancia dificulta considerablemente cualquier tarea de control.
  7. Sería conveniente señalar distancias mínimas entre locales con el fin de evitar una excesiva concentración en determinadas zonas urbanas.
  8. Se deberían establecer con toda claridad las sanciones que corresponden a las diferentes infracciones, así como establecer unos baremos de infracción/sanción adecuados, sin dejar nada al libre arbitrio de los Ayuntamientos, con el fin de evitar la existencia de diferencias de criterios. En cualquier caso, sería necesario delimitar con absoluta claridad las competencias de los Ayuntamientos en este tema.
  9. Algunas de las personas entrevistadas en el curso de nuestro trabajo apuntaron como posible vía de solución a los numerosos problemas que los locales de ocio plantean en las ciudades, su traslado a lugares suficientemente alejados de las zonas residenciales, bien urbanizadas e iluminadas, con accesos adecuados.
  10. En cualquier caso, ante los numerosos conflictos que este tema puede originar, nuestros interlocutores manifestaron claramente la necesidad de salvaguardar por encima de todo la tranquilidad nocturna de la población residente.
  11. En estas entrevistas se puso continuamente de manifiesto la necesidad de organizar cursillos de formación y reciclaje dirigidos a todas aquellas personas que han de llevar a cabo medidas de niveles sonoros. Se trata de este modo de evitar las discusiones y problemas que originan algunas situaciones y que, de hecho, pueden impedir o dificultar la solución de muchos de los problemas planteados.

### **A8.8. Conclusiones**

El ruido provocado por la presencia de ciertos locales de ocio (tales como los pubs, bares y discotecas) en las zonas urbanas constituye una importante fuente de quejas y denuncias en muchas ciudades de nuestro país. El conflicto creado por la existencia de estos establecimientos (creando un grave conflicto entre las lícitas demandas de diversión nocturna por parte de muchos jóvenes con las naturales exigencias de descanso de los residentes afectados por el impacto sonoro de tales locales) ha alcanzado en el curso de estos últimos años una enorme importancia y se ha convertido en una fuente de polémica en nuestra sociedad. La gravedad de los problemas planteados en ciertos casos extremos (y no sólo en lo que respecta a su vertiente estrictamente acústica) parece haber desbordado cualquier posibilidad de actuación eficaz por parte de las diferentes administraciones de nuestro país.

Aunque somos conscientes de las muchas dificultades que plantea cualquier intento de solución de estos problemas (por sus evidentes repercusiones sociales y económicas), nos mostramos totalmente partidarios de que las administraciones responsables emprendan cuanto antes las acciones necesarias para avanzar en esa dirección. Las alusiones a nuestra especial idiosincrasia y a la bondad de nuestro clima (entre otros varios argumentos) no pueden seguir justificando el menosprecio al derecho al bienestar y descanso de todos nuestros conciudadanos.

## Apéndice 9

### La exposición cotidiana al ruido

#### A9.1. Introducción

La contaminación sonora es un factor absolutamente generalizado en todas las sociedades modernas. En mayor o menor cuantía, todos estamos expuestos al ruido cuando nos encontramos en nuestros hogares, cuando paseamos por las calles de nuestras ciudades, cuando permanecemos en los centros de trabajo, cuando utilizamos algún vehículo de transporte, o incluso cuando disfrutamos de nuestro tiempo o de ocio. Las diferentes investigaciones realizadas por numerosos autores en todo el mundo han demostrado que la contaminación acústica afecta claramente a la salud, la calidad de vida y el bienestar de muchas personas, produciendo una extensa serie de efectos fisiológicos y psíquicos de índole muy diversa, cuya importancia varía mucho con las condiciones concretas existentes en cada caso (Berglund et al., 1995) (García, 2001).

El estudio de los efectos de la contaminación acústica sobre la salud de las personas plantea siempre una dificultad fundamental: la evaluación precisa de la correspondiente exposición. En particular, el conocimiento de los niveles de exposición es un dato absolutamente necesario para deducir las oportunas relaciones dosis-respuesta, con las que, en principio, se podrían establecer los índices de riesgo aplicables a cada situación concreta. Aunque esta información se puede obtener haciendo que los sujetos objeto del estudio porten dosímetros acústicos durante las 24 horas del día y a lo largo de varios días consecutivos, esta posibilidad no resulta práctica en términos generales. Otra aproximación alternativa a este problema podría basarse en la asignación de un nivel sonoro medio ( $L_{eq}$ ) que caracterizara adecuadamente las actividades desarrolladas por una persona dada a lo largo del día. Si se conocieran los tiempos que una persona invierte en cada una de tales actividades, se podrían evaluar los valores de las correspondientes exposiciones y, en su caso, el valor global de la exposición sonora de esa persona durante las 24 horas del día, expresado en este caso a través del índice global  $L_{eq(24h)}$ .

Desgraciadamente, las investigaciones sobre dosimetría acústica son muy escasas. La mayoría de los estudios realizados en este campo únicamente se han ocupado de evaluar la exposición al ruido en los centros de trabajo (véase el Apéndice 7). De forma más ocasional, se han medido también los niveles de exposición a que están sometidas las personas en el interior de los vehículos de transporte (automóviles, aviones, trenes, etc.) o en ciertas actividades de ocio (tales como la asistencia a conciertos al aire libre de música pop o rock). Sin embargo, muy pocos de estos trabajos se han planteado la medida de las exposiciones personales al ruido ambiental a lo largo de las 24 horas del día, en las que las personas llevan a cabo actividades de naturaleza muy diversa bajo condiciones igualmente muy diferentes (Johnson et al., 1977), Kono et al., 1982) (Mishina et al., 1983).

En este apéndice se presentan los resultados más importantes obtenidos en este sentido en diferentes investigaciones llevadas a cabo por el autor y sus colaboradores del Laboratorio de Acústica de la Universidad de Valencia en el curso de los últimos doce años (García, 2004).

## A9.2. Material y métodos

El presente estudio sobre la exposición cotidiana al ruido ambiental se ha desarrollado en tres fases diferentes, con objetivos y estrategias distintos. Las dos primeras fases han consistido en la realización de medidas de exposición personal al ruido ambiental (utilizando técnicas de dosimetría) y la tercera se ha centrado en la medida de los niveles sonoros existentes en algunos ambientes singulares (utilizando dosimetrías y sonometrías).

Todas las medidas de dosimetría acústica se han llevado a cabo mediante dosímetros Brüel and Kjaer 4428. Este instrumento se suele utilizar sobre todo en la realización de medidas de la exposición al ruido laboral y proporciona la dosis de ruido acumulada a la que un cierto trabajador ha estado expuesto en su lugar de trabajo durante un tiempo determinado. En nuestro caso, y dado que los niveles sonoros a los que solemos estar expuestos en nuestra vida cotidiana suelen ser inferiores a los usuales en muchos ambientes laborales, la mayoría de las medidas de dosimetría se han llevado a cabo utilizando el modo "cal" o de bajo nivel de que dispone este instrumento.

Operando de este modo, dicho instrumento proporciona 1 cuenta/s para una exposición de 94 dBA, es decir, 3.600 cuentas/h. El número de cuentas se reduce a la mitad cuando la exposición disminuye en 3 dBA (es decir, 1.800 cuentas/h para 91 dBA, 900 cuentas/h para 88 dBA, y así sucesivamente). En consecuencia, el nivel sonoro más bajo que puede ser medido con este instrumento es del orden de 60 dBA. En cualquier caso, nuestras observaciones han demostrado que, en condiciones normales, la exposición de las personas a niveles sonoros por debajo de dicho valor suele ser bastante infrecuente, al menos durante el periodo diurno.

En la primera fase de este trabajo participaron un total de 22 personas diferentes. Esta muestra estaba formada por 4 profesores de Universidad, 35 estudiantes universitarios, 2 profesores de enseñanza primaria y secundaria, 4 trabajadores de oficinas, 1 vendedor de comercio, 1 trabajador industrial y 1 ama de casa. Cada una de estas personas portó el mencionado dosímetro BK4428 (alojado en un bolsillo, cinturón o solapa) durante uno o varios días consecutivos completos. Aunque un cierto grado de libertad resulta inevitable en la práctica, se ha procurado que las condiciones en que se llevaron a cabo las medidas fueran lo más coherentes posible para todo el grupo de observadores. Todas las personas que participaron en el estudio fueron cuidadosamente instruidas para que leyeran y anotaran en una hoja de observación las dosis de ruido recibidas hora a hora (visibles en la pantalla del dosímetro), junto con una breve descripción de las actividades predominantes desarrolladas durante ese tiempo. Las observaciones se iniciaban en el momento en que esas personas se levantaban y concluían cuando se acostaban. A partir de estos datos se calcularon posteriormente los valores de los niveles sonoros equivalentes ( $L_{eq}$ ) que corresponden a cada una de las situaciones contempladas. La información obtenida en esta fase del trabajo cubre un total de 137 días completos (García et al., 1993).



La segunda fase del trabajo transcurrió de forma bastante similar a la que acabamos de describir, aunque con dos diferencias importantes. En este caso, la muestra estaba constituida exclusivamente por 26 estudiantes universitarios, cada uno de los cuales portó el dosímetro durante una semana completa. Por otra parte, las correspondientes anotaciones de datos no se llevaron a cabo siguiendo una secuencia horaria, sino que tuvieron lugar cada vez que los sujetos realizaban una actividad diferente. En cada caso, el observador anotaba en unas hojas de observación preparadas al efecto la hora de inicio y finalización de dicha actividad, así como la dosis sonora recibida durante ese tiempo. La información obtenida en esta fase del trabajo cubre un total de 182 días completos (García et al., 1994).

Aunque somos plenamente conscientes de que los sujetos incluidos en las dos primeras fases de este trabajo no constituyen una muestra representativa de la población general, podemos asegurar que las actividades y los ambientes en que se mueven estos sujetos muestran una amplia variedad. De hecho, es esta cualidad y no la otra la que focalizaba nuestro interés.

En una tercera fase de la investigación, las medidas de dosimetría acústica a las que acabamos de referirnos fueron complementadas por la realización de una amplia serie de medidas puntuales de niveles sonoros en ambientes y condiciones muy diferentes, con duraciones comprendidas entre cinco minutos y una hora. En esta fase del trabajo, se ha prestado una especial atención al estudio del ruido existente en los medios laborales, ampliando considerablemente la cobertura de la muestra anterior en este sentido. Este tipo de medidas han sido llevadas a cabo con sonómetros de precisión del tipo BK2221 o similares.

La información recogida en las dos primeras fases del trabajo se ha almacenado en sendos ficheros de datos DBASE, con el fin de facilitar su posterior procesamiento estadístico. Partiendo de la información contenida en estos dos ficheros y con los datos obtenidos en las medidas puntuales de niveles sonoros llevadas a cabo en la tercera fase del trabajo, se ha confeccionado en fecha muy reciente un tercer fichero DBASE, extraordinariamente simple y de carácter general, constituido por un total de 5.640 registros con dos únicos campos. En el primero de tales campos se hace constar la naturaleza de las actividades desarrolladas por los diferentes observadores y sujetos (codificada), y en el segundo, el nivel de exposición sonora  $L_{eq}$  que corresponde a tales actividades.

### **A9.3. Resultados y discusión**

La variabilidad interpersonal e intrapersonal de las dosis de exposición de las personas al ruido ambiental en su vida cotidiana es una consecuencia de las importantes diferencias existentes en la naturaleza de las actividades realizadas por esas personas y las condiciones en que tales actividades se llevan a cabo.

Para ilustrar adecuadamente este hecho, en la tabla siguiente se muestran los resultados encontrados en las medidas de dosimetría acústica realizadas a lo largo de un día completo para uno de los sujetos participantes en este trabajo, un estudiante universitario. En cada uno de los registros, se indica la duración y la naturaleza de una determinada actividad, así como el valor del correspondiente nivel sonoro equivalente ( $L_{eq}$ ).

Duración	Actividad	Nivel sonoro ( $L_{eq}$ )
440 minutos	Descanso (sueño)	45'0 dBA
10 minutos	Aseo personal	66'4 dBA
15 minutos	Desplazamiento (andando)	72'2 dBA
20 minutos	Desplazamiento (tren)	83'1 dBA
20 minutos	Desplazamiento (autobús)	76'3 dBA
10 minutos	Facultad (pasillos)	72'4 dBA
60 minutos	Facultad (clase)	66'7 dBA
10 minutos	Facultad (pasillos)	71'4 dBA
70 minutos	Facultad (laboratorio)	61'3 dBA
20 minutos	Facultad (cafetería)	81'8 dBA
50 minutos	Facultad (clase)	65'2 dBA
10 minutos	Facultad (pasillos)	77'5 dBA
115 minutos	Facultad (clase)	67'0 dBA
20 minutos	Desplazamiento (automóvil)	74'5 dBA
35 minutos	Desplazamiento (autobús)	77'3 dBA
25 minutos	Hogar (comida)	74'9 dBA
10 minutos	Desplazamiento (moto)	87'5 dBA
155 minutos	Biblioteca (estudio)	61'4 dBA
25 minutos	Tiempo libre (paseo)	74'9 dBA
115 minutos	Biblioteca (estudio)	58'8 dBA
10 minutos	Desplazamiento (moto)	85'1 dBA
75 minutos	Hogar (estudio/ordenador)	65'6 dBA
80 minutos	Hogar (cena/televisión)	73'3 dBA
40 minutos	Hogar (descanso)	45'0 dBA

En este ejemplo concreto, el valor de la exposición diaria  $L_{eq}(24h)$  ha sido de 72'1 dBA. Obsérvese la notable variabilidad temporal que muestran los datos correspondientes a las diferentes actividades realizadas por este sujeto a lo largo de las 24 horas del día. Como es natural, el valor mínimo de la exposición sonora corresponde a las horas del sueño (45 dBA), en tanto que los valores máximos están relacionados con los abundantes desplazamientos que realiza esta persona en diferentes medios de transporte (entre 70 dBA y 90 dBA). Cabe hacer un inciso aquí para indicar que, por razones prácticas, las medidas de niveles de exposición sonora durante el sueño no se han realizado en la forma usual. Salvo contadas excepciones, los valores medios de tales niveles de exposición sonora han sido estimados (aproximadamente) en función de los niveles sonoros en el exterior de las correspondientes viviendas.

Es oportuno señalar que los datos reproducidos en la anterior tabla se refieren a un día laborable ordinario, con varios desplazamientos del observador desde su domicilio hasta la Facultad, asistencia regular a clases y laboratorios, varias horas de estudio, etc. En estas condiciones, la exposición media sonora a lo largo de todo el día no resulta demasiado elevada. Sin embargo, se ha observado que durante los fines de semana, este mismo estudiante dedica parte de su tiempo libre a cultivar su afición favorita, la música, con sesiones de ensayos o incluso alguna que otra actuación, en las cuales se producen niveles sonoros  $L_{eq}$  por encima de 95 dBA, y esos valores contribuyen a

aumentar considerablemente los valores globales de la exposición sonora durante esos días. Cabe recordar que algunos autores han puesto de manifiesto que la asistencia a conciertos de rock, jazz, pop o música clásica, por ejemplo, supone una exposición a niveles sonoros muy altos tanto para los intérpretes como para el público (Clark, 1991).

En el mismo contexto ilustrativo, puede ser interesante hacer también una breve alusión a los resultados encontrados en el caso del autor de este libro, que, en el marco del estudio al que ahora nos estamos refiriendo, portó personalmente uno de los mencionados dosímetros BK4428, en la forma que hemos descrito anteriormente, durante un total de veinte días completos, en un tiempo en que desempeñaba con total normalidad sus tareas como profesor de Física Aplicada de la Universidad de Valencia.

El valor medio de los 480 valores horarios de nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  registrados en este caso concreto es de 53'3 dBA (media aritmética), con una desviación típica de 20'0 dBA. Los valores individuales de dichos niveles sonoros varían dentro de un intervalo extremadamente amplio, entre 22 dBA y 87 dBA. Como es natural, los valores más bajos corresponden al periodo de la tarde y la noche, cuando esa persona permanecía en el interior de su vivienda (situada en una zona residencial suburbana muy tranquila). Los niveles sonoros de lo que se puede considerar como ruido laboral, relacionados con su actividad como profesor universitario, ponen de manifiesto también una gran variabilidad, variando entre 58 dBA y 70 dBA (trabajo en el despacho, solo y en relativo silencio), entre 65 dBA y 73 dBA (entrevistas y reuniones con otras personas), entre 72 dBA y 81 dBA (permanencia en la cafetería o en el restaurante de la Universidad), y entre 73 dBA y 82 dBA (impartición de las clases en las aulas o los laboratorios del campus). En este caso, los valores de la exposición global diaria al ruido ambiental  $L_{eq(24h)}$  varían entre 67 dBA y 79 dBA, con un valor medio de 71'6 dBA.

Siguiendo con esta misma persona, resulta un tanto sorprendente observar que, aunque los niveles de exposición al ruido ambiental en su centro de trabajo son relativamente bajos (muy inferiores a lo que es usual en un trabajador del sector industrial, por ejemplo), los resultados obtenidos para el índice  $L_{eq(24h)}$  son bastante elevados. La circunstancia de que esa persona residiera entonces en una zona especialmente tranquila apenas parece influir en la dosis global de ruido a la que estuvo expuesta.

Abundando en este aspecto del problema, nos parece importante insistir en el hecho de que la exposición media diaria al ruido ambiental de una determinada persona está fuertemente condicionada por su eventual exposición a niveles sonoros especialmente elevados, incluso en el caso de que esta última exposición se haya producido durante un tiempo relativamente corto. A título anecdótico, podemos mencionar que la exposición al ruido ambiental recibida por el autor de este libro durante una permanencia de apenas quince minutos en la ruidosa cafetería universitaria contribuye mucho más al valor de la oportuna dosis diaria de exposición al ruido ambiental que la que, en este caso concreto, corresponde a catorce horas durante el periodo de la tarde/noche.

Tras estas dos alusiones a otros tantos casos singulares, expuestos con la intención de ilustrar adecuadamente algunos de los aspectos más significativos de este problema, vamos a referirnos a continuación a los resultados generales obtenidos en este trabajo. Ante todo, diremos que la exposición

media diaria al ruido ambiental de los 48 sujetos considerados en las medidas de dosimetría acústica, expresada a través del índice  $L_{eq(24h)}$ , varía entre 56 dBA y 88 dBA, con un valor medio de 72'8 dBA (319 días completos de medidas).

Aunque, como es natural, este resultado depende muy estrechamente de las características específicas de la muestra considerada, queremos señalar que es coherente con los encontrados en otros trabajos de características similares al que aquí estamos exponiendo. Por ejemplo, en una investigación realizada sobre una sola persona durante 31 días completos, se encontró que el valor medio de  $L_{eq(24h)}$  era del orden de 72 dBA (Johnson et al., 1977). En un segundo trabajo sobre este mismo tema, realizado con dos grandes grupos de personas, 462 trabajadores en diferentes sectores y 140 amas de casa, se encontró que los valores medios del  $L_{eq(24h)}$  eran del orden de 73 dBA y 70 dBA, respectivamente (Kono et al., 1982). En otro estudio de esta naturaleza, llevado a cabo sobre una muestra de 20 sujetos diferentes, con profesiones muy diferentes, en el que se realizaron un total de 165 medidas de  $L_{eq(24h)}$ , se encontró que el valor medio de este indicador era del orden de 78 dBA (Berger et al., 1994).

Con el fin de estudiar con mayor detalle el significado de los resultados encontrados en el presente trabajo, las diferentes actividades realizadas por los observadores que han participado en el mismo, tal como constan en nuestros ficheros de datos, se han clasificado en cuatro grandes categorías: hogar, trabajo, desplazamientos y tiempo libre. Dentro de cada una de estas categorías, se han considerado diferentes apartados, con el fin de ofrecer un abanico lo más amplio posible de tales actividades, en términos razonables desde el punto de vista práctico. En las cuatro tablas que se reproducen a continuación recogemos los resultados obtenidos en este sentido. En cada caso, se indica la naturaleza de la actividad principal considerada, el número total N de medidas realizadas en cada una de esas actividades, el valor medio del nivel sonoro equivalente  $L_{eq}$  (media aritmética), el valor de la correspondiente desviación típica y los intervalos de variación de dichos niveles sonoros equivalentes.

Para empezar, los resultados encontrados en relación con los niveles de exposición sonora en el hogar son los siguientes:

Actividad	N	$L_{eq}$ medio	Desviación	Intervalo
Sueño	1.171	37'5 dBA	8'8 dBA	22 - 62 dBA
Aseo personal	153	66'8 dBA	5'6 dBA	53 - 89 dBA
Comidas	348	68'5 dBA	6'0 dBA	52 - 88 dBA
Lectura y estudio	565	62'9 dBA	6'7 dBA	39 - 81 dBA
TV, CD, radio	334	67'1 dBA	6'8 dBA	52 - 85 dBA
Conversación	117	72'0 dBA	6'1 dBA	55 - 88 dBA
Tareas del hogar	167	70'2 dBA	6'8 dBA	52 - 87 dBA

Como comentario general a estos resultados, cabe llamar la atención sobre la importante variabilidad que muestran los valores de las exposiciones sonoras para cada una de las actividades reseñadas. Esa variabilidad es especialmente alta en el caso del sueño, como reflejo de las grandes diferencias existentes en los ambientes sonoros de los correspondientes dormitorios, debidas en la

mayoría de los casos a la inmisión del ruido procedente del exterior de las viviendas (calle) y que está producido predominantemente por el tráfico rodado.

En otros casos, dicha variabilidad está originada por las condiciones en que se llevan a cabo las respectivas actividades. Por ejemplo, cuando nos referimos a las comidas realizadas en el hogar, puede suceder que esa actividad se produzca estando presente una sola persona, o por el contrario, que la comida en cuestión se produzca en un ámbito familiar, con muchas personas presentes y tal vez con una animada conversación entre todos los presentes.

En la tabla siguiente se presentan los resultados encontrados para los niveles de exposición sonora en los medios laborales:

<b>Actividad</b>	<b>N</b>	<b>L<sub>eq</sub> medio</b>	<b>Desviación</b>	<b>Intervalo</b>
Enseñanza	315	71'5 dBA	6'5 dBA	54 - 91 dBA
Estudiantes	476	71'8 dBA	7'2 dBA	53 - 91 dBA
Industria	317	86'3 dBA	6'3 dBA	67 - 99 dBA
Administración	43	72'2 dBA	8'0 dBA	52 - 86 dBA
Servicios	40	74'6 dBA	7'7 dBA	61 - 89 dBA

Por razones prácticas, los sectores laborales contemplados en el presente trabajo han sido muy pocos. Aunque sería interesante extender estas medidas a sectores tan importantes como el comercio, el transporte o la agricultura, entre otros, los anteriores datos proporcionan una valiosa información sobre el orden de magnitud de los niveles de exposición al ruido laboral y creemos que, salvo casos extremos, no cabe esperar muchas novedades en este sentido. Los resultados recogidos aquí presentan algunos aspectos interesantes. En primer lugar, cabe señalar de nuevo la alta variabilidad de la exposición al ruido ambiental en todos los contextos estudiados. En particular, sorprende un tanto ver que en ambientes presumiblemente poco ruidosos, como podrían ser los casos de la enseñanza o la administración, los niveles de exposición medios superan claramente los 70 dBA. Como es natural, en el caso de las industrias (en la presente prospección se han contemplado los sectores de la madera, el textil y el metal), los niveles sonoros en los puestos de trabajo son bastante más elevados.

En cualquier caso, debemos llamar la atención sobre el hecho de que en todos los sectores o ambientes estudiados se dan algunas situaciones en las que la exposición sonora alcanza niveles muy altos. Por ejemplo, nuestras medidas han puesto de manifiesto que los niveles sonoros existentes en los ambientes en que se suele desenvolverse un profesor universitario raramente superan los 80 dBA, en tanto que en el caso de los profesores de enseñanza primaria la presencia de niveles sonoros puntuales por encima de los 80 dBA o 90 dBA no son en absoluto excepcionales. En realidad, estos niveles se alcanzan con relativa facilidad, por ejemplo, en el tiempo de recreo o en los comedores escolares.

En su vida cotidiana, todas las personas se desplazan con frecuencia por la ciudad en que viven o por su entorno más próximo. Por ejemplo, se mueven desde su casa hasta su trabajo, van a realizar sus compras a mercados y comercios, asisten a salas de espectáculos o estadios deportivos, visitan

a sus familiares o amigos, o acuden a algún restaurante o cafetería, entre otras actividades. Aunque algunos de esos desplazamientos se realizan a pie, la mayoría de ellos (al menos en los grandes núcleos urbanos) hacen necesaria la utilización de algún medio de transporte. Por otra parte, y con un carácter más esporádico, todos realizamos con mayor o menor frecuencia algunos viajes más o menos largos. En consecuencia, el estudio de la exposición de las personas al ruido asociado con todos estos desplazamientos es un aspecto de considerable interés en este tipo de trabajos. En la tabla que presentamos a continuación damos un resumen de los resultados encontrados en nuestras medidas sobre esta cuestión:

<b>Actividad</b>	<b>N</b>	<b>L<sub>eq</sub> medio</b>	<b>Desviación</b>	<b>Intervalo</b>
Andando	111	74'3 dBA	5'6 dBA	55 - 86 dBA
Automóvil	312	74'9 dBA	4'1 dBA	66 - 87 dBA
Motocicleta	46	81'4 dBA	4'2 dBA	72 - 91 dBA
Autobús	110	77'2 dBA	3'5 dBA	65 - 89 dBA
Metro	19	78'0 dBA	4'0 dBA	70 - 84 dBA
Tren	53	77'3 dBA	2'9 dBA	71 - 86 dBA
Avión	3	88'8 dBA	1'1 dBA	88 - 91 dBA

En relación con la exposición sonora relacionada con los desplazamientos, cabe llamar especialmente la atención sobre los elevados niveles sonoros que se producen en algunos medios de transporte. Aunque en algunos casos se han llevado a cabo muy pocas medidas, nuestros resultados parecen demostrar que los medios de transporte más ruidosos son los aviones, las motocicletas, los metros, los trenes, los autobuses y los automóviles, por este orden. Como es natural, la contribución de los niveles sonoros a que estamos sometidos cuando utilizamos tales medios de transporte en el cálculo de las correspondientes dosis diarias de ruido puede ser muy importante o aún decisiva en algunas personas. En todo caso, no deberíamos olvidar que los tiempos invertidos en los oportunos desplazamientos desempeñan también un papel fundamental en dichos cálculos.

Finalmente, en la tabla siguiente se recogen los resultados encontrados en nuestras medidas de niveles de exposición sonora en algunas actividades típicas de ocio y tiempo libre:

<b>Actividad</b>	<b>N</b>	<b>L<sub>eq</sub> medio</b>	<b>Desviación</b>	<b>Intervalo</b>
Paseo	141	73'6 dBA	6'4 dBA	57 - 92 dBA
Bares / restaurantes	241	78'5 dBA	5'1 dBA	62 - 97 dBA
Cine / teatro	39	70'4 dBA	5'2 dBA	57 - 78 dBA
Conciertos música	105	86'6 dBA	7'3 dBA	67 - 98 dBA
Discotecas / pubs	49	87'6 dBA	6'6 dBA	75 - 100 dBA
Deportes	59	74'9 dBA	7'4 dBA	63 - 94 dBA
Reuniones sociales	153	73'9 dBA	6'6 dBA	55 - 94 dBA
Comercios / mercados	84	74'1 dBA	4'6 dBA	63 - 84 dBA
Fiestas	55	88'6 dBA	9'5 dBA	65 - 100 dBA

Aunque la anterior relación podría haber sido mucho más extensa, dada la abundancia de opciones disponibles (dependiendo de los gustos y aficiones de cada persona), creemos que en ella están recogidas todas las que se presentan con mayor frecuencia. Una vez más, se pone de manifiesto también en este caso la elevada variabilidad que caracteriza al conjunto de los citados niveles sonoros, con valores de  $L_{eq}$  comprendidos entre 55 dBA (correspondiendo a una reunión muy tranquila de dos amigos) y 100 dBA (correspondiendo a una permanencia en una gran discoteca o a la participación en una fiesta universitaria). Obsérvese que esta importante variabilidad se pone de manifiesto también para las respectivas actividades, individualmente consideradas.

Como comentario a este apartado concreto, cabe llamar especialmente la atención sobre los elevados valores de exposición sonora que caracterizan a los ambientes relacionados con los conciertos de música, los pubs y discotecas, o las fiestas y celebraciones. Aunque la naturaleza y características de esos ambientes sean muy diferentes entre sí, la existencia de niveles sonoros muy elevados de música parece ser una cualidad común a todos ellos. En este sentido, nuestras observaciones coinciden plenamente con las que se recogen en otros trabajos similares al nuestro (Clark, 1991). En cualquier caso, los anteriores resultados deberían constituir un serio motivo de reflexión, relacionándolos con los efectos que esas elevadas exposiciones sonoras pueden producir sobre algunos sectores de la población, especialmente los más jóvenes, a los que parece encantarles la permanencia durante horas en ambientes altamente ruidosos.

#### **A9.4. Conclusiones**

Las abundantes medidas de dosimetría y sonometría acústica llevadas a cabo en este trabajo sobre una amplia variedad de sujetos y situaciones, nos han permitido evaluar los niveles de exposición sonora a los que todas las personas solemos estar expuestos cotidianamente.

Los resultados encontrados en esta investigación han puesto de manifiesto la existencia de una elevada variabilidad interpersonal e intrapersonal en las dosis de exposición de las personas al ruido ambiental, como consecuencia de las importantes diferencias existentes en la naturaleza de las actividades llevadas a cabo por los correspondientes sujetos a lo largo del día.

Aunque esa gran variabilidad dificulta extraordinariamente la posibilidad de formular conclusiones generales en este sentido, sí que se puede afirmar que los correspondientes niveles de exposición sonora alcanzan con relativa frecuencia valores bastante elevados, hasta un punto tal que, a largo plazo, no se pueda descartar en absoluto la aparición de efectos negativos de naturaleza muy diversa sobre la salud de muchas personas.

En términos generales, suscribimos plenamente la valoración de otros autores sobre esta misma cuestión, cuando afirman que la exposición al ruido no laboral constituye un problema sumamente importante para la población de todos los países desarrollados. Con el fin de solucionar este problema, se ha apuntado que la reducción de los niveles sonoros a que estamos normalmente expuestos en nuestra vida cotidiana debería ser un factor clave en las medidas de control del ruido ambiental.

## Referencias

Aagesen, H., Medición y valoración del ruido, *El ruido en la ciudad. Gestión y control*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, 1991.

Abbot, P.G. y Layfield, R.E., The change in traffic noise levels following the installation of speed control cushions and road humps, *Proceedings. International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 96)*, Institute of Acoustics, St. Albans, 1996.

Aecherli, W., Judicial and Legal Aspects of Noise Control, *Noise Pollution*, John Wiley and Sons, New York, 1986.

Ajuntament de Barcelona, *Ciutat i medi ambient*, Quadern Central núm. 5, Ayuntamiento de Barcelona, 1990.

Alexandre, A., European efforts to reduce the impact of traffic noise, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 72)*, Institute of Noise Control Engineering, 1972.

Alexandre, A., y Barde, J.P., The Evaluation of Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Alexandre, A., y Barde, J.P., Economic Instruments for Transport Noise Abatement, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Arana, M., *Estudio del ruido ambiental en Pamplona*, Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, 1989.

Arana, M., Vela, A., San Martín, M.I., y García, A., Regulación de la contaminación sonora en España. Análisis comparativo de diferentes legislaciones, *Revista de Acústica*, vol. 32, núm. 3 y 4, pág. 7-12, 2001.

Arana, M., y García, A., Variación temporal de los niveles de contaminación sonora en Pamplona y Valencia, *Actas del XXXII Congreso Nacional de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, Logroño, 2001.

Arana, M., Prediction of urban noise, *Environmental Urban Noise*, WIT Press, Southampton, 2001.

Arenal, M., *Contribución al estudio de la influencia de las condiciones meteorológicas en la propagación del sonido en exteriores*, Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid, 2002.

Arizmendi, L.J., *Instalaciones urbanas. Infraestructura y planteamiento*, Librería Editorial Bellisco, Madrid, 1990.

Arizmendi, L.J., Contaminación acústica y urbanismo, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.

Asselineau, M., Noise reduction of a building yard in an urban area: a case study, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, OPAKFI, Budapest, 1997.

Axelsson, A., Recreational exposure to noise and its effects, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 44, pág. 127-134, 1996.

Baixaulli, F., Boix, P., Calvo-Manzano, A., Gómez-Cano, M., El ruido laboral y la salud de los trabajadores, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.

Barde, J.P., Noise abatement policies in OECD countries: an assessment, *Proceedings Conference on Noise in Metropolitan Cities*, Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.



- Bell, L.H., y Bell, D.H., *Industrial noise control*, Marcel Dekker Inc., New York, 1994.
- Beranek, L.L., *Acoustical Measurements*, Acoustical Society of America, New York, 1988.
- Beranek, L.L., y Ver, I.L., *Noise and Vibration Control Engineering*, John Wiley and Sons, New York, 1992.
- Beranek, L.L., Applications of NBC and RC noise criterion curves for specification and evaluation of noise in buildings, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 45, pág. 209-216, 1997.
- Bernal, F., Control del ruido en la industria, *El ruido como agente contaminante en la industria*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, 1987.
- Berger, E.H., y Kepler, R.W., Representative 24-hour Leqs arising from a combination of occupational and non-occupational noise exposure, *Meeting of the Acoustical Society of America*, Cambridge, 1994.
- Berglund, B., y Lindwall, T., *Community Noise*, Documento preparado para la Organización Mundial de la Salud (WHO), Stockholm University, 1995.
- Bisio, G., Case history: Noise level survey in a middle-size town and remarks on traffic restrictions, *Noise Control. Engineering Journal*, vol. 44(4), pág. 201-206, 1996.
- Boxall, J.E., Tromp, F., Ho, S.W.F., Chan, K.S., y Ng, P.S., Outdoor entertainment in Hong Kong. A Noise Balancing Act, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 96)*, Institute of Acoustics, St. Albans, 1996.
- Bragdon, C.R., Control of Airport Noise Impact, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Brambilla, G., y Cipelletti, L., Analisis statistica e con técnica DFT di serie temporali di livelli LAeq10m, *Proceedings XXII Convegno Nazionale di Acustica*, Associazione Italiana di Acustica, 1994.
- Brambilla, G., García, A., y Garrigues, J.V., Classification of hourly LAeq patterns of urban noise, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, Budapest, 1997.
- Brambilla, G., Physical assessment and rating of urban noise, *Environmental Urban Noise*, WIT Press, Southampton, 2001.
- Braunschweig, G.V., Noise in Public Places, *Proceedings Conference on Noise in Metropolitan Cities*, Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.
- Brown, E.F., Dennis, E.B., Henry, J., y Pendray, G.E., *City Noise*, Noise Abatement Commission, The Academic Press, New York, 1930.
- Brown, A.L., Chan, R., y Chan, A.F., Surveying the noise exposure of classrooms, *Applied Acoustics* vol. 18, pág. 55-67, 1985.
- Brown, A.L., y Lam, L.C., Urban noise levels, *Applied Acoustics*, vol. 20, pág. 23-35, 1987.
- Bullen, R.B., Hede, A.J., y Kyriacos, E.K., Reaction to aircraft noise in residential areas around Australian airports, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 108, pág. 199-225, 1986.
- Bullen, R.B., y Hede, A.J., Comparison of the effectiveness of measures of aircraft noise exposure by using social survey data, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 108, pág. 227-245, 1986.
- Buna, B., Some Characteristics of Noise From Single Vehicles, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Buna, B., y Burgess, M., Methods of Controlling Traffic Noise Impact, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Burgess, M., Approaches to aircraft noise amelioration schemes, *Proceedings 14th International Congress on Acoustics*, Acoustical Society of China, Beijing, 1992.

- Calvo-Manzano, A., Acústica: sonido y ruido. *El ruido en la ciudad. Gestión y control*, Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.
- Celma, J., Lasheras, R., Perera, P., y Santiago, S., editores., *El ruido como agente contaminante en la industria*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, 1987.
- Celma, J., *Resultados del mapa de ruidos de Zaragoza*, Informe interno, Servicio de Medio Ambiente, Ayuntamiento de Zaragoza, 1990.
- Celma, J., y Luzón, M.A., Indicador B8. *Población expuesta al ruido*, Cuaderno num.2, Ayuntamiento de Zaragoza, 2002.
- Centre Scientifique et Technique du Batiment, *La gêne causée par le bruit autour des aéroports. Rapport de fin d'étude*, C.S.T.B., Paris, 1968.
- Chung, D.Y., y Gannon, P.G., Hearing loss due to noise trauma, *Journal Laryngology and Otolology*, vol. 94, pág. 419-423, 1980.
- Clark, W.W., Noise exposure from leisure activities: a review, *Journal of Acoustical Society of America*, vol. 90, pág. 175-181, 1991.
- Cohen, S., Evans, G.W., Krantz, D.S., Stokois, D., y Kelly, S., Aircraft noise and children: longitudinal and crosssectional evidence on adaptation to noise and the effectiveness of noise abatement, *Journal Pers. Soc. Psych.*, vol. 40, pág. 331-345, 1981.
- Coleman, L., y Eldred, K.M., Fifteen years of noise control at Logan International Airport, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 89)*, Washington, 1989.
- Commission of the European Communities, *Damage and annoyance caused by noise*, Directorate General for Social Affairs, 1975.
- Crawford, F.S., *Ondas*, Berkeley Physics Course, volumen 3, Editorial Reverté, Barcelona, 1971.
- Crocker, M.J., *Handbook of Acoustics*, John Wiley and Sons, New York, 1998.
- Crook, M.A., y Langdon, F.J., The effects of aircraft noise in schools around London airport, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 34, pág. 221-228, 1974.
- Cuniff, P.F., *Environmental Noise Pollution*, John Wiley and Sons, New York, 1977.
- Daigle, G.A., Diffraction of sound by a noise barrier in the presence of atmospheric turbulence, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 71, pág. 847-854, 1982.
- De Joy, D.M., A report on the status of research on the cardiovascular effects of noise, *Journal of Noise Control Engineering*, vol. 23, pág. 32-39, 1984.
- Decreto 1316/1989, *Real Decreto 1316/1989, de 27 de Octubre, sobre protección de los trabajadores frente a los riesgos derivados de la exposición al ruido durante el trabajo*, Boletín Oficial del Estado, pág. 34428-34431, 1989.
- Decreto 1311/2005, *Real Decreto 1311/2005, de 4 de noviembre, sobre la protección de la salud y la seguridad de los trabajadores frente a los riesgos derivados o que puedan derivarse de la exposición a vibraciones mecánicas*, Boletín Oficial del Estado, de 5 de Noviembre, pág. 36385-36390, 2005.
- Decreto 286/2006, *Real Decreto 286/2006, de 10 de marzo, sobre la protección de la salud y la seguridad de los trabajadores contra los riesgos relacionados con la exposición al ruido*, Boletín Oficial del Estado, de 11 de Marzo, pág. 9842-9848, 2006.
- Despres, B., Leplay, A., y Thiéry, L., Practical experience of noise exposure measurement by homogeneous exposure groups, *Proceedings Euronoise 95*, Lyon, 1995.
- Dings, P., Measures for noise reduction on steel railway bridges, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, Institute of Noise Control Engineering, Washington, 1997.

Directiva 86/188/CEE, *Directiva del Consejo de 12 de Mayo de 1986 relativa a la protección de los trabajadores contra los riesgos debidos a la exposición al ruido durante el trabajo*, Diario Oficial del 24 de Mayo de 1986.

Directiva 2002/49/CE, *Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo del 25 de Junio de 2002 sobre Evaluación y Gestión del Ruido Ambiental*, Diario Oficial del 18 de Julio de 2002.

Dirección General de Aviación Civil, *Anuario Estadístico del Transporte Aéreo*, Ministerio de Transportes, Turismo y Comunicaciones, 1987.

Domínguez, L., Ruido: efectos sobre el sueño, *Jornadas Internacionales sobre contaminación acústica en las ciudades*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, Madrid, 2002.

Dubois, D., y David, S., A cognitive approach of urban landscapes, *Proceedings Forum Acusticum 1999*, European Acoustics Association, Berlin, 1999.

Eldred, K.M., Airport noise, *Handbook of Acoustics*, John Wiley and Sons, New York, 1998.

Environmental Protection Agency, *Information on Levels of Environmental Noise Requisites to Protect Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety*, Report No. 550/9-74,004, US EPA, Washington, 1974.

European Commission Green Paper, Future Noise Policy, *Noise/News International*, vol. 5, núm. 2, pág. 77-98, 1997.

European Standard, *Sound Level Meters*, European Standard EN 60651/1994, 1994.

European Standard, *Integrating-Averaging Sound Level Meters*, European Standard EN 60804/1994, 1994.

Evans, G.W., The non auditory effects of noise on child development, *Proceedings Noise as a Public Health Problem*, 1990.

Fairén, M., Anatomía y fisiología del oído, *El ruido como agente contaminante en la industria*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, 1987.

Faus, L., Romero, J., Jiménez, A., Marín, A., Sanchis, A., y Cerdá, S., Un primer estudio del ruido en los actuales trenes de la red ferroviaria española, *Revista de Acústica*, vol. 34, núm. 1 y 2, pág. 5-17, 2001.

Favre, B.M., y Tyler, J., Quiet Vehicle Development, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Favre, B., Factors Affecting Traffic Noise and Methods of Prediction, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Federal Aviation Administration, *Integrated Noise Model*, Report FAA-EE-81-17, U.S. Department of Transportation, 1982.

Federal Environmental Agency, *Noise Abatement. Major Research Topics*, Federal Minister of the Interior, Bonn, 1985.

Fernández, A., La influencia del ruido en la patología humana, *Revista de Acústica*, vol. 23, pág. 104-113, 1984.

Fields, J.M., y Walker, J.G., Comparing the relationships between noise level and annoyance in different surveys: a railway vs. aircraft and road traffic comparison, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 81, pág. 51-80, 1982.

Fields, J.M., *Research on the effect of noise at different times of day: models, methods and findings*, National Aeronautics and Space Administration, NASA Contractor Report CR-3888, 1985.

Fields, J.M., y Hall, F.L., Community Effects of Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

- Fields, J.M., *An updated catalogue of 318 social surveys of residents reactions to environmental noise (1943-1989)*, NASA Contractor Report 187553, 1991.
- Fields, J.M., *Effect of personal and situational variables on noise annoyance*, Federal Aviation Administration, Department of Transportation, Washington, Report FAA/EE-92/03 (1992).
- Fields, J.M., DeJong, R.G., Flindell, I.H., Gjestland, T., Job, R.F.S., Kurra, S., Schuemer, A., Vallet, M., y Yano, T., Recommendation for shared annoyance questions in noise annoyance surveys, *Proceedings Congress on Noise Effects 98*, vol. 2, pág. 481-486, 1998.
- Flanagan, J.L., *Speech Analysis, Synthesis and Perception*, Springer-Verlag, Berlín, 1972.
- Ford, R.D., Physical Assessment of Transportation Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Fujiwara, K., y Furuta, N., Sound shielding efficiency of a barrier with a cylinder at the edge, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 37, pág. 5-11, 1991.
- Gabinete, Guía Sindical de Salud Laboral. 07. Ruido, *Gabinete de Salud Laboral de CC.OO. del País Valenciano*, Valencia, 1993.
- Galloway, W.J., y Schultz, T.J., *Noise Assessment Guidelines*, Report CPD-586, US Department of Housing and Urban Development, Washington, 1979.
- García, A., y Fajará, M., Medidas de ruido ambiental en Valencia, *Revista de Acústica*, vol. 12, pág. 29-35, 1981.
- García, A., y Fajará, M., Respuesta subjetiva al ruido de tráfico en la ciudad de Valencia, *Revista de Acústica*, vol. 13, pág. 19-32, 1982.
- García, A., y Fajará, M., Traffic noise survey in Valencia, *Proceedings 11th International Congress on Acoustics*, París, 1983.
- García, A., y Bernal, D., The prediction of traffic noise levels in urban areas, *Proceedings. International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 85)*, Munich, 1985.
- García, A., y Faus, J.L., Análisis comparativo de los diferentes métodos de muestreo utilizados en la medida del ruido de tráfico, *Revista de Acústica*, vol. 17, pág. 21-27, 1986.
- García, A., Impacto acústico ambiental, *El ruido en la ciudad. Gestión y control*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, 1991.
- García A., García, A.M. y Romero, J., Effects of environmental noise in spanish schools, *Acoustics Bulletin*, Institute of Acoustics, Southampton, vol. 18, núm. 6, pág. 10-14, 1993.
- García, A., Garrigues, J.V., y Romero, J., Resultados de un nuevo estudio de las condiciones acústicas del Campus Universitario de Burjassot (Valencia), *Actas de las Jornadas Nacionales de Acústica (Tecniacústica 93)*, Sociedad Española de Acústica, 1993.
- García, A., Faus, L.J., y García, A.M., The community response to aircraft noise around six Spanish airports, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 164(1), pág. 45-52, 1993.
- García, A., y García, A.M., Measurements of noise exposure in daily life, *Proceedings del 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Nice, 1993.
- García, A., *Estudio del ruido ambiental en la Comunidad Valenciana*, Consejería de Medio Ambiente, Generalidad Valenciana, 1994.
- García, A., La respuesta subjetiva al ruido ambiental: revisión de diferentes estudios realizados en la Comunidad Valenciana entre los años 1981 y 1991, *Revista de Acústica*, vol. 26, pág. 29-33, 1994.
- García, A., y Bravo, M.J., Medidas de exposición al ruido en la vida diaria, *Actas de las XXV Jornadas Nacionales de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, Valencia, 1994.
- García, A., *La contaminación sonora en la Comunidad Valenciana*, Consell Valencià de Cultura, Generalidad Valenciana, 1995.

García, A., García, A.M., Baixauli, F.L., Boix, P., y Marcos, A., *Estudio del ruido ambiental y sus efectos sobre los trabajadores en empresas valencianas del sector del mueble y madera*, Universidad de Valencia y Mutua Valenciana Levante, Valencia, 1995.

García, A., Albero, V., Calvo, F., Romero, J., Marcos, A., y Sánchez, J., Estudio del impacto acústico producido por los pubs y discotecas de la Comunidad Valenciana, *Revista de Acústica*, vol. 26, pág. 5-12, 1995.

García, A., Predicción de niveles de ruido ambiental producido por el tráfico rodado en zonas urbanas, *Actas XXVI Jornadas Nacionales de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, 1995.

García, A., Niveles de contaminación sonora en las zonas urbanas de la Comunidad Valenciana, *Ingeniería Municipal*, pág. 27-39, 1996.

García, A., Medidas de niveles de contaminación acústica en diferentes zonas urbanas de España, *Revista de Acústica*, vol. 27, pág. 7-21, 1996.

García, A., García, A.M., Garrigues, J.V., Baixauli, F.L., Micó, R., Boix, P., y Marcos, A., *Estudio del ruido ambiental en empresas valencianas del sector textil*, Universidad de Valencia, Mutua Valenciana Levante y Confederación Sindical de Comisiones Obreras del País Valenciano, Valencia, 1996.

García, A., Noise survey in the Community of Valencia (Spain), *Acustica - Acta Acustica*, vol. 83, pág. 516-521, 1997.

García, A., y Garrigues, J.V., 24-hour continuous sound-level measurements conducted in Spanish urban areas, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 46(4), pág. 159-166, 1998.

García, A., García, A.M., Garrigues, J.V., Baixauli, F. y Folch, J., *Estudio del ruido laboral en empresas valencianas del sector del metal*, Universidad de Valencia y Mutua Valenciana Levante, Valencia, 1999.

García, A., García, A.M., Arana, M., y Vela, A., Evaluación de la molestia producida por el ruido ambiental, *Actas XXX Congreso Nacional de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, 1999.

García, A., y García, A.M., Agentes físicos, *Salud laboral. Conceptos y técnicas para la prevención de riesgos laborales*, Editorial Masson, Barcelona, 2000.

García, A., Urban noise control, *Environmental Urban Noise*, WIT Press, Southampton, 2001.

García, A.M., *Estudio de los efectos del ruido ambiental sobre la salud en medios urbanos y laborales*, Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, 1990.

Garrigues, J.V., y García, A., Análisis estadístico de los niveles de contaminación sonora medidos en diferentes zonas urbanas a lo largo de las 24 horas del día, *Revista de Acústica*, vol. 29, núm. 1 y 2, pág. 13-20, 1998.

Gerges, S.N.Y., *Ruido. Fundamentos y control*, Universidad Federal de Santa Catalina, Florianópolis, Brasil, 1998.

Gómez-Cano, M., Visión actual de la problemática del ruido industrial, *Proceedings Jornadas Nacionales de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, Pamplona, 1992.

Gómez-Cano, M., Aspectos ergonómicos del ruido, *Salud y Trabajo*, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, vol. 102, pág. 33-40, 1994.

Gottlob, D.P.A., Regulations for industrial noise immissions in European countries, *Proceedings Forum Acusticum 1996*, European Acoustics Association, Antwerp, 1996.

Granneman, J.H., y Huizer, H., Noise emission from stadiums, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 96)*, Institute of Acoustics, Liverpool, 1996.

- Green, K.B., Pasternak, B.S., y Shore, R.E., Effects of aircraft noise on reading ability of school-age children, *Archives of Environmental Health*, vol. 37, pág. 24-31, 1982.
- Griffiths, I.D., y Langdon, F.J., Subjective response to road traffic noise, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 8, pág. 16-22, 1968.
- Griffiths, J.E.T., Hinton, J., y Morris, P., Noise Council Code of Practice on Environmental Noise Control at Concerts. Case studies, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 96)*, Institute of Acoustics, Liverpool, 1996.
- Grosjean, L., Lodi, R., y Rabinowitz, J., Bruit et activité scolaire, *Revue d'Acoustique*, vol. 41, pág. 176-181, 1981.
- Guijarro, D., Llorens, D., Linares, E., Rodrigo, D., Albiach, M., Sánchez, P., García, A., y García, A.M., Efectos del ruido ambiental sobre el sueño de los residentes en zonas urbanas, *Actas Jornadas Nacionales de Acústica, Sociedad Española de Acústica*, Barcelona, 1996.
- Guillamón, J.M., Sistemas de control e información pública, *Jornadas Internacionales sobre contaminación acústica en las ciudades*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, Madrid, 2002.
- Guski, R., Community response to environmental noise, *Environmental Urban Noise*, WIT Press, Southampton, 2001.
- Hans, V., Noise of military aircraft in the range of airports and at low level flights, *Proceedings Conference on Noise Control Engineering (Internoise 85)*, Munich, 1985.
- Harris, C.M., *Manual para el control del ruido*, Instituto de Estudios de la Administración Local, Madrid, 1977.
- Harris, C.M. (ed.), *Handbook of Acoustical Measurements and Noise Control*, McGraw-Hill, New York, 1991.
- Harris, R.A., Vegetative barriers: an alternative highway noise abatement measure, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 27, pág. 4-8, 1986.
- Herzing, W., Noise abatement considerations while planning the new Munich Airport, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 86)*, Washington, 1986.
- Hickling, R., Surface transportation noise, *Handbook of Acoustics*, Wiley and Sons, New York, 1998.
- Hixson, R.B., Reducing the noise impact of civil aircraft in the United States, *Proceedings NATO CCMS Conference on Aircraft Noise*, Mittenwald, 1986.
- Hygge, S., Classroom experiments on the effects of aircraft, traffic, train, and verbal noise on long-term recall and recognition in children aged 12-14 years, *Noise as a Public Health Problem*, INRETS, vol. 2, pág. 531-534, 1993.
- House, M.E., Measurement and prediction of aircraft noise, *Transportation noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- International Organization for Standardization, *Determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced hearing impairment*, International Organization for Standardization, I.S.O., Ginebra, 1990.
- I.N.R.S., Exposition des travailleurs au bruit. Méthode de mesurage, *Institute National de Recherche et de Sécurité*, París, 1994.
- Irmer, V.K.P., A new EU Directive concerning the noise emission by equipment used outdoors, *Proceedings Forum Acusticum 1999*, European Acoustics Association, Berlín, 1999.
- Izumi, K., Annoyance due to mixed source noises. A laboratory study and field survey on the annoyance of road traffic and railroad noise, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 127, pág. 485-489, 1988.

- Jenkins, M.A., y Pahl, J., Measurement of freeway noise and community response, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 58, pág. 1222-1226, 1977.
- Johnson, D.L., y Farina, E.R., Description of the measurement of an individual's continuous sound exposure during a 31-day period, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 62, pág. 1431-1435, 1977.
- Jonasson, H.G., Sound reduction of low railway barriers, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, OPAKFI, Budapest, 1997.
- Kihlman, T., Fifty years of "development" in sound insulation of dwellings, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 42, pág. 47-52, 1994.
- Kinsler, L.E., Frey, A.R., Coppens, A.B., y Sanders, J.V. *Fundamentos de Acústica*, Editorial Limusa, México, 1990.
- Knipschild, P.V., Medical effects of aircraft noise: community cardiovascular survey, *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 40, pág. 185-190, 1977.
- Knudsen, V.O., y Harris, C.M., *Acoustical designing in architecture*, Acoustical Society of America, New York, 1978.
- Ko, N.W.M., Responses of teachers to road traffic noise, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 77, pág. 133-136, 1981.
- Kono, S., Sone, T., y Nimura, T., Personal reaction to daily noise exposure, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 19, pág. 4-16, 1982.
- Kozák, J., Trends in traffic noise in Prague from 1976 to 1991, *Proceedings 17th AICB Congress*, Praga, 1992.
- Kryter, K.D., *The effects of Noise on Man*, Academic Press, Orlando, 1985.
- Kuwano, S., Namba, S., y Florentine, M., Introduction to experiences with efforts to standardize social noise surveys, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 96)*, Liverpool, 1996.
- Lambert, J., Simmonet, F., y Vallet, M., Patterns of behaviour in dwellings exposed to road traffic noise, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 92, pág. 159-172, 1984.
- Lambert, J., y Vallet, M., *Study Related to the Preparation of a Communication on a Future EC Noise Policy*, INRETS Report núm. 9420, Bron Cedex, France, 1994.
- Lambert, J., Annoyance and its cost, *Jornadas Internacionales sobre contaminación acústica en las ciudades*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, Madrid, 2002.
- Lamure, C., *Noise emitted by road traffic noise*, *Road traffic noise*, Applied Science Publishers, London, 1975.
- Landstrom, U., Noise and fatigue in working environments, *Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Stockholm, 1988.
- Langdon, F.J., Noise nuisance caused by road traffic in residential areas, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 47, pág. 243-263, 1976.
- Langdon F.J., y Buller, B., Road traffic and disturbance to sleep, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 50, pág. 13-28, 1977.
- Lara, A., y Stephens, R.W.B., eds., *Noise Pollution*, John Wiley and Sons, New York, 1986.
- Lara, A., Ruido industrial, *El ruido en la ciudad. Gestión y control*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, 1991.
- Lehmann, A., y Gratiot, H., Effect of noise on children at school, *Proceedings Fourth International Congress on noise as a public health problem*, Milano, 1983.
- Lemasle, L., Les nuisances sonores dues à l'exploitation des bars et des discothèques, *Acoustique et Techniques*, núm. 16, pág. 33-36, 1998.

Leroux, M., Les écrans acoustiques: perception et représentations des riverains, *Acoustique et Techniques*, núm. 16, pág. 29-32, 1998.

Lévy-Leboyer, C., y Moser, G., Noise effects on two industrial tasks, *Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Stockholm, 1988.

Ley del Ruido, *Ley 37/2003, del 17 de Noviembre de 2003, del Ruido*, Boletín Oficial del Estado núm. 276 del 18 de Noviembre de 2003.

Lindvall, T., y Radford, E.P., Measurement of annoyance due to exposure to environmental factors, *Environmental Research*, vol. 6, pág. 1-36, 1973.

López, G., *El ruido en el lugar de trabajo*, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, Ministerio de Trabajo y Seguridad Social, Madrid, 1992.

López, I., Carles, J.L., y Herranz, K., The effect of a noise abatement program on the attention capacity and reading ability of school children, *Proceedings 14th International Congress of Acoustics*, Acoustical Society of China, Beijing, 1992.

López, I., Efectos del ruido ambiental en la población escolar, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.

López I., y Carles, J.L., *La calidad sonora de Valencia. Espacios sonoros representativos*, Fundación Bancaja, Valencia, 1997.

Llopis, A., García, A.M., y García, A., Alteraciones del sueño producidas por el ruido ambiental, *Gaceta Sanitaria*, núm. 12, vol. 3, pág. 421-426, 1989.

Maekawa, Z., Noise reduction by screens, *Applied Acoustics*, vol. 1, pág. 157-173, 1968.

Maekawa, Z., Acoustic Shielding: Noise Reduction by Thin and Wide Barriers, *Noise Pollution*, John Wiley and Sons, New York, 1986.

Malchaire, J.B., y Horstman, S.W., Community noise survey of Cincinnati, Ohio, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 58, pág. 197-200, 1975.

Manglano, J.L., Marín, A., y Urchueguía, J., Ruido ambiental diurno producido por el tráfico en la ciudad de Valencia. Mapa de ruidos, *Actas Jornadas Nacionales de Acústica*, Sociedad Española de Acústica, Valencia, 1994.

Market Investigations Limited, *Second Survey of Aircraft Noise Annoyance Around London (Heathrow) Airport*, Her Majesty's Stationery Office, London, 1971.

Maurin, M., Olivier, D., y At, I., Environmental noise levels and data analysis, *Proceedings Institute of Acoustics*, 1993.

Meier, A.V., Acoustically optimized porous road surfaces. Recent experiences and new developments, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 88)*, Paris, 1988.

Mestre, V., Ruido de aeronaves, *El ruido como agente contaminante en el medio ambiente*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, Zaragoza, 1987.

Migneron, J.G., *Acoustique urbaine*, Editorial Masson, París, 1980.

Miller, R.L., Federal regulations and other activities in noise control, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 44, pág. 149-152, 1996.

Mínguez, I., Efectos del ruido en el sistema cardiovascular, *Jornadas Internacionales sobre contaminación acústica en las ciudades*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, Madrid, 2002.

Ministerio de Obras Públicas y Transporte, *Norma Básica de la Edificación, NBE-CA-88, Condiciones acústicas en los edificios*, MOPT, Madrid, 1988.

Ministerio de Medio Ambiente, *El medio ambiente en la Unión Europea en el umbral del siglo XXI*, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 2001.



- Mishina, Y., Darui, Z., Kuno, K., Hayashi, A., y Ikegaya, K., Análisis and prediction of personal noise exposure in daily life, *Proceedings 11th International Congress on Acoustics*, Paris, 1983.
- Miyamoto, M., Yamazaki, M., y Goto, Y., Aerodynamic noise from vehicles on the Yamanashi Maglev Test Line, *Proceedings Forum Acusticum 1999*, European Acoustics Association, Berlin, 1999.
- Moch, A., *Los efectos nocivos del ruido*, Editorial Planeta, Barcelona, 1986.
- Morales, M.M., Aparicio, D.V., García, A.M., Merelles, A., y Ballester, F., An acoustic map of a district in the city of Valencia, *International Journal of Environmental Studies*, vol. 39, pág. 65-77, 1990.
- Namba, S., Igarashi, J., Kuwano, S., Kuno, K., Sasaki, M., Tachibana, H., Tamura A., y Mishina, Y., Report of the Committee of the social survey on noise problems, *Journal Acoust. Soc. Japan (E)*, vol 17, pág. 109-113, 1996.
- Nelson, P.M., Introduction to Transport Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Noise Advisory Council, *Noise in Public Places*, Report by a Working Group of the Council, Her Majesty's Stationery Office, London, 1974.
- Nordic Noise Group, *Reduction of aircraft noise at Nordic airports before the year 2000*, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1987.
- Norma Básica 1988, *Norma Básica NBE-CA-88 sobre condiciones acústicas en los edificios*, Reales Decretos 1909/81 y 2115/82, y Orden Ministerial de 29/8/88. Boletín Oficial del Estado 7/9/81, 3/9/82, 7/10/82 y 8/10/88.
- Norusis, M.J., *SPSS/PC+ Base Manual, SPSS/PC+ Statistics SPSS/PC+*, SPSS Inc., Chicago, 1990.
- Organization for Economic Cooperation and Development, *Fighting Noise*, Agencia de Publicaciones de la O.E.C.D., París, 1986.
- Organización Mundial de la Salud, *Criterios de salud ambiental. El ruido*, Servicio de Publicaciones y Documentación de la O.M.S., México, 1983.
- Paoli, P., First European Survey on the Work Environment 1991-1992, *European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions*, Dublin, 1992.
- Perera, P., Pons, J., y Santiago, S., Medida y análisis de ruido de aeronaves en las cercanías de un aeropuerto, *Revista de Acústica*, vol. 13, pág. 5-18, 1982.
- Perera, P., Ruido de tráfico, *El ruido como agente contaminante en el medio ambiente*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, Zaragoza, 1984.
- Perera, P., Ruido comunitario, *El ruido en la ciudad. Gestión y control*, Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, 1991.
- Perera, P., Chana, L., Escobar, G., García, J., Paniagua, R., Ramírez, P., y Barbado, E., *Libro blanco de la contaminación acústica en el Municipio de Madrid*, Ayuntamiento de Madrid, 2001.
- Pérez, G., Aproximación a la problemática del ruido industrial en España, *Proceedings Jornadas Nacionales de Acústica, Sociedad Española de Acústica*, Zaragoza, 1989.
- Pierce, A.D., *Acoustics: An Introduction to its Physical Principles and Applications*, McGraw-Hill, New York, 1981.
- Pons, J., Santiago, J.S., Mateos, E., y Perera, P., Acoustic map of Madrid, *Proceedings Convegno Internazionale Il rumore urbano e il governo del territorio*, Modena, 1988.
- Portmann, M., y Portmann, C., *Audiometría clínica*, Editorial Toray-Masson, Barcelona, 1979.

Querol, J.M., Espuny, F., Capdevila, R., Pujol, J., Alsina, R., y Cisneros, Ll., *Nivells de presió sonora de màquines i d'activitats. Base de dades*, Associació i Col·legi d'Enginyers Industrials de Catalunya, 1993.

Querol, J.M., *Manual de mesurament i avaluació del soroll*, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya, 1994.

Rabinowitz, J., Bruit des avions et performance scolaire, *Medical Hygiene*, vol. 47, pág. 3752-3772, 1989.

Rasmusen, K.B., y Arranz, M.G., The insertion loss of screens under the influence of wind, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 104, pág. 2692-2698, 1998.

Recuero, M. *Ingeniería acústica*. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica de Telecomunicación. Universidad Politécnica de Madrid, 1991.

Recuero, M., Condiciones acústicas en algunos centros de la Universidad Politécnica de Madrid, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.

Reed, D.H., Bhat, T.R.S., y Conley, W.T., Industry perspective on jet noise. Prediction and reduction requirements, *Proceedings Forum Acusticum 1999*, European Acoustics Association, Berlin, 1999.

Remington, P.J., Kurzweil, L.G., y Towers, D.A., Low-frequency Noise and Vibration from Trains, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Remington, P.J., Kurzweil, L.G., y Towers, D.A., Practical Examples of Train Noise and Vibration Control, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.

Remington, P.L., The resiliently treated wheel. A concept for control of wheel/rail rolling noise, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 88)*, Paris, 1988.

Renterghem, T.V., Botteldooren, D., Cornelis, W.M., y Gabriels, D., Reducing Screen-Induced Refraction of Noise Barriers in Wind by Vegetative Screens, *Acta Acustica united with Acustica*, vol. 88, pág. 231-238, 2002.

Romero, J., García, A., y García, A.M., Results of an exploratory study on the effects of environmental noise in spanish schools, *Proceedings 17th AICB Congress*, Prague, 1992.

Romero, J., Ruido y escuela, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.

Ronnebaum, T., Schulte-Fortkamp, B., y Weber, R., Evaluation of combined noise sources, *Contributions to Psychological Acoustics*, Proceedings 7th Oldenburg Symposium, 1997.

Rylander, R., Björkman, M., Ahrlin, U., Sörensen, S., y Berglund, K., Aircraft noise annoyance contours. Importance of overflight frequency and noise level, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 69, pág. 583-595, 1980.

Safeer, H.B., Community noise levels. A statistical phenomenon, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 26, pág. 489-502, 1973.

Sánchez, J.I., *Contribución al estudio y análisis del ruido de tráfico en la ciudad de Valladolid*, Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid, 1989.

Sandberg, U., Vehicle noise emission changes during the period 1974-1988, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 89)*, Washington, 1989.

Sandberg, U., Low noise road surfaces, *Proceedings Conference on Noise in Metropolitan Cities*, Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.

Sandberg, U., A new porous pavement with extended acoustical lifetime and useful even on low-speed roads, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, OPAKFI, Budapest, 1997.

- Sandberg, U., y Ejsmont, J.A., Texturing of cement concrete pavements to reduce traffic noise, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 46, pág. 231-243, 1998.
- Santiago, S., Fuentes de ruido, *El ruido en la ciudad. Gestión y control*. Ayuntamiento de Madrid y Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.
- Sanz, S.A., García, A.M., y García A., Road traffic noise around schools: a risk for pupil's performance?, *Occupational and Environmental Health*, vol. 65, pág. 205-207, 1993.
- Sanz, J.M., *El ruido*, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Centro de Publicaciones, Madrid, 1990.
- Sanz, J.M., Aspectos normativos del ruido ambiental. Situación actual y perspectivas, *La contaminación sonora. Evaluación, efectos y control*, Fundación Bancaja, Valencia, 1995.
- Sargent, J.W., Gidman, M.I., Humpreys, M.A., y Utley, W.A., The disturbance caused to school teachers by noise, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 70, pág. 557-563, 1980.
- Sataloff, R.T., y Sataloff, J., *Occupational Hearing Loss*, Marcel Dekker, Inc., New York, 1993.
- Saunders, J.C., Dear, S.P., y Schneider, M.E., The anatomical consequences of acoustic injury: a review and tutorial, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 78, pág. 833-859, 1985.
- Schaffer, R.M., *The Tuning of the World*, The Canadian Publishers, Toronto, 1977.
- Schultz, T.J., Synthesis of social surveys on noise annoyance, *Journal Acoustical Society of America*, vol. 64, pág. 377-405, 1978.
- Smith, B.J., Peters, R.J., y Owen, S., *Acoustics and Noise Control*, Longman, London, 1985.
- Smith, M.T., y Williams, J., Subsonic Aircraft Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Solbes, J., y García, A., Estudio acústico de dos centros de enseñanza secundaria, *Revista de Acústica*, vol. 27, pág. 32-36 (1996).
- Stanworth, C., Sources of Railway Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Tai, D.M.K., y Szeto, W.K., Hong Kong's experience in tackling traffic noise from new roads. Direct and indirect mitigation measures, *Proceedings. International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 97)*, OPAKFI, Budapest, 1997.
- Taylor, S.M., Hall, F.L., y Burnie, S.E., A comparison of community response to aircraft noise at Toronto International and Oshawa Municipal Airports, *Journal of Sound and Vibration*, vol. 77, pág. 233-244, 1981.
- Taylor, S.M., y Wilkins, P.A., Health Effects, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Técnicos Especialistas Asociados, *Test de percepción de diferencias*, Ediciones TEA, Madrid, 1973.
- The Noise Advisory Council, *Aircraft Noise: Flight Routing Near Airports*, Her Majesty's Stationery Office, London, 1971.
- The Noise Advisory Council, *Noise in Public Places*, Report by a Working Group of the Council, Her Majesty's Stationery Office, London, 1974.
- Thiéry, L., Lovat, G., y Arbey, H.S., Méthode de mesurage de l'exposition des travailleurs au bruit, *Acoustique et Techniques*, C.I.D.B., núm. 2, pág. 25-29, 1995.
- Thompson, S.J., Review: Extraaural health effects of chronic noise exposure in humans, *Noise and Disease*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1993.
- Thompson, D.J., Jones, C.J.C., y de France, G., The effects of the rail support stiffness on railway rolling noise, *Proceedings Forum Acusticum 1999*, European Acoustics Association, Berlin, 1999.

- Tipler, P.A., *Física*, volumen 1, Editorial Reverté, Barcelona, 1992.
- Tyler, J.W., Sources of Vehicle Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Tyler, J.W., Noise from heavy and special vehicles, *Proceedings Conference on Noise in Metropolitan Cities*, Sociedad Española de Acústica, Madrid, 1991.
- Ureta, I, y Uribarri, J., Estudio de la contaminación acústica urbana en el territorio histórico de Álava producida por el tráfico viario, *El ruido como contaminante en el medio ambiente*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, 1987.
- Utley, W.A., Descriptors for ambient noise, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 85)*, New York, 1985.
- Valer, P., y Longás, A., Aspectos legales y lucha contra el ruido, *El ruido como contaminante en el medio ambiente*, Ayuntamiento de Zaragoza y Mutua de Accidentes de Zaragoza, 1987.
- Vallet, M., Sleep Disturbance, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Vallet, M., Effects of noise on health, *Environmental Urban Noise*, WIT Press, Southampton, 2001.
- Velasco, J., Metodología de la evaluación sonora de un puesto de trabajo, *Mafre Seguridad*, núm. 54, pág. 3-9, 1994.
- Verdan, G., Public aspects of noise control, *Proceedings 6th International FASE Congress*, Swiss Acoustical Society, Zurich, 1992.
- Warnock, A.C.C., y Fasold, W., Sound insulation: airborne and impact, *Handbook of Acoustics*, John Wiley and Sons, New York, 1998.
- Warren, C.H., Supersonic Travel and Sonic Boom, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Wetherill, E.A., Control of noise and vibration in dwellings: a practical alternative, *Proceedings International Conference on Noise Control Engineering (Internoise 87)*, Acoustical Society of China, Beijing, 1987.
- Williams, R., Bachman, T., Blockland, G., Fingerhut, H.P., Hamet, J.F., Sandberg, U., y Taylor, N., Bruit de contact pneu-chausée: Etat de l'art, *Acoustique et Techniques*, núm. 15, pág. 17-31, 1998.
- Wilson Committee, *Noise. Final Report*, Her Majesty Stationery Office, London, 1976.
- Woehner, H., Sound propagation at tunnel openings, *Noise Control Engineering Journal*, vol. 39, pág. 47-56, 1992.
- Wolfe, S.L., Introduction to Train Noise, *Transportation Noise. Reference Book*, Butterworths, London, 1987.
- Zhao, Y., Zhang, S., Selvin, S., y Spear, R.C., A dose-response relationship for occupational noise induced hypertension, *Noise and disease*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1993.

## El autor



**Amando García Rodríguez**, natural de Alcoy (Alicante), realizó sus estudios en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Valencia y alcanzó el grado de Doctor en Física en el año 1960.

Catedrático en la Facultad de Física de la Universidad de Valencia, fue Director del Laboratorio de Acústica.

Ha sido Secretario General Adjunto, miembro de la Junta de Gobierno, Director de la Universitat d'Estiu a Gandia y Director del Departamento de Física Aplicada de la Universidad de Valencia. Fue becario de la Institución Alfonso el Magnánimo de la Diputación Provincial de Valencia, la Fundación Juan March, la International Atomic Energy Agency y la Caroline Harrold Foundation y Premio "Alfonso el Sabio" del C.S.I.C.

Miembro de diferentes sociedades científicas nacionales y extranjeras. Actualmente es Vicepresidente de la Sociedad Española de Acústica. Editor Asociado de la revista Acta Acustica u.w. Acustica. Product manager del EAA INDEX.

Autor de una quincena de libros de mecánica, física nuclear y acústica aplicada. Ha traducido varios libros de su especialidad. Ha publicado más de un centenar de trabajos de investigación sobre física nuclear y acústica aplicada. Ha dirigido una treintena de Tesis Doctorales y Tesinas de Licenciatura en estos campos. Investigador principal y colaborador de una veintena de proyectos de investigación sobre contaminación acústica y sus efectos.

Ha participado en más de sesenta congresos y reuniones científicas nacionales e internacionales, en los que ha presentado unas 150 ponencias y comunicaciones sobre temas de su especialidad. Ha pronunciado numerosas conferencias en diferentes Instituciones y Centros, fundamentalmente sobre materias relacionadas con su actividad investigadora.

Miembro del Consell Valencià de Cultura de la Generalitat Valenciana (1992/1997).

