



Universidad de Granada

***MODELIZACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL
Y ESPECTRAL DEL NIVEL DE PRESIÓN SONORA COMO
HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE PAISAJES SONOROS
URBANOS***

***MODELING AND PREDICTION OF TEMPORAL AND SPECTRAL STRUCTURE OF
SOUND PRESSURE LEVEL AS A TOOL FOR URBAN SOUNDSCAPES MANAGEMENT***

Antonio José Torija Martínez

Departamento de Física Aplicada

Área de Tecnologías del Medioambiente (Dpto. Ingeniería Civil)

Universidad de Granada

España

Año 2010

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Antonio José Torija Martínez
D.L.: GR 3790-2010
ISBN: 978-84-693-6136-8

**MODELIZACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL Y
ESPECTRAL DEL NIVEL DE PRESIÓN SONORA COMO
HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE PAISAJES SONOROS
URBANOS**

**MODELING AND PREDICTION OF TEMPORAL AND SPECTRAL STRUCTURE OF
SOUND PRESSURE LEVEL AS A TOOL FOR URBAN SOUNDSCAPES
MANAGEMENT**



Tesis Doctoral

Para la obtención del

GRADO DE DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE GRANADA

Antonio José Torija Martínez

Departamento de Física Aplicada y Área de Tecnologías del Medioambiente
Universidad de Granada -España-
ajtorija@ugr.es

D. Diego Pablo Ruiz Padillo, Doctor en Ciencias Físicas y Profesor Titular del Departamento de Física Aplicada de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Granada y

D. Ángel Fermín Ramos Ridao, Doctor en Ciencias Ambientales y Profesor Titular del Departamento de Ingeniería Civil (Área de Tecnologías del Medioambiente) de la E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Granada,

MANIFIESTAN:

Que la presente Memoria titulada “Modelización y Predicción de la Estructura Temporal y Espectral del Nivel de Presión Sonora como Herramienta para la Gestión de Paisajes Sonoros Urbanos”, presentada por D. Antonio José Torija Martínez para optar al grado de Doctor por la Universidad de Granada, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Departamento de Física Aplicada y el Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada y, por ello, autorizamos la presentación de la misma.

Granada, a 11 de junio de 2010

Fdo: Diego Pablo Ruiz Padillo

Fdo: Ángel Fermín Ramos Ridao

Memoria presentada por D. Antonio José Torija Martínez para optar al Grado de Doctor Europeo en Ciencias Ambientales por la Universidad de Granada.

Fdo: Antonio José Torija Martínez

Directores:

Prof. Dr. Diego Pablo Ruiz Padillo
Dpto. Física Aplicada
Facultad de Ciencias
Universidad de Granada
Av. Fuentenueva s/n
18071 Granada
Tlf: +34 958 244161
Fax: +34 958 243214
druiz@ugr.es

Prof. Dr. Ángel Fermín Ramos Rida
Dpto. Ingeniería Civil
E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos
Universidad de Granada
Av. Fuentenueva s/n
18071 Granada
Tlf: +34 958 240463
Fax: +34 958 246138
ramosr@ugr.es

*“Sería posible describir todo científicamente,
pero no tendría ningún sentido;
carecería de significado el que usted describiera
una sinfonía de Beethoven como
una variación de la presión de la onda auditiva”.*

-Albert Einstein-

AGRADECIMIENTOS

Esta Tesis Doctoral no hubiera sido posible sin la colaboración de mis directores Dr. Diego Pablo Ruiz y Dr. Ángel Ramos. Su apoyo y confianza en mi trabajo y su capacidad para guiar mis ideas ha sido un aporte invaluable, no solamente en el desarrollo de esta Tesis, sino también en mi formación como investigador. Este trabajo, enmarcado siempre en su orientación y rigurosidad, no habría podido ser concebido sin su siempre oportuna participación. Les agradezco también el haberme facilitado siempre los medios suficientes para llevar a cabo todas las actividades propuestas durante el desarrollo de esta tesis.

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todos y cada uno de los miembros del Departamento de Física Aplicada de la Universidad de Granada, en especial a la Dra. María del Carmen Carrión.

Mi más sincero agradecimiento a todos aquellos compañeros con los que he tenido el placer de compartir despacho, Diego, Pepe, David, Isabel, Otilia, Manolo, Laura y José Agustín. Con todos ellos he compartido conocimientos y experiencias de gran valor para mí, ayudándome a lograr un crecimiento tanto en el plano profesional como personal.

Agradezco de manera especial al prof. Dr. Ir. Dick Botteldooren, del Department of Information Technology (INTEC Group) de la Ghent University, por su amabilidad, disponibilidad y orientación durante mis estancias en su grupo, durante las cuales tuve todo el soporte profesional y logístico para alcanzar los objetivos perseguidos.

Quiero extender un sincero agradecimiento a mis compañeros de despacho durante mi estancia en Ghent, Bert, Annelies, Bram, Luc, Lei y Timothy. A todos muchas gracias por ayudarme y apoyarme en mi estancia en su grupo, contribuyendo a una experiencia tan importante para mi formación como investigador.

A aquellas otras personas con las que he tenido el placer de trabajar, Montserrat Zamorano, Ignacio Requena, Natalia Genaro,...

A mis amigos, los cuales siempre han estado ahí cuando los he necesitado. Gracias por vuestro apoyo y amistad.

Y, por supuesto, el agradecimiento más profundo y sentido va para mi familia. Sin su apoyo, colaboración e inspiración habría sido imposible llevar a cabo este duro trabajo.

A mis padres, Ángela y Antonio, por su comprensión, apoyo y ayuda en todo momento. Me han enseñado a encarar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento. Me han dado todo lo que soy como persona, mis valores, mis principios, mi perseverancia y mi empeño.

A mis hermanas, Ángela y Visi, por su cariño, su generosidad, su ternura, su valentía, su ilusión,... Con ellas he crecido y compartido algunos de los mejores momentos de mi vida. Ellas me han enseñado que la vida no tiene porque ser complicada.

A mi tío, Paco, por ser mi guía en muchos momentos, por ser un ejemplo de superación, de valentía, de esfuerzo. Porque siempre está ahí. Por su gran corazón. Porque aún en los peores momentos te ofrece una gran sonrisa.

A mis abuelos, Severiana y Juan Antonio, porque nunca nadie me ha enseñado tanto como ellos. Sus vivencias, sus historias y sus anécdotas han sido una importante

fuente de inspiración para mí. Gracias porque vuestro cariño me ha acompañado en todo momento.

A Sonia, gracias por ser mi compañera, por ser mi amiga. Gracias por su paciencia, por su comprensión, por su empeño, por su fuerza, por ser tal y como es. Ella siempre me ha ofrecido su hermosa sonrisa, su apoyo constante, su desinteresada ayuda,.... Es la persona que más directamente ha sufrido las consecuencias del trabajo realizado. Realmente ella me llena por dentro para conseguir un equilibrio que me permita dar el máximo de mí. Nunca le podré estar suficientemente agradecido.

A todos,
muchas gracias de todo corazón.

TÍTULO DE DOCTOR CON MENCIÓN EUROPEA

Con el fin de obtener la Mención Europea en el Título de Doctor (aprobada en Junta de Gobierno de la Universidad de Granada el 5 de Febrero de 2001), se han cumplido, en lo que atañe a esta Tesis Doctoral y a su Defensa, los siguientes requisitos:

- Durante su etapa de formación, el doctorando ha realizado una estancia superior a 3 meses fuera de España en una institución de enseñanza superior de otro Estado europeo cursando estudios o realizando trabajos de investigación que le han sido reconocidos por el órgano responsable del programa. En concreto el doctorando ha acumulado 4 meses en 2 estancias en el grupo de investigación INTEC (Ghent University), Gante, Bélgica.
- Parte de la Tesis se ha redactado y presentado en una de las lenguas oficiales de la Unión Europea distinta a alguna de las lenguas oficiales en España. En concreto en Inglés.
- La Tesis ha sido informada por un mínimo de dos expertos pertenecientes a alguna institución de educación superior o instituto de investigación de una Estado miembro de la Unión Europea distinto de España.
- Un experto perteneciente a alguna institución de educación superior o instituto de investigación de un Estado miembro de la Unión Europea distinto de España, con el grado de doctor, y distinto de los mencionados antes, forme parte del tribunal evaluador de la Tesis.

FINANCIACIÓN

Las principales fuentes de financiación de esta Tesis Doctoral han sido las siguientes:

- Beca-contrato de Formación del Profesorado Universitario (FPU) del Ministerio de Educación y Ciencia con número de referencia AP2005-1986. Desde el 1 de abril de 2006 hasta el 31 de marzo de 2010.
- Proyecto de excelencia “Desarrollo e implementación de nuevas Técnicas Bayesianas (BT) con aplicaciones en comunicaciones y reconocimiento automático de blancos de radar”, financiado por la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía. Código de Referencia: P07-TIC-03269. Desde 01/09/2008 hasta el presente.
- Ayudas para estancias de la beca-contrato FPU del Ministerio de Educación y Ciencia para la realización de 2 estancias breves en el año 2008, con una duración total de 4 meses en el Department of Information Technology (INTEC), perteneciente a la Ghent University, en la ciudad de Gante, Bélgica.

ÍNDICE GENERAL

Resumen.....	ix
Summary	xi
Publicaciones	xiii
Premios Obtenidos	xix
Introducción	3
Parte I Análisis de la Composición Temporal y Espectral de los Paisajes Sonoros Urbanos	13
Capítulo 1 De la Contaminación Sonora al Paisaje Sonoro Urbano	15
1.1 Contaminación Sonora	15
1.2 Paisaje Sonoro	18
Capítulo 2 Influencia de la Complejidad Urbana sobre la Caracterización Sonora..	27
2.1 Introducción	27
2.2 Metodología	31
2.2.1 Tipos de flujo de circulación de vehículos	31
2.2.2 Estudio de la influencia de los semáforos	33
2.2.3 Influencia del tipo de vía en la emisión y propagación sonora ...	34
2.2.4 Obtención de datos	35
2.3 Resultados y discusión.....	36
2.3.1 Caracterización de los diferentes tipos de flujo de circulación de vehículos	36
2.3.2 Influencia de los semáforos en el nivel de ruido generado por el tráfico rodado	41

2.3.3 Evolución del nivel de ruido ambiental en presencia de un semáforo.....	45
2.3.4 Estudio del espectro sonoro en las proximidades de un semáforo	49
2.3.5 Influencia del tipo de vía en la emisión sonora	51
2.3.6 Influencia de la geometría de la calle	57
2.3.7 Influencia de la pendiente de circulación	59
2.3.8 Influencia de la superficie de rodadura	61
2.4 Conclusiones.....	62
Capítulo 3 Tiempo de Estabilización, Variabilidad a Corto Plazo e Impulsividad del Nivel de Presión Sonora para Caracterizar la Composición Temporal de Paisajes Sonoros Urbanos	65
3.1 Introducción	65
3.2 Metodología	68
3.2.1 Obtención de datos	68
3.2.2 Tiempo de estabilización	69
3.2.3 Indicadores para la caracterización de la variabilidad temporal a corto plazo y la impulsividad del nivel de presión sonora	70
3.2.4 Identificación de eventos sonoros anómalos	71
3.3 Resultados y discusión.....	73
3.3.1 Composición temporal de los diferentes paisajes sonoros urbanos	73
3.3.2 TSLV vs. tiempo de estabilización y eventos sonoros anómalos .	77
3.3.3 Tiempo de estabilización vs. intensidad de tráfico rodado y eventos sonoros anómalos.....	79
3.4 Conclusiones.....	87
Capítulo 4 Evolución del Nivel Sonoro en los Distintos Periodos Temporales.....	91
4.1 Introducción	91
4.2 Metodología	93
4.3 Resultados y discusión.....	94
4.3.1 Características sonoras de los distintos periodos temporales	96
4.3.2 Tiempo de estabilización en los distintos periodos temporales	101

4.3.3 Características sonoras de las distintas clases de vías urbanas.	105
4.4 Conclusiones	110
Capítulo 5 Eventos Sonoros Anómalos en Entornos Urbanos	113
5.1 Introducción	113
5.2 Metodología	115
5.3 Resultados y discusión.....	117
5.3.1 Impacto de la aparición de eventos sonoros anómalos sobre el paisaje sonoro urbano	120
5.3.2 Análisis de la aparición de eventos sonoros anómalos en diferentes escenarios urbanos	126
5.4 Conclusiones.....	131
Parte II Predicción de la Estructura Temporal y Espectral de los Paisajes Sonoros Urbanos	135
Capítulo 6 Modelos de Predicción Sonora para Entornos Urbanos.....	137
6.1 Elementos de un modelo de predicción sonora para entornos urbanos..	137
6.2 Evolución de los modelos de predicción sonora para entornos urbanos .	139
6.3 Modelos de predicción sonora utilizados actualmente para entornos urbanos.....	148
6.3.1 Modelo Francés “NMPB-ROUTES-96”	148
6.3.2 Modelo Nord 2000 y modelo Harmonoise	151
6.4 Estructura del modelo propuesto para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos.....	154
6.4.1 Variables para la caracterización del entorno	155
6.4.2 Intensidad de tráfico rodado	157
6.4.3 Velocidad promedio de circulación	157
6.4.4 Pendiente de circulación	158
6.4.5 Tipo de superficie de rodadura.....	158
6.4.6 Tipo de flujo de circulación de vehículos.....	159
6.4.7 Tiempo de estabilización del nivel de presión sonora.....	159
6.4.8 Aparición de eventos sonoros anómalos.....	160

6.4.9 Variables para la caracterización de la propagación sonora en entornos urbanos	160
Capítulo 7 Introducción a las Redes Neuronales Artificiales (ANN).....	163
7.1 Introducción	163
7.2 Unidad de procesamiento elemental: neurona artificial	165
7.3 Tipos de redes neuronales artificiales	167
7.4 Redes neuronales unidireccionales (Feedforward)	170
Chapter 8 Use of Back-propagation Neural Networks to Predict both Level and Temporal and Spectral Composition of Sound Pressure in Urban Sound Environments.....	175
8.1 Introduction.....	175
8.2 Short-term level and spectral-temporal composition of the sound pressure prediction model (STACO model).....	178
8.2.1 Data sampling	178
8.2.2 Input and output variables for the development of the STACO model.....	180
8.2.3 Structure of the STACO model.....	180
8.2.4 Results: Relationship between input variables and acoustical descriptors used	181
8.2.5 Results of the implementation of the STACO model.....	183
8.2.6 Analysis of the tricky cases (STACO model)	188
8.3 Impact of road traffic on urban soundscape prediction model (ROTRIM model).....	191
8.3.1 Data sampling	191
8.3.2 Input and output variables for the development of the ROTRIM model	191
8.3.3 Structure of the ROTRIM model	193
8.3.4 Results: Acoustical characteristics of the different urban soundscapes	194
8.3.5 Results: Relationship between input variables and acoustical descriptors used	197
8.3.6 Results of the implementation of the ROTRIM model	200
8.3.7 Analysis of the tricky cases (ROTRIM model)	204

8.4 General discussion.....	205
8.5 Conclusions.....	208
Parte III Impacto de la Composición Temporal y Espectral sobre la Percepción Sonora.....	211
Chapter 9 Temporal-Spectral Composition vs. Sound Perception and Annoyance	213
9.1 Introduction	213
9.2 Sound perception and annoyance.....	214
Chapter 10 Relationship between Road and Railway Noise Annoyance and Overall Indoor Sound Exposure	217
10.1 Introduction	217
10.2 Design of the experiment	219
10.3 Indicators for temporal and spectral structure	221
10.3.1 Temporal structure of the sound pressure level	221
10.3.2 Spectral structure of the sound pressure level	223
10.4 Results and discussion	224
10.4.1 Critical frequency bands and tonal components.....	224
10.4.2 Temporal and spectral structure for the prediction of perceived annoyance.....	226
10.4.3 Analysis of the effect of the type of source: road-traffic and railway noise	230
10.5 Conclusions.....	236
Chapter 11 Perceptual and Physical Assessment as a Tool for Soundscape Design	239
11.1 Introduction.....	239
11.2 Methodology	241
11.2.1 Selection of locations.....	241
11.2.2 Perceptual assessment of the soundscapes	242
11.2.3 Physical assessment of the soundscapes	245
11.3 Results and discussion	247

11.3.1 Perceptual analysis of the soundscapes	247
11.3.2 Physical analysis of the soundscapes.....	250
11.3.3 Correlation analysis of the perceptual and physical aspect of the soundscapes	254
11.4 Conclusions.....	259
Conclusiones y Perspectivas	261
Conclusiones y Líneas Futuras de Investigación.....	263
Conclusions and Future Research Lines	271
Anexos.....	279
Anexo I. Pruebas para la Construcción del Modelo de Predicción de la Estructura Temporal-Espectral del Nivel de Presión Sonora a Corto Plazo	281
Anexo II. Pruebas para la Construcción del Modelo de Evaluación del Impacto del Tráfico Rodado sobre los Paisajes Sonoros Urbanos	301
Anexo III. Cuestionario basado en Diferencias Semánticas para la Evaluación Perceptual de Paisajes Sonoros	317
Bibliografía	325

RESUMEN

Desde los tiempos más remotos, las personas han estado sometidas a una amplia variedad de sonidos, sumamente diversa en sus orígenes y en sus características físicas. La propia naturaleza es una fuente inagotable de ruidos, que en algunos casos, como en las erupciones volcánicas, los terremotos o las tormentas, pueden alcanzar una intensidad muy elevada. Sin embargo, los entornos sonoros más agresivos son una consecuencia directa de la actividad humana y se producen con especial relevancia en los lugares en que se concentra esa actividad, es decir, fundamentalmente en los medios urbanos y en los centros de trabajo. Como consecuencia del incremento de actividades industriales y comerciales, la aparición de modernos medios de transporte y el crecimiento de las aglomeraciones urbanas se ha producido una importante degradación del medio sonoro en contacto con la población.

La contaminación sonora es hoy en día una de las mayores causas de molestia en las sociedades modernas, especialmente en los medios urbanos. Uno de los factores más importantes para ayudar a explicar este hecho es el tráfico rodado, ya que como multitud de autores coinciden en señalar, el tráfico rodado es la fuente sonora más importante y generalizada en las zonas urbanas de los países desarrollados. Ésta es también, con diferencia, la fuente sonora que produce más perturbaciones y molestias sobre los residentes urbanos.

La molestia por ruido es considerada como el más extendido efecto generado por el ruido ambiental, siendo el nivel de presión sonora continuo equivalente el principal indicador utilizado para su estimación. Aunque este enfoque tradicional puede obtener buenos resultados a la hora de predecir los efectos ocasionados por el ruido a nivel comunitario, la composición temporal y espectral de la presión sonora podría explicar la gran varianza de molestia por ruido no considerada por el nivel de presión sonora continuo equivalente.

Por otro lado, la reducción del impacto sonoro solo a términos de molestia por ruido y reducción del nivel sonoro es un enfoque negativo. La ecología acústica trata de

revertir esta tendencia hacia un campo de investigación positivo. La percepción de nuestro entorno sonoro está influenciada por otra serie de aspectos ambientales, así como por el estado de ánimo y la actividad realizada por el oyente. Este trabajo se enmarca dentro de esta visión holística, en la cual, tanto los aspectos positivos como negativos del paisaje sonoro han sido considerados. Se parte de la consideración del sonido como una necesidad existencial. No todos los sonidos presentes en un entorno urbano deben ser considerados ruido. Aquellos sonidos que tengan una especial riqueza o interés, que supongan un patrimonio, que procedan de fuentes naturales, etc., deben ser conservados y protegidos. Por contra, aquellos sonidos molestos, desagradables, monótonos, etc., deben ser eliminados o cuanto menos reducidos. Como principal fuente de este segundo grupo de sonidos, en un entorno urbano, aparece el tráfico rodado, el cual actúa como un foco ruidoso que enmascara el resto de sonidos presentes en la ciudad, lo cual origina un empobrecimiento del paisaje sonoro urbano.

Esta tesis doctoral, estructurada en tres ejes principales, está orientada hacia la obtención de la herramienta que facilite la toma de decisiones a las autoridades competentes en la gestión de paisajes sonoros urbanos, mediante el desarrollo de un modelo para la predicción del nivel y la estructura temporal y espectral de la presión sonora. En primer lugar, se establece un análisis descriptivo de la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este marco se analizan las principales propiedades acústicas que caracterizan los paisajes sonoros evaluados. Una vez alcanzado este objetivo, se desarrollan dos modelos para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este caso, a partir de una serie de variables cuidadosamente seleccionadas y mediante la utilización de una herramienta de “data mining”, las redes neuronales artificiales (ANN), se construyen dos modelos que permiten predecir una serie de descriptores, desarrollados para la caracterización de la estructura temporal y espectral del nivel presión sonora, con un muy alto grado de precisión. Finalmente, el tercer eje sobre el que se asienta este trabajo es el análisis y evaluación del impacto de la composición temporal y espectral de la presión sonora, descrita por la serie de descriptores previamente mencionados, sobre la percepción sonora.

SUMMARY

From ancient times, the persons have been exposed to a wide variety of sounds, extremely diverse in its origins and in its physical characteristics. Nature is an inexhaustible source of noises, which in some cases, as in the volcanic eruptions, earthquakes or storms, can reach a very high intensity. Nevertheless, the most aggressive sound environments are those with direct incidence of the human activity, appearing, with special relevancy, in those places where this activity agglutinates, that is, fundamentally in the urban agglomerations and in the work centers. As consequence of the increase of industrial and commercial activities, the appearance of modern means of transport and the growth of the urban agglomerations an important degradation of the sound ambient has been produced.

Sound pollution is nowadays one of the major annoyance causes in the modern societies, especially in the urban environments. One of the most important factors that help to explain this fact is the road traffic, since as several authors indicate the road traffic is the most important and generalized sound source in the urban zones of the developed countries. This one is also, with difference, the sound source that produces more disturbances and nuisances on the urban residents.

Noise annoyance is recognized as the most widespread effect of noise, being used the energy equivalent sound pressure level as its main indicator. Although this traditional approach can obtain good results in predicting the effects of noise at the aggregated community level, spectral and temporal composition of sound pressure level may explain the large variance in noise annoyance not accounted for by the energy equivalent sound pressure level.

On the other hand, the reduction of the sound impact to concepts of noise annoyance and noise abatement legislation is a negative approach. Acoustics ecology tries to bend this trend into a positive field of research. The perception of the sound environment is influenced by all other environmental aspects, as well as by the state of mind and the activity realized by the listener. This work is situated within this holistic

vision, in which, both the positive and negative aspects of the soundscape have been considered. The author starts from the consideration of the sound as an existential necessity. Not all the sounds that appear in an urban environment must be considered like a noise. Those sounds that have a special wealth or interest, which suppose a patrimony, which are generated by natural sources(e.g. water fountains, birds, ...), etc., must be preserved and protected. For against, the annoying, unpleasant and monotonous sounds, must be eliminated or at less reduced. The road traffic can be considered as the principal source of this second group of sounds, in an urban environment. Road traffic acts as a noisy source that masks the rest of sounds present in the city, which originates an impoverishment of the urban soundscape.

This doctoral thesis is built according to three principal axes, aimed to get a tool that provide a decision support to the competent authorities in urban soundscapes management, by means of the development of a model to predict both level and temporal and spectral structure of the sound pressure. Firstly, a descriptive analysis of the temporal and spectral composition of urban soundscapes is established. In this framework the main acoustic properties which characterize the evaluated soundscapes are analyzed. Once this goal is achieved, two models for the prediction of the temporal and spectral structure of urban soundscapes are developed. In this case, from a series of carefully selected variables and by mean of the utilization of a “data mining” tool, artificial neural networks (ANN), two models to predict a series of descriptors, proposed to the characterization of the spectral and temporal structure of the sound pressure level, with a very high precision degree are built. Finally, the third axis on which this work is framed is the analysis and evaluation of the impact of the temporal and spectral composition of the sound pressure level, described by the series of before mentioned descriptors, on the sound perception.

PUBLICACIONES

Libros o Capítulos de Libros

- [1] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Paisajes Sonoros del Valle de Leqrín. Criterios para la Ordenación del Territorio. Ed. Excma. Diputación Provincial de Granada, Fundación Empresa Universidad de Granada y Universidad de Granada. ISBN: 978-84-613-7876-0. Granada, Spain, 2009.

Artículos en Revistas Internacionales incluidas en SCI

- [2] A. J. Torija, N. Genaro, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao, M. Zamorano, I. Requena. Priorization of acoustic variables: Environmental decision support for the physical characterization of urban sound environments. *Building and Environment* 2010;45(6):1477-1489.
Impact Factor: 1.192 (Q1 Civil Engineering).
- [3] N. Genaro, A. Torija, A. Ramos, I. Requena, D. Ruiz, M. Zamorano. A neural network based model for urban noise prediction. *Journal of the Acoustical Society of America* (accepted for publication).
Impact Factor: 1.717 (Q2 Acoustics).
- [4] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Required stabilization time, short-term variability and impulsiveness of the sound pressure level to characterize the temporal composition of urban soundscapes. *Applied Acoustics* (Revision Being Processed).
Impact Factor: 0.789 (Q3 Acoustics).
- [5] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Use of back-propagation neural networks to predict the level and temporal-spectral composition of sound

pressure in urban sound environments. Environmental Modelling and Software (Revision Being Processed).

Impact Factor: 2.659 (Q1 Environmental Engineering; Environmental Sciences)

- [6] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao, D. Botteldooren, B. De Coensel, B. Berglund. Relationship between road and railway noise annoyance and overall indoor sound exposure. *Transportation Research Part D – Transport and Environment* (under review).

Impact Factor: 1.118 (Q2 Transportation Science & Technology).

- [7] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao, M. Zamorano. Perceptual and physical assessment of soundscapes in urban environments. *Science of the Total Environment* (submitted to journal).

Impact Factor: 2.579 (Q1 Environmental Sciences).

Artículos en Revistas Españolas

- [8] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Modelo basado en redes neuronales para predecir la estructura temporal y espectral de paisajes sonoros urbanos. *Revista de Acústica* 2010;41(1-2):5-17.

Artículos en Actas de Conferencias o Congresos Científicos

Las referencias [11], [12], [16] y [17] fueron presentaciones en poster.

- [9] A. J. Torija, D. P. Ruiz, O. Herrera, S. Serrano. Estudio de la relación entre el L_{Aeq} y los niveles percentiles para la descripción del ruido ambiental. *Special Issue of the Revista de Acústica*, 37 (3-4) 106-112, 2006. ISBN: 84-87985-11-4.

- [10] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Modelo lineal multivariante de predicción de descriptores de ruido en la ciudad de Granada. Uso del

L_{A50} para la descripción del ruido de tráfico rodado. Special Issue of the Revista de Acústica, 37 (3-4) 22-28, 2006. ISBN: 84-87985-11-4.

- [11] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Influence of the traffic lights in the noise level generated by the road traffic. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2316-2322, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [12] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Characterization of the different types of vehicles flow in traffic. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2130-2136, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [13] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. A method for prediction of the stabilization time in traffic noise measurements. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2094-2100, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [14] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Obtaining of a factor to describe the anomalous sound events in traffic noise measurements. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2106-2111, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [15] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Noise pollution level corrected in terms of the incident total sound energy. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2112-2117, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [16] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Evaluation of the road traffic noise and anomalous sound events annoyance on the population. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2124-2129, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [17] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Influence of the type of route in the acoustic emission of different types of vehicles in traffic. Special Issue of the Revista de Acústica, 38 (3-4) 2136-2141, 2007. ISBN: 84-87985-12-2.
- [18] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Predicción del tiempo de estabilización e influencia de los eventos sonoros anómalos. In proceedings of XXXI Reunión Bienal de la Real Sociedad Española de Física y 17º Encuentro Ibérico para la enseñanza de la Física, 2007. ISBN: 978-84-690-7298-1.

- [19] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Análisis de la estructura de un modelo de predicción de ruido ambiental para entornos urbanos. In Proceedings of V Congreso Ibérico de Acústica, XXXIX Congreso Español de Acústica (TecniAcústica 08), Simposio Europeo de Acústica, Coimbra, Portugal, 2008.
- [20] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Caracterización de la calidad sonora de las zonas verdes en las aglomeraciones urbanas. In Proceedings of V Congreso Ibérico de Acústica, XXXIX Congreso Español de Acústica (TecniAcústica 08), Simposio Europeo de Acústica, Coimbra, Portugal, 2008.
- [21] A. J. Torija, D. P. Ruiz, D. Botteldooren, B. De Coensel. Taking into account the temporary and spectral structure of the sound energy for the characterization of the annoyance generated by the road and railway traffic. In Proceedings of V Congreso Ibérico de Acústica, XXXIX Congreso Español de Acústica (TecniAcústica 08), Simposio Europeo de Acústica, Coimbra, Portugal, 2008.
- [22] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Metodología para la identificación de eventos sonoros anómalos. In Proceedings of V Congreso Ibérico de Acústica, XXXIX Congreso Español de Acústica (TecniAcústica 08), Simposio Europeo de Acústica, Coimbra, Portugal, 2008.
- [23] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Análisis de la percepción de los diferentes paisajes sonoros presentes en los entornos urbanos. En Actas del 40º Congreso Nacional de Acústica –TECNIACÚSTICA 2009-, el Encuentro Ibérico de Acústica y el Simposio Iberoamericano y Europeo sobre Acústica Ambiental y Edificación Acústicamente Sostenible. Cádiz, Spain, 2009.
- [24] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Modelo para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos basado en redes neuronales. En Actas del 40º Congreso Nacional de Acústica –TECNIACÚSTICA 2009-, el Encuentro Ibérico de Acústica y el

Simposio Iberoamericano y Europeo sobre Acústica Ambiental y Edificación Acústicamente Sostenible. Cádiz, Spain, 2009.

- [25] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Model to predict the level and the temporal and spectral composition of the sound pressure in urban soundscapes base don neural networks. In Proceeding of 8th European Conference on Noise Control (Euronoise 2009). Edinburgh, Scotland, 2009.
- [26] N. Genaro, A. J. Torija, A. Ramos, I. Requena, D. P. Ruiz, M. Zamorano. Modeling environmental noise using artificial neural networks. In Proceeding of the 9th International Conference on Intelligent Systems Design and Applications (ISDA 2009). Pisa, Italy, 2009.
- [27] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Analysis of the influence of input variables in a prediction model for the temporal and spectral composition of the sound pressure level. Submitted to First Forum of Young Researcher in Acoustics (Euroregio 2010). Ljubljana, Slovenia, 2010.
- [28] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. A methodology for characterization of the spectral content in urban soundscapes. Submitted to First Forum of Young Researcher in Acoustics (Euroregio 2010). Ljubljana, Slovenia, 2010.
- [29] A. J. Torija, D. P. Ruiz, A. Ramos-Ridao. Eventos sonoros anómalos en entornos urbanos. Submitted to 41º Congreso Nacional de Acústica - TECNIACÚSTICA® 2010-, and 6º Congreso Ibérico de Acústica. León, Spain, 2010.
- [30] L. Martín-Fernández, D. P. Ruiz, J. Míguez, A. J. Torija. Métodos bayesianos para la comparación de modelos de predicción de niveles de ruido ambiental. Submitted to XXV simposium Nacional Unión Científica Internacional de Radio (URSI 2010), Bilbao, Spain, 2010.

PREMIOS OBTENIDOS

- Mención Especial en los Premios Nacionales Fin de Carrera, en el año 2004-2005.
- ICA-SEA Young Scientist Grant Andrés Lara (International Commission of Acoustic Award), por el trabajo: "A Method for Prediction of the Stabilization Time in Traffic Noise Measurements", año 2007.
- Premio de la European Acoustics Association for Young Researchers, para asistir al 8th European Conference on Noise Control, Euronoise 2009, por el trabajo: "Model to predict the level and the temporal and spectral composition of the sound pressure in urban soundscapes based on neural networks", año 2009.
- Ganador del VII Premio Andrés Lara, otorgado por la Sociedad Española de Acústica, por el trabajo: "Modelo para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos basado en redes neuronales, año 2009.

***MODELIZACIÓN Y PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL Y
ESPECTRAL DEL NIVEL DE PRESIÓN SONORA COMO HERRAMIENTA
PARA LA GESTIÓN DE PAISAJES SONOROS URBANOS***

***MODELING AND PREDICTION OF TEMPORAL AND SPECTRAL
STRUCTURE OF SOUND PRESSURE LEVEL AS A TOOL FOR URBAN
SOUNDSCAPES MANAGEMENT***

INTRODUCCIÓN

Antecedentes de la contaminación Sonora

El origen del ruido como sonido molesto es tan antiguo como la existencia del hombre; desde muy pronto observaron que gritando de forma salvaje conseguían ciertos efectos intimidatorios. Ya en la época romana, aparecieron escritos sobre las molestias causadas por los ruidos producidos por ciertas actividades humanas, como por ejemplo el ruido generado por las carretas circulando por caminos empedrados. En la Europa Medieval, se prohibió la circulación de carrozuelas de caballos en períodos nocturnos para asegurar un sosegado sueño de los habitantes [Berglund et al., 1999]. En el siglo XV aparece en Berna la primera normativa municipal prohibiendo la circulación de carretas en mal estado que causaran un excesivo ruido. Entre los siglos XVI y XVII, se produjo un incremento de la legislación de ruido urbano dirigida contra ciertas actividades musicales callejeras muy molestas para la población [Schafer, 1994]. Con el comienzo de la Era Industrial, siglo XIX, surge la construcción de barriadas obreras en torno a los centros urbanos, y como consecuencia de esto las primeras líneas de tranvías y ferrocarriles. Éstos ocasionaron los primeros problemas de ruido de tráfico conforme los vehículos de explosión interna comenzaron a extenderse. A principios del siglo XX y en otro continente, en la etapa gloriosa que vivió Manaus, situada en el centro del Amazonas, se adoquinó con caucho la Plaza São Sebastião, como medida reductora del ruido [Reig, 2001].

Los problemas generados por el ruido en el pasado no son comparables con los problemas detectados en la sociedad moderna. El hombre actual vive en un mundo con un entorno acústico radicalmente diferente a cualquier conocido en el pasado. El estruendo de un avión en el aire, el estrépito y estridencia de las actividades industriales, el barullo del tráfico en la ciudad, el zumbido de transformadores y sistemas de ventilación..., son sonidos reconocidos por todos, los cuales originan la aparición de un ambiente ruidoso en nuestras vidas, especialmente cuando se reside en aglomeraciones urbanas, apareciendo una considerable reducción del bienestar de la población [De Coensel, 2007].

Los niveles sonoros ambientales van aumentando paulatinamente con el desarrollo económico y social, concentrándose en las grandes aglomeraciones urbanas. Hoy en día, la necesidad de movilidad del hombre, que ha originado un desarrollo vertiginoso de los medios de transporte, junto con la demanda creciente del confort o calidad de vida, hacen que el ruido sea un factor importante del urbanismo moderno.

A partir de multitud de tempranas encuestas y mediciones de ruido de tráfico, publicadas en la literatura científica [Bonvallet, 1949; Meister, 1956; Purkis, 1964; Griffiths & Langdon, 1968], se ha establecido que el transporte y principalmente el tráfico motorizado ha sido la fuente dominante de contaminación sonora urbana desde la Segunda Guerra Mundial, o probablemente antes [De Coensel, 2007]. Autores como Gaja, confirman este aspecto, indicando que de entre los distintos ruidos originados en una ciudad, el ruido generado por el tráfico rodado es el que predomina claramente sobre los demás, exceptuando claro está, las zonas limítrofes con los aeropuertos, líneas férreas o industrias [Gaja, 1984]. Además, Schafer [1984] ha establecido que el ruido de tráfico supone de lejos la mayor fuente de quejas por ruido de la población.

Por otro lado, una de las causas que retrasaron el estudio de la contaminación acústica ha sido los problemas con que se enfrentaron los investigadores del pasado en encontrar un utilaje adecuado para la realización de medidas, además de las dificultades inherentes a la medida sobre intervalos dilatados en el tiempo, pues no existía una tecnología que permitiera el almacenamiento de datos. De hecho, fue en el año 1972, cuando el Congreso Mundial de Medio Ambiente de Estocolmo, organizado por la ONU, consideró, por primera vez, el ruido como agente contaminante. A partir de esta

fecha, el ruido es considerado como un serio riesgo para la salud, y no solo como una incomodidad. De entre la multitud de efectos adversos para la salud ocasionados por el ruido cabría destacar, por ejemplo, daño auditivo [Ward, 1993], molestia por ruido [Job, 1988] y perturbación del sueño [Finegold & Elias, 2002]; o efectos fisiológicos, tales como, aumento de la presión sanguínea o incremento del ritmo cardíaco [Stansfeld & Lercher, 2003].

Recientes encuestas realizadas, ponen de manifiesto que existe una fuerte conciencia ciudadana en contra de este tipo de contaminación. Actualmente, se ha calculado que alrededor del veinte por ciento de la población de la Unión Europea, o sea, cerca de 80 millones de personas están expuestos a niveles de ruido que los científicos y los expertos sanitarios consideran inaceptables, niveles en los que la mayoría de las personas se sienten incómodas, su sueño se ve perturbado y padecen efectos nocivos para la salud. Además, otros 170 millones de ciudadanos viven en las llamadas "zonas grises", en las que los niveles de ruido son tales que causan una molestia importante durante el día [Comisión de las Comunidades Europeas, 1996].

La planificación urbana y el control de ruido deben constituir una de las tareas continuas y prioritarias de las autoridades. Habida cuenta de la gran complejidad que supone llevar a cabo una adecuada planificación urbana, como consecuencia de la gran cantidad de variables que entran en juego, el urbanismo debiera estar en manos de equipos multidisciplinarios, cuya estrategia principal consista en evitar el impacto negativo del ruido generado por el tráfico rodado y optimizar la zonificación del suelo, tomando en consideración el ruido entre otros aspectos [Reig, 2001].

Una nueva perspectiva de trabajo

El estudio del ambiente sonoro ha sido tradicionalmente abordado desde un punto de vista negativo [De Coensel, 2007]. Este enfoque a estado caracterizado por la reducción de la interacción ambiente sonoro – población a términos de impacto negativo, considerando siempre el ambiente sonoro como un sistema contaminado donde el ruido ambiental incide de forma negativa sobre la población, de manera que, al abordar el

estudio del ambiente sonoro en contacto con la población el objetivo final era el eliminar o reducir el sonido ambiental al mínimo posible, suponiendo que el único componente del ambiente sonoro era ruido, es decir, un sonido no deseado, molesto, perturbador, intrusivo, etc.

La molestia por ruido ha sido establecida como el principal efecto generado por el ruido ambiental [Kjellberg et al., 1996], encontrándose, además, al nivel de molestia generada como un buen indicador para describir el impacto de la contaminación por ruido ambiental sobre la población. Este punto de vista tiene su reflejo en la actual legislación vigente en el campo de la acústica ambiental, en la que se establecen límites cuantitativos, basados en decibelios, con la única meta de reducir por debajo de este umbral los niveles de presión sonora a que está sometida la población [Directiva 2002/49/CE].

Con la aparición de la Ecología Acústica (visitar www.acousticecology.org), se establece un enfoque más holístico del estudio de la relación hombre-entorno sonoro [Wrightson, 2000; Newman, 2005]. Uno de los principios fundamentales de la Ecología Acústica es, por lo tanto, el estudio del paisaje sonoro [Wrightson, 2000] (En voz inglesa Soundscape), concepto introducido por el músico y compositor canadiense R. Murray Schafer [Schafer, 1994]. El concepto de paisaje sonoro se refiere a un ambiente sonoro natural, consistente en la aparición de sonidos naturales, como por ejemplo, sonidos procedentes de animales, sonidos procedentes de sucesos meteorológicos, así como sonidos procedentes de otros elementos naturales, entre las que cabría mencionar los relacionados con el agua. Pero, también se refiere a sonidos ambientales creados por el hombre, a través de composiciones musicales, diseño sonoro y otras actividades humanas comunes, como por ejemplo, sonidos procedentes de la comunicación, trabajo, así como sonidos mecánicos procedentes del uso de la industria tecnológica [Schafer, 2005].

El sonido es considerado como una necesidad existencial, es decir, los paisajes sonoros son esenciales para el bienestar, no solo como música sino como una parte integral de nuestras situaciones cotidianas [Stockfelt, 1991]. Como consecuencia de todo esto, resulta esencial, tal y como se indica en [Botteldooren et al., 2006], que el diseño, evaluación y gestión de los paisajes sonoros sea incluido en los futuros planes de ordenación y planificación, así como de movilidad urbana, puesto que es necesario la consideración de una variable con tanta incidencia en el bienestar de la población, como

es el sonido con el que interactúa, para alcanzar la protección y conservación de paisajes sonoros con un especial interés, así como conseguir satisfacer las necesidades y requerimientos de la población inmersa en ellos.

Para ello, se hace necesario la selección y uso de una serie de indicadores, así como una metodología que nos permita la evaluación de la calidad del ambiente sonoro [Lercher & Schulte-Fortkamp, 2003; Botteldooren et al., 2006]. Para el análisis de los paisajes sonoros se sugiere, por un gran número de investigadores, la realización de medidas para evaluar la calidad sonora [Genuit, 1999; Genuit, 2002], puesto que estas consiguen incluir las características de sonoridad (ruidosidad), composición espectral y fluctuaciones temporales, aspectos con un gran nivel de correlación con la percepción del ambiente sonoro [Genuit, 1999; Viollon & Lavandier, 2000; Berglund & Nilsson, 2001; Berglund et al., 2002; Björk, 2002; Genuit, 2002; Kang & Zhang, 2002; De Coensel, 2007].

El nivel de presión sonora ponderado A (L_{Aeq}) es el indicador tradicionalmente utilizado para la descripción de ambientes sonoros exteriores, debido a que es sumamente fácil de medir y calcular. No obstante, cuando se utiliza el nivel de presión sonora promediado en tiempo y ponderado A (L_{Aeq}) como principal indicador físico de evaluación de entornos sonoros, otras características sonoras podrían ser obviadas, tales como su composición espectral o su estructura temporal [Björk, 1994; Genuit, 1999; Zwicker & Fastl, 1999; Raimbault et al., 2003; Guastavino, 2003; Schomer, 2003; Torija et al., 2008a].

Además, ha sido ampliamente reconocido que el impacto sonoro negativo sobre la población, manifestado principalmente como molestia por ruido, es influenciado no solamente por variables relacionadas con la exposición sonora. Muchas variables contextuales tales como significado del sonido, actitud hacia la fuente de ruido, sensibilidad al ruido, salud, estatus social, etc., podrían explicar parte de la varianza de las relaciones exposición-efecto [Southwork, 1969; Flindell & Stallen, 1999; Raimbault, 2002; Schulte-Fortkamp, 2002; Raimbault et al., 2003]. El impacto del ruido sobre un individuo podría, más aún, ser influenciado por factores personales tales como estilo de vida, hábitos y adaptabilidad, por la topografía, naturaleza, la estética visual del entorno, etc. [Carles et al., 1999; Viollon et al., 2002].

Por último, como se viene indicando, el análisis de un paisaje sonoro no se puede centrar solamente en la perspectiva negativa del ambiente sonoro [Dubois &

David, 1999], basada en la reducción del impacto sonoro a conceptos de molestia por ruido, niveles equivalentes de presión sonora y legislación basada en reducción del ruido, ya que volviendo al trabajo de Schafer, para conseguir un paisaje sonoro reconocido y aceptado por la población, que contenga una serie de características valiosas para ella, que sea capaz de albergar y cumplir sus necesidades y requerimientos, es necesario establecer un programa de estudio positivo dentro de la acústica ambiental, fomentando una visión positiva del entorno sonoro, puesto que no todos los sonidos son ruido [Truax, 1978]. Algunos sonidos se quieren preservar, estimular, fomentar y multiplicar, solamente aquellos aburridos, molestos, o destructivos se van a querer eliminar o cuanto menos reducir [Schafer, 1994; Schafer, 2005].

Como consecuencia, para el diseño, evaluación y gestión de paisajes sonoros, parece muy conveniente acudir a las ideas de Schafer plasmadas en el movimiento “ecología acústica” [Truax, 1978; Wrightson, 2000], basada en el estudio de la interrelación entre un individuo y su entorno a través del sonido. Bajo estas premisas, se considera que un determinado entorno o ambiente, se compone de una determinada orografía, clima, agua, viento, población, fauna, naturaleza, tráfico, industria, etc., el cual genera un determinado sonido o conjunto de sonidos, los cuales se pueden describir por una serie de variables físicas, así como por la información que soportan. Este sonido o conjunto de sonidos generan un determinado impacto sobre el individuo, teniendo un determinado significado para él, etc., lo cual le genera unos determinados efectos físicos, así como psíquicos, plasmados en unos determinados pensamientos, sentimientos, comportamientos... [Delage, 1979; Schafer, 1994].

Descripción del trabajo desarrollado

La integración del estudio de la estructura temporal y espectral del nivel de presión sonora en la investigación sobre paisajes sonoros ha sido el principal argumento para la realización de este trabajo. Para abordar tal cometido en primer lugar, se ha realizado un análisis descriptivo de la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este marco se analizan las principales propiedades acústicas que

caracterizan los paisajes sonoros evaluados. Una vez alcanzado este objetivo, se han desarrollado dos modelos para la predicción del nivel y la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este caso, a partir de una serie de variables cuidadosamente seleccionadas y mediante la utilización de una herramienta de “data mining”, las redes neuronales artificiales (ANN), se han construido dos modelos que permiten predecir una serie de descriptores, desarrollados para la caracterización de la estructura temporal y espectral del nivel de presión sonora, con un muy alto grado de precisión. Finalmente, se ha emprendido un análisis y evaluación del impacto de la composición temporal y espectral del nivel de presión sonora, descrita por la serie de descriptores previamente mencionados, sobre la percepción sonora.

La parte I de esta tesis doctoral, orientada al estudio de la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos, consta de los siguientes capítulos:

- Capítulo 1, en el que se establecen los principios básicos sobre contaminación sonora y, se establece la evolución desde el término “contaminación sonora” hacia el término “paisaje sonoro” como marco de trabajo.
- Capítulo 2, en el que se estudia la influencia de la complejidad urbana sobre la caracterización sonora. Se analiza el impacto de una serie de variables, que marcan la gran complejidad urbana, sobre la composición temporal y espectral de los espacios sonoros urbanos.
- Capítulo 3, el cual se centra en el análisis del valor de la utilización del tiempo de estabilización, de la variabilidad a corto plazo y la impulsividad del nivel de presión sonora para caracterizar la composición temporal de un paisaje sonoro urbano.
- Capítulo 4, en el que se lleva a cabo un estudio de la evolución del nivel sonoro en los distintos períodos temporales que podemos encontrar en un entorno urbano.
- Capítulo 5, que se centra en el estudio de la aparición de eventos sonoros anómalos en entornos urbanos. En este capítulo se lleva a cabo un estudio sobre sus características sonoras, en cuanto a su impacto en la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos, así como sus condiciones de aparición en los distintos escenarios urbanos.

En la parte II de esta tesis doctoral se aborda la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. Para acometer esta tarea se recurre a la utilización de redes neuronales artificiales (ANN), de manera que a partir de una serie de variables previamente seleccionadas, mediante una profunda revisión de la bibliografía existente así como un concienzudo análisis (capítulo 6), se desarrollan dos modelos para la predicción de una serie de descriptores, los cuales son propuestos para la adecuada caracterización de la estructura temporal y espectral de un paisaje sonoro urbano (capítulo 8). Esta parte consta de los siguientes capítulos:

- Capítulo 6, en el cual se realiza una introducción a los modelos de predicción sonora para entornos urbanos. Se describen los elementos de un modelo de predicción sonora, se estudia la evolución que han tenido estos modelos de predicción y se exponen los modelos de predicción sonora utilizados actualmente. Además, en este capítulo se establece la estructura de los modelos propuestos para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos.
- Capítulo 7, en el que se realiza una introducción a los principios básicos sobre redes neuronales artificiales (ANN).
- Capítulo 8, donde se presenta una red neuronal de retro-propagación para la predicción del nivel y la composición temporal y espectral, a corto plazo (5 minutos como periodo de integración), de la presión sonora de un entorno urbano (modelo STACO). En segundo lugar, se presenta una red neuronal de retro-propagación para evaluar el impacto del tráfico rodado sobre un paisaje sonoro urbano, por medio de la predicción (60 minutos como periodo de integración) del nivel y la composición temporal/espectral de la presión sonora de un específico ambiente sonoro urbano (modelo ROTRIM). Complementariamente, en este capítulo se proponen una serie de descriptores para la caracterización de la composición temporal y espectral de un paisaje sonoro urbano.

Finalmente, en la parte III de esta tesis doctoral, se ha llevado a cabo un profundo análisis del impacto de la composición temporal y espectral sobre la percepción sonora. A su vez, esta parte consta de los siguientes capítulos:

- Capítulo 9, donde se establecen los principios básicos sobre percepción sonora y molestia por ruido. Además, se lleva a cabo una introducción a la

interrelación entre la composición temporal-espectral de un paisaje sonoro y tanto la percepción que de él se tiene como la molestia generada por él.

- Capítulo 10, en el que se aborda el análisis de la incidencia de la composición temporal y espectral del nivel presión sonora en un ambiente interior (como puede ser el interior de una determinada vivienda) sobre la molestia percibida por la población expuesta. En este capítulo se evalúa, en primer lugar, la relación entre la molestia generada por el tráfico y una serie de indicadores acústicos propuestos para la caracterización del nivel sonoro en ambientes interiores.
- Capítulo 11, donde se propone una evaluación física y perceptual como herramienta para el diseño de paisaje sonoro urbano. En este capítulo se establece una metodología para la evaluación perceptual y física de un paisaje sonoro urbano y se analiza en profundidad la interrelación existente entre ambos aspectos. Se lleva a cabo una propuesta metodológica para el diseño, planificación y gestión de paisajes sonoros urbanos.

Por último, conviene comentar que, con el fin de obtener la Mención Europea en el Título de Doctor (aprobada en junta de Gobierno de la Universidad de Granada el 5 de Febrero de 2001), parte de esta memoria de tesis doctoral ha sido redactada en Inglés. En concreto se han redactado en Inglés los capítulos 8, 9, 10 y 11, esto es, aproximadamente un tercio de la extensión total de la memoria. Por otro lado, al comienzo de cada capítulo se ha añadido un pequeño resumen o “abstract” en Inglés, donde se establecen los aspectos principales sobre los que se asienta el capítulo; además, las conclusiones generales han sido redactadas en Inglés y Español.

PARTE I

**ANÁLISIS DE LA COMPOSICIÓN
TEMPORAL Y ESPECTRAL DE LOS
PAISAJES SONOROS URBANOS**

**ANALYSIS OF THE TEMPORAL AND
SPECTRAL COMPOSITION OF THE
URBAN SOUNDSCAPES**

CAPÍTULO 1

DE LA CONTAMINACIÓN SONORA AL PAISAJE SONORO URBANO

In this chapter the basic principles on sound pollution are established. Moreover, the evolution from the term "sound pollution" towards the term "soundscape", as framework, is described.

1.1 Contaminación Sonora

Tradicionalmente, el estudio del ambiente sonoro ha sido abordado desde un punto de vista negativo [De Coensel, 2007]. Este enfoque a estado caracterizado por la reducción de la interacción ambiente sonoro – población a términos de impacto negativo, considerando siempre el ambiente sonoro como un sistema contaminado donde el ruido ambiental incide de forma negativa sobre la población, generando una serie de efectos sobre ésta, siendo el más conocido la molestia [Guski et al., 1999]. De esta manera, al abordar el estudio del ambiente sonoro en contacto con la población el objetivo final era el eliminar o reducir el sonido ambiental al mínimo posible, suponiendo que el único componente del ambiente sonoro era ruido, es decir, un sonido no deseado, molesto, perturbador, intrusivo, etc.

La molestia por ruido ha sido establecida como el principal efecto generado por el ruido ambiental [Kjellberg et al., 1996], encontrándose, además, al nivel de molestia generado como un buen indicador para describir el impacto de la contaminación por ruido ambiental sobre la población. Este punto de vista tiene su reflejo en la actual legislación vigente en el campo de la acústica ambiental, en la que se establecen límites cuantitativos, basados en decibelios, con la única meta de reducir por debajo de este

umbral los niveles de presión sonora a que está sometida la población [Directiva 2002/49/CE].

Desde el último cuarto del siglo XX, han sido muchos los autores que se han centrado en el estudio de la relación entre los niveles de ruido medidos y la respuesta subjetiva de la población. En 1978, Schultz, a partir del análisis de un conjunto de encuestas sociales sobre el ruido generado por el transporte [Schultz, 1978], encontró que la relación entre el número de personas que se encuentran muy molestas y el nivel de presión sonora promediado en el tiempo mostraban una remarcable consistencia en una gran multitud de estudios. El promedio de las curvas, obtenidas en las diferentes investigaciones, fue propuesto como el elemento más válido para predecir el nivel de molestia generado por las fuentes ruidosas procedentes del transporte sobre la población. La publicación de estas curvas, llamadas relaciones exposición-efecto, fue ampliamente criticada por una gran proporción de autores, lo cual desencadenó en un debate público. Sin embargo, otros autores han continuado incluyendo más encuestas en la síntesis, redefiniendo la metodología de meta-análisis con el objetivo de solventar la mayor parte de las críticas expuestas. De los mayores exponentes de este grupo de autores son Miedema et al., los cuales han compilado la mayor base de datos hasta ahora [Miedema & Vos, 1998; Miedema & Oudshoorn, 2001].

El uso de las relaciones de exposición-efecto para la molestia por ruido ambiental es actualmente ampliamente aceptado [De Coensel, 2007]. Éste, es el enfoque en el que se basa la actual legislación europea [Directiva 2002/49/CE].

Debido a que es fácilmente medible, así como porque su relación con la molestia por ruido está muy bien documentada, la legislación europea [Directiva 2002/49/CE] establece el nivel de presión sonora promediado en el tiempo como el indicador estándar para la evaluación del impacto ambiental de la contaminación sonora. El nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A (L_{Aeq}) es un parámetro que se corresponde con el valor del nivel de presión sonora en dB, de un sonido hipotético estable, que en un intervalo de tiempo T posee la misma presión sonora cuadrática media que el sonido que se mide y cuyo nivel varía con el tiempo, y de acuerdo con esto, y según expresa la ISO 1996, su expresión matemática es:

$$L_{eq} = 10 \cdot \log \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \cdot \int_{t_1}^{t_2} \frac{P_i(t)}{P_0^2} dt \right) \text{ dBA} \quad (1.1)$$

donde:

L_{Aeq} es el nivel sonoro continuo en dBA, determinado en el intervalo de tiempo T, entre los instantes t_1 y t_2 .

P_0 es la presión sonora de referencia (20 μPa).

$P_i(t)$ es la presión sonora instantánea.

A partir de este descriptor se derivan el resto de indicadores establecidos en la legislación europea para la evaluación del impacto de la contaminación sonora sobre la población expuesta.

El nivel día-tarde-noche (L_{den}), en decibelios A (dBA), se determina aplicando la fórmula:

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{24} \left(12 \cdot 10^{(L_{day}/10)} + 4 \cdot 10^{(L_{evening}+5)/10} + 8 \cdot 10^{(L_{night}+10)/10} \right) \right] \text{ dBA} \quad (1.2)$$

donde

L_{day} es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, definido en la norma ISO 1996-2:1987, determinado a lo largo de todos los períodos diurnos de un año,

$L_{evening}$ es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, definido en la norma ISO 1996-2:1987, determinado a lo largo de todos los períodos vespertinos de un año,

L_{night} es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, definido en la norma ISO 1996-2:1987, determinado a lo largo de todos los períodos nocturnos de un año.

Al período día le corresponden 12 horas (07-19 h), al período tarde le corresponden 4 horas (19-23 h) y al período noche le corresponden 8 horas (23-07 h).

Además, se define el nivel sonoro corregido día-noche (L_{dn}) como:

$$L_{dn} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{24} \left(16 \cdot 10^{\left(L_{Aeq,d}/10 \right)} + 8 \cdot 10^{\left(L_{Aeq,n}+10/10 \right)} \right) \right] \text{ dBA} \quad (1.3)$$

donde

$L_{Aeq,d}$, nivel sonoro medio diurno, es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, definido en la norma UNE-EN-ISO 1996-2:1997, determinado a lo largo del período 07-23 horas.

$L_{Aeq,n}$, nivel sonoro medio nocturno, es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, definido en la norma UNE-EN-ISO 1996-2:1997, determinado a lo largo del período 23-07 horas.

1.2 Paisaje Sonoro

La aparición de la Ecología Acústica (visitar www.acousticecology.org), toma un enfoque más holístico del estudio de la relación hombre-entorno sonoro [Wrightson, 2000; Newman, 2005]. Se puede definir la Ecología Acústica como el estudio de los efectos del ambiente sonoro o paisaje sonoro sobre las respuestas físicas o características de comportamiento de los seres vivos dentro de él [Schafer, 1994]. El objetivo final de ésta es conseguir mediante un trabajo interdisciplinar establecer unos principios rectores bajo los cuales un determinado ambiente sonoro o paisaje sonoro pueda ser mejorado, aumentando su calidad sonora. Por lo tanto, la Ecología Acústica trata de cambiar el enfoque negativo tradicional (molestia por ruido, legislación para la reducción de ruido, etc.) por un campo de investigación con un enfoque positivo.

Uno de los principios fundamentales de la Ecología Acústica es, por lo tanto, el estudio del paisaje sonoro [Wrightson, 2000] (En voz inglesa Soundscape), concepto introducido por el músico y compositor canadiense R. Murray Schafer [Schafer, 1994]. Dicho concepto es definido por Schafer como el entorno sonoro concreto de un lugar

real dado. Un paisaje sonoro es un sonido o combinación de sonidos que conforman o provienen de un determinado ambiente. El concepto de paisaje sonoro se refiere a un ambiente sonoro natural, consistente en la aparición de sonidos naturales, como por ejemplo, sonidos procedentes de animales, sonidos procedentes de sucesos meteorológicos, así como sonidos procedentes de otros elementos naturales, entre las que cabría mencionar los relacionados con el agua. Pero, también se refiere a sonidos ambientales creados por el hombre, a través de composiciones musicales, diseño sonoro y otras actividades humanas comunes, como por ejemplo, sonidos procedentes de la comunicación, trabajo, así como sonidos mecánicos procedentes del uso de la industria tecnológica [Schafer, 2005].

Autores como Botteldooren, establecen que los paisajes sonoros son un agregado de muchos sonidos que pueden evocar emociones específicas [Botteldooren et al., 2006]. El paisaje sonoro es considerado como una parte integral del entorno de vida. Esto confirma el punto de vista de autores como Stockfelt, el cual afirma que el sonido es una necesidad existencial, es decir, los paisajes sonoros son esenciales para el bienestar, no solo como música sino como una parte integral de nuestras situaciones cotidianas [Stockfelt, 1991].

Como consecuencia de todo esto, resulta esencial, tal y como se indica en [Botteldooren et al., 2006], que el diseño, evaluación y gestión de los paisajes sonoros sea incluido en los futuros planes de ordenación y planificación, así como de movilidad urbana, puesto que es necesario la consideración de una variable con tanta incidencia en el bienestar de la población, como es el sonido con el que interactúa, para alcanzar la protección y conservación de paisajes sonoros con un especial interés, así como conseguir satisfacer las necesidades y requerimientos de la población inmersa en ellos.

La inclusión de la variable sonido en la planificación urbana, conllevaría el diseño, evaluación y gestión de paisajes sonoros de manera que se pudiera catalogar o valorar, cuáles de los diferentes paisajes sonoros requieren de una protección y conservación, debido a su interés sonoro, es decir, a sus características sonoras, a la información que poseen, al significado para la población, etc., o cuales de los paisajes sonoros deberían de ser recuperados, puesto que existe un foco de contaminación sonora que impacta de manera notable sobre ellos, o cuales de los paisajes sonoros podrían acoger algún tipo de actividad, infraestructura, instalación, etc., que pudiera generar algún impacto sonoro, puesto que dicho paisaje sonoro carece o tiene un escaso interés

sonoro, o bien, cuáles de los paisajes sonoros están fuertemente contaminados por el hombre, debido a actividades de tipo industrial, transporte, etc.

Para ello, se hace necesario la selección y uso de una serie de indicadores, así como una metodología que nos permita la evaluación de la calidad del ambiente sonoro [Lercher & Schulte-Fortkamp, 2003; Botteldooren et al., 2006]. Para el análisis de los paisajes sonoros se ha venido sugiriendo, por un gran número de investigadores, la realización de medidas para evaluar la calidad sonora [Genuit, 1999; Genuit, 2002], puesto que estas consiguen incluir las características de sonoridad (ruidosidad), composición espectral y fluctuaciones temporales, aspectos con un gran nivel de correlación con la percepción del ambiente sonoro [Genuit, 1999; Viollon & Lavandier, 2000; Berglund & Nilsson, 2001; Berglund et al., 2002; Björk, 2002; Genuit, 2002; Kang & Zhang, 2002; De Coensel, 2007].

El nivel de presión sonora ponderado A (L_{Aeq}) ha sido tradicionalmente utilizado para la descripción de ambientes sonoros exteriores, debido, tal y como se ha comentado anteriormente, a que es sumamente fácil de medir y calcular. No obstante, cuando se utiliza el nivel de presión sonora promediado en tiempo y ponderado A (L_{Aeq}) como principal indicador físico de evaluación de entornos sonoros, otras características sonoras podrían ser obviadas, tales como su composición espectral o su estructura temporal [Björk, 1994; Genuit, 1999; Zwicker & Fastl, 1999; Raimbault et al., 2003; Guastavino, 2003; Schomer, 2003; Torija et al., 2008a].

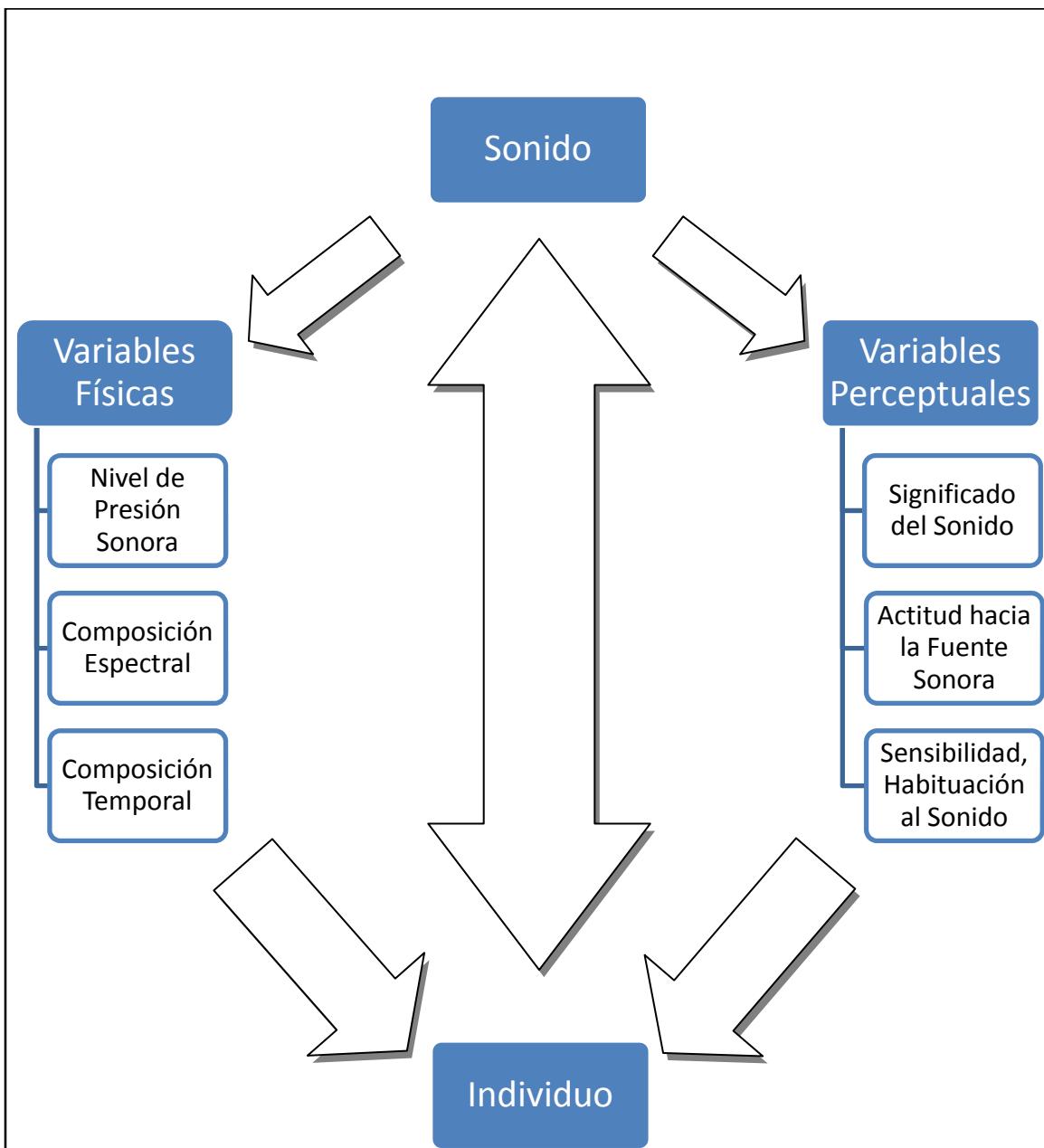


Figura 1.1.- Esquema de interrelación entre el individuo y su entorno sonoro.

Además, es ampliamente reconocido que el impacto sonoro negativo sobre la población, manifestado principalmente como molestia por ruido, es influenciado no solamente por variables relacionadas con la exposición sonora. Muchas variables contextuales tales como significado del sonido, actitud hacia la fuente de ruido, sensibilidad al ruido, salud, estatus social, etc., podrían explicar parte de la varianza de

las relaciones exposición-efecto [Southwork, 1969; Flindell & Stallen, 1999; Rimbault, 2002; Schulte-Fortkamp, 2002; Rimbault et al., 2003]. El impacto del ruido sobre un individuo podría, más aún, ser influenciado por factores personales tales como estilo de vida, hábitos y adaptabilidad, por la topografía, naturaleza, la estética visual del entorno, etc. [Carles et al., 1999; Viollon et al., 2002].

Pero, como se viene comentando, el análisis de un paisaje sonoro no se puede centrar solamente en la perspectiva negativa del ambiente sonoro [Dubois & David, 1999], basada en la reducción del impacto sonoro a conceptos de molestia por ruido, niveles equivalentes de presión sonora y legislación basada en reducción del ruido, ya que volviendo al trabajo de Schafer, para conseguir un paisaje sonoro reconocido y aceptado por la población, que contenga una serie de características valiosas para ella, que sea capaz de albergar y cumplir sus necesidades y requerimientos, es necesario establecer un programa de estudio positivo dentro de la acústica ambiental, fomentando una visión positiva del entorno sonoro, puesto que no todos los sonidos son ruido [Truax, 1978]. Algunos sonidos se quieren preservar, estimular, fomentar y multiplicar, solamente aquellos aburridos, molestos, o destructivos se van a querer eliminar o cuanto menos reducir [Schafer, 1994; Schafer, 2005].

Tal y como se ha mencionado anteriormente, para describir el ambiente acústico de una manera más holística, Schafer introdujo el término “soundscape” o paisaje sonoro [Schafer, 1994]. El paisaje sonoro puede ser cualquier campo de estudio acústico, tal y como una composición musical, un ambiente sonoro natural, rural o urbano, pero el término también incluye un componente subjetivo – depende de la manera en que es percibido o comprendido por el individuo o por la comunidad. Un paisaje sonoro consta, generalmente, de varios elementos:

- *Sonidos/notas clave o principales (“Keynote sounds”)*: Sonidos de fondo, análogamente a la música una nota central o clave (tónica) identifica la tonalidad fundamental de una composición, alrededor de la cual la música modula. Los sonidos clave o principales no tienen que ser escuchados conscientemente, ellos son oídos sin intención, casualmente. Los sonidos clave o principales de un determinado paisaje son aquellos creados por su geografía y clima: agua, viento, bosques, plantas, pájaros, insectos y animales. Para el caso de paisajes urbanos, pueden ser sonidos procedentes del tráfico rodado, actividades comerciales o

industriales, sonidos procedentes de las actividades cotidianas de la población etc.

- *Señales (“Signals”)*: Sonidos en primer plano, los cuales son escuchados conscientemente. En términos de arte visual, éstos son las figuras, antes que el fondo. Ejemplos de señales acústicas son aquellas producidas por dispositivos de advertencia o aviso acústico tales como campanas, silbatos, bocinas y sirenas. Señales sonoras pueden ser organizadas en elaborados códigos, permitiendo que complejos mensajes puedan ser transmitidos a aquellos que pueden interpretarlos, tal es el caso, por ejemplo, de señales en estaciones de tren o portuarias.

- *Marcas sonoras (“Soundmarks”)*: Este término se refiere a aquel sonido comunitario que es único o que posee cualidades que lo hacen especialmente estimado o valioso para la población de esa comunidad. Las marcas sonoras son dignas de protección debido a que hacen única la vida acústica de una comunidad. Como ejemplos de marcas sonoras pueden mencionarse desde una famosa iglesia, el reloj de un campanario o algún tipo de actividad tradicional, hasta el sonido de una cascada, el sonido de una determinada ave en un entorno boscoso, etc.

Esta terminología ayuda a expresar la idea de que el paisaje sonoro de una determinada localización puede expresar la identidad de una comunidad, así como que, en cierta medida, un emplazamiento puede ser reconocido y caracterizado por su paisaje sonoro. Desafortunadamente, desde la revolución industrial, un creciente número de paisajes sonoros únicos han desaparecido completamente, o bien han sido encubiertos o enmascarados por los contemporáneos paisajes sonoros ruidosos, con su omnipresente sonido/nota clave o principal (keynote): tráfico rodado.

El contraste entre los paisajes sonoros de los períodos pre- y post-industrial es expresado en términos de “hi-fi” (alta fidelidad) para describir los anteriores, y “lo-fi” (baja fidelidad) para describir los posteriores. Un paisaje sonoro de alta fidelidad, es definido como un ambiente acústico donde “sonidos discretos pueden ser escuchados claramente debido al bajo nivel de ruido ambiental”. En un paisaje sonoro de alta fidelidad, “los sonidos se solapan o superponen con muy poca frecuencia, existe una perspectiva donde se puede diferenciar el sonido en primer plano del sonido de fondo”. En un paisaje sonoro de baja fidelidad, “señales acústicas individuales son

enmascaradas u ocultadas por una densa población de sonidos” [Truax, 1978; Schafer, 1994; Wrightson, 2000]. Esto quiere decir que, en un entorno urbano, determinados sonidos singulares tales como los procedentes de un mercado tradicional, de los pájaros en un parque urbano, de una antigua fuente en una plaza urbana, etc., son enmascarados por un ruido de banda ancha, es decir, un ruido destructivo tal y como puede ser, el generado por el tráfico rodado o por el funcionamiento de una determinada actividad industrial. Todo ello genera una pérdida de la perspectiva en la cual se puede diferenciar el sonido en primer plano del sonido de fondo, puesto que en este caso aparece un ruido de fondo con un elevado nivel y cargado con una gran cantidad de energía sonora en prácticamente todo el espectro, el cual provoca un enmascaramiento de la señal sonora interesante para el oyente.

Ejemplo de este contraste entre paisajes sonoros de alta y baja fidelidad se puede encontrar hoy en día en la diferenciación entre paisajes sonoros naturales, rurales y urbanos. Los paisajes sonoros naturales y rurales están caracterizados por la posibilidad de escuchar claramente cualquier sonido en primer plano sin interferencias ni enmascaramiento como consecuencia del ruido de fondo. En este caso el nivel de ruido de fondo es muy reducido y el solapamiento de los diferentes sonidos no es muy frecuente [Schafer, 1994].

En contraste con las dos situaciones anteriores, en los paisajes sonoros urbanos se produce una congestión de sonidos, debido a la frenética actividad de los entornos urbanos, se producen un solapamiento de sonidos, de manera que la percepción que un oyente tiene de ellos es la de un entorno bullicioso. Esto indica que este tipo de paisajes sonoros son de baja fidelidad, un oyente no puede diferenciar claramente el sonido de interés para él, debido a que existe un importante solapamiento de sonidos como consecuencia de la gran cantidad de fuentes ruidosas presentes y por el elevado nivel de ruido de fondo.

Dentro de los paisajes sonoros urbanos comienzan a destacar los sonidos procedentes de actividades industriales, comerciales, de transporte, etc., siendo el principal foco ruidoso el tráfico rodado, lo cual genera en la población una sensación de molestia o desagrado, debido a las características sonoras de este tipo de fuentes ruidosas, así como de su actitud hacia este tipo de focos [Southwork, 1969]. El dominio de este tipo de fuentes ruidosas, causa un ocultamiento o enmascaramiento del resto de sonidos que se generan en la ciudad, lo cual supone un empobrecimiento del ambiente

sonoro, y la consecuente desaparición de una gran cantidad de paisajes sonoros [Rimbault & Dubois, 2005]. Por lo tanto, la condensación de población, unido a la multitud de focos ruidosos (industriales, comerciales, tráfico, etc.) provoca una acumulación de sonidos solapados generando un paisaje sonoro de un poca calidad, provocando un elevado nivel de molestia en la población, confirmando esto el punto de vista del trabajo [Guastavino, 2003], del cual se desprende que los paisajes sonoros compuestos mayoritariamente por ruido de tráfico son considerados por la población encuestada como muy desagradables.

Por lo tanto, para el diseño, evaluación y gestión de paisajes sonoros, parece muy conveniente acudir a las ideas de Schafer plasmadas en el movimiento “ecología acústica” [Truax, 1978; Wrightson, 2000], basada en el estudio de la interrelación entre un individuo y su entorno a través del sonido. Bajo estas premisas, se considera que un determinado entorno o ambiente, se compone de una determinada orografía, clima, agua, viento, población, fauna, naturaleza, tráfico, industria, etc., el cual genera un determinado sonido o conjunto de sonidos, los cuales se pueden describir por una serie de variables físicas, así como por la información que soportan. Este sonido o conjunto de sonidos generan un determinado impacto sobre el individuo, teniendo un determinado significado para él, etc., lo cual le genera unos determinados efectos físicos, así como psíquicos, plasmados en unos determinados pensamientos, sentimientos, comportamientos... [Delage, 1979; Schafer, 1994].

CAPÍTULO 2

INFLUENCIA DE LA COMPLEJIDAD URBANA SOBRE LA CARACTERIZACIÓN SONORA

It is well known that in the urban environments appears a great variability of situations that have a very important influence in the sound generation and evolution. In this chapter the impact that, variables related to the road traffic, as for example, type of traffic flow dynamics, presence of vertical signposting to traffic regulation (e.g. traffic lights), type of road surface, traffic slope, etc., as well as variables related to the spatial urban heterogeneity, as for example, geometry and urban physiognomy (street type "U", free field, etc.), have on the temporal and spectral composition of the different urban spaces is analyzed.

2.1 INTRODUCCIÓN

El impacto de la estructura urbana sobre el desarrollo sostenible ha sido recientemente reconocido. Desde finales del siglo XX, una gran multitud de países han adoptado políticas de ordenación y planificación urbana orientadas a conseguir espacios más habitables y con un menor impacto sobre el medio ambiente [National physical planning agency, 1991; Department of the environment, 1992]. La estructura urbana tiene una incidencia indirecta sobre la distribución del tráfico rodado, la emisión sonora, la propagación sonora y la evolución de los niveles de ruido ambiental [Tang & Wang, 2007].

Las características de los entornos urbanos generan una gran diversidad de situaciones en lo que respecta a la generación, distribución y atenuación del nivel de

ruido ambiental. Circunstancias tales como, diferentes tipos de superficie de rodadura, pendiente de circulación, geometría de la calle, etc., genera importantes cambios en cuanto a la generación y propagación sonora.

La presencia de señalización vertical, intersecciones, etc., le confiere un carácter discontinuo al ruido generado por el tráfico rodado [Jacobs, 1980]. Esto, unido a la aparición de diferentes valores en variables relacionadas con el tráfico (velocidad de circulación, intensidad de tráfico,...) y, en variables relacionadas con la vía de circulación (número de carriles, anchura de la calzada, localización dentro de la ciudad,...) ocasiona la aparición de diferentes tipos de flujos de circulación de tráfico [De Coensel et al., 2005].

Con frecuencia, para realizar la evaluación del nivel de fluctuación de una muestra de ruido ambiental se recurre al agrupamiento de los niveles sonoros en histogramas [Roberts et al., 2003]. Es, por otra parte, muy común asumir que tales histogramas siguen o se pueden aproximar a una distribución Gausiana, especialmente para el caso de un movimiento continuo de vehículos donde la densidad de tráfico excede los 100 vehículos por hora [Lamure, 1975]. Sin embargo, en una aglomeración urbana no siempre aparece un movimiento continuo de vehículos. Cuando se realiza un estudio sobre ruido ambiental en un entorno urbano se puede verificar como existe una gran diversidad de situaciones. Como hemos comentado anteriormente, en función de las características del tráfico rodado, del tipo de vía de circulación, del periodo temporal, etc., van a aparecer diferentes tipos de flujos de circulación de vehículos, de manera que ante la aparición de cada uno de ellos la evolución del ruido ambiental urbano va a ser diferente.

A partir del análisis de las características sonoras de los diferentes tipos de flujos de circulación de vehículos, como por ejemplo nivel medio, desviación típica, asimetría, curtosis, etc., de los niveles de ruido medidos, se puede obtener una información muy valiosa, la cual debe ser tenida en cuenta a la hora de caracterizar correctamente el ruido ambiental urbano.

Actualmente, es realmente complicado encontrar flujos de circulación continuos en las ciudades. Condiciones de parada-arranque impuestas por semáforos, intersecciones, rotundas, etc., pueden causar que el flujo de circulación sea pulsado o incluso continuo a muy baja velocidad de circulación, apareciendo en muchos casos situaciones de congestión. Como consecuencia, la asunción de distribución Gausiana puede ser inválida para la mayoría de los escenarios urbanos [Don & Rees, 1985].

Existe una gran cantidad de modelos de predicción de ruido generado por el tráfico rodado diseñada para la caracterización de flujos estacionarios. No obstante, se puede verificar como frecuentemente aparecen elementos que pueden originar que el movimiento continuo de vehículos sea interrumpido. Uno de estos elementos son los semáforos, los cuales regulan el tráfico en las ciudades. Este tipo de situaciones son muy numerosas en la circulación urbana, observándose que los niveles de ruido generados en la proximidad de este tipo de señalización vertical pueden cambiar ampliamente durante el ciclo de funcionamiento del semáforo, sobrepasando, además, los niveles que se producirían considerando la misma intensidad de tráfico pero con un flujo estacionario.

La mayoría de los antiguos modelos de predicción de ruido generado por el tráfico rodado, estaban basados en métodos para la caracterización de un movimiento continuo de vehículos, siendo las situaciones de parada-arranque, tan comunes en el tráfico rodado urbano, ignoradas [Favre, 1978]. Actualmente, cuando se abordan los problemas de estimación/predicción de ruido generado por el tráfico rodado resulta indispensable, especialmente desde un punto de vista metodológico, tener en cuenta que el actual tráfico rodado en las ciudades se encuentra afectado por señalización vertical y horizontal, de manera que, aparecen fluctuaciones aleatorias de ruido generadas por las propiedades no estacionarias del flujo de circulación [Yamaguchi & Kato, 1989].

Por lo tanto, los semáforos, además de otras señalizaciones verticales y horizontales, producen la aparición en la ciudad de un discontinuo ruido de tráfico. El ruido generado bajo distintos flujos de circulación de vehículos ha sido estudiado por muchos autores [Jones et al., 1981; Bowlby et al., 1989; Nijis, 1989; Hunt & Samuelson, 1992; Radosz et al., 1992; Yamaguchi et al., 1994; Makarewicz et al., 1999], apareciendo el más completo compendio de resultados en un trabajo desarrollado por [Bowlby et al., 1989]. El tipo de flujo de circulación genera una serie de problemas a la hora de predecir el nivel de ruido ambiental, debido a los ciclos de aceleración-deceleración, incremento de la variabilidad temporal del nivel de ruido, etc., lo cual origina la aparición de distribuciones del nivel sonoro con valores de asimetría y curtosis muy alejados de los establecidos para una distribución Gausiana.

Muchos autores han evaluado el incremento o decrecimiento de los niveles de ruido generado por el tráfico rodado cerca de intersecciones debido a la aceleración y deceleración de los vehículos [Nijis, 1989]. Por medio de un análisis teórico de la relación entre el ruido recibido, las características del tráfico y los ciclos de operación

de los semáforos se pueden reconocer ciertos patrones de comportamiento del ruido generado por el tráfico rodado frente a una intersección regulada por éstos, apareciendo una estructura pulsada de los niveles de ruido instantáneos, con niveles medios de ruido decrecientes y crecientes hasta llegar y una vez sobrepasado, respectivamente, el semáforo [Favre et al., 1974].

Un trabajo de [Reinhold, 1971] confirma que la firma acústica de la circulación pulsada de vehículos cerca de la acción de un semáforo tiene un patrón específico de comportamiento, el cual podría suponer un considerable incremento en el nivel de molestia generado sobre la población expuesta; esto fue ratificado por un estudio de [Jones & Waters, 1981], en el cual se comparó el nivel de ruido y la respuesta subjetiva para el caso de flujos de circulación continuos y flujos pulsados cerca de intersecciones controladas por semáforos.

Por otro lado, el tipo de vía de circulación, así como sus características, son parámetros utilizados por la mayoría de modelos de predicción de ruido ambiental [Cho & Mun, 2008b]. Es necesario caracterizar tan preciso como sea posible el tipo de vía en la cual se quiere evaluar o predecir el nivel de ruido, desde el punto de vista de la emisión sonora (pendiente de circulación, tipo de asfalto, etc.) y de la propagación sonora (tipo de superficie, anchura de la vía, anchura de la calzada, altura de los edificios circundantes, etc.). Además, en la circulación urbana aparecen varios tipos de vehículos, tales como vehículos ligeros, vehículos pesados, autobuses, motocicletas-ciclomotores, ambulancias, etc., los cuales poseen una diferente emisión sonora, así como diversos espectros sonoros [Cho & Mun, 2008a].

El ruido emitido por un vehículo en movimiento a lo largo de una vía de circulación urbana depende en primer lugar de las características propias de la fuente; un vehículo rodado es considerado como una fuente puntual en la cual las características sonoras (potencia sonora, composición espectral, etc.) están directamente relacionadas con las condiciones de operación del vehículo (velocidad de circulación, actividad del motor, etc.) [Favre, 1983]. Las principales fuentes de ruido son el motor y el contacto superficie de rodadura neumático. No obstante, el ruido emitido depende fuertemente de las condiciones de emisión: geometría de la vía, superficie de rodadura, inclinación de la vía, tipo de vehículo en circulación, etc.

El ruido ambiental urbano depende, por lo tanto, de la fisonomía de la estructura urbana circundante de la vía de circulación, la cual establece las condiciones de propagación sonora [Walerian et al., 2001]. La propagación sonora en un sistema

urbano se produce por medio de una multitud de reflexiones en las superficies verticales y fenómenos de difracción simple y doble. Así, para que un modelo de predicción de ruido ambiental urbano sea apropiado debe de incluir variables de caracterización del vehículo, de las condiciones de circulación, así como de las condiciones de propagación sonora dentro de una estructura urbana [Steele, 2001].

Por lo tanto, en este capítulo, en primer lugar, se ha realizado un estudio del comportamiento de los parámetros estadísticos curtosis, asimetría, desviación típica, etc. de los valores de ruido ambiental medidos, para cada uno de los diferentes tipos de flujos de circulación de vehículos. El conocimiento de estos parámetros es importante para describir correctamente la situación sonora en un determinado instante de tiempo [Bradley et al., 1979].

En segundo lugar, se ha analizado la influencia de los semáforos sobre el nivel de ruido ambiental generado por el tráfico rodado, evaluando el comportamiento de los diferentes tipos de vehículos bajo las diversas condiciones de conducción.

Finalmente, se ha caracterizado la emisión sonora de los diferentes tipos de vehículos en circulación, así como la propagación sonora para cada una de las diferentes situaciones presentes en un entorno urbano, bajo diversas condiciones de geometría de calle, pendiente de circulación y tipo de superficie de rodadura.

2.2 METODOLOGÍA

2.2.1 Tipos de flujo de circulación de vehículos

En la recomendación de la Comisión 2003/613/CE [2003] se definen 4 tipos de flujo de circulación de tráfico rodado:

- Flujo continuo fluido: Los vehículos se desplazan a velocidad casi constante por el segmento de vía considerado. Se habla de “fluído” cuando el flujo es estable tanto en el espacio como en el tiempo durante períodos de al menos diez minutos. El flujo no es acelerado ni decelerado, sino que registra una velocidad constante. Este tipo de flujo corresponde al tráfico de las vías rápidas urbanas (excepto en las horas punta) y grandes vías de entornos urbanos.

- Flujo continuo en pulsos: Son flujos con una proporción significativa de vehículos en transición (acelerando o decelerando), inestables en el tiempo (se producen variaciones bruscas del flujo en cortos períodos de tiempo) y el espacio (en cualquier momento se producen concentraciones irregulares de vehículos en el tramo de la vía considerado). Sin embargo, sigue siendo posible definir una velocidad media para este tipo de flujos, que es estable y repetitivo durante un período de tiempo suficientemente largo. Este tipo de flujo corresponde a las calles de los centros urbanos, vías importantes que se encuentran próximas a la saturación, vías de conexión o distribución con numerosas intersecciones, estacionamientos, pasos de peatones y accesos a zonas de vivienda.
- Flujo acelerado en pulsos: Se trata de un flujo en pulsos y, por lo tanto, es turbulento. Sin embargo, una proporción significativa de los vehículos está acelerando, lo que implica que la noción de velocidad sólo tiene sentido en puntos discretos, pues no es estable durante el desplazamiento. Es el caso típico del tráfico que se observa en una vía urbana después de una intersección.
- Flujo decelerado en pulsos: Es el flujo contrario al anterior, pues una proporción importante de vehículos está decelerando. Este tipo de tráfico se observa en general en la aproximación a intersecciones urbanas.

No obstante, otros tipos de flujo de circulación de vehículos pueden ser identificados en los entornos urbanos, por lo que se ha considerado necesario incluirlos en este trabajo:

- Flujo congestionado: Este caso se corresponde con situaciones en las que se ha alcanzado la saturación de la vía. Un gran caudal de vehículos se mueve a una velocidad muy reducida y con continuos ciclos de aceleración-deceleración muy suaves, debido a la presencia de semáforos u toras señalizaciones, pero también debido a que el caudal de vehículos sobrepasa la capacidad de la vía.
- Flujo intermitente: Se trata de situaciones en las cuales no se produce la superposición de eventos [Velis et al., 2001], es decir, el caudal de vehículos es inferior a 4.8 veh/min, y por tanto aparece una situación en la que no existe solapamiento de eventos sonoros, apareciendo huecos sin

superposición de eventos. Esta situación corresponde a vías con un reducido caudal de vehículos en circulación, con una pequeña cantidad de vehículos por minuto.

Para acometer la caracterización de los diferentes tipos de flujo de circulación de tráfico rodado, a partir de las variables estadísticas asimetría, curtosis, desviación típica, etc., de los niveles de ruido ambiental medido, se llevó a cabo una selección de diferentes escenarios urbanos en los cuales se pudiera encontrar la gran diversidad de condiciones de circulación de vehículos en una aglomeración urbana. Se realizaron mediciones de ruido ambiental durante un período de 60 minutos, con la obtención de niveles de presión sonora cada segundo.

2.2.2 Estudio de la influencia de los semáforos

Es bien conocido que las dinámicas específicas de deceleración-aceleración en intersecciones urbanas pueden influir en la emisión local de ruido [De Coensel et al., 2007].

En este caso, la selección de las vías ha sido realizada de una forma completamente aleatoria pero dentro de un amplio grupo previamente establecido, el cual poseía las condiciones adecuadas para cumplir con los objetivos de este trabajo:

- Aparición de semáforos.
- Ausencia de cruces con una gran cantidad de vehículos en circulación en las proximidades.
- Aparición de diferentes composiciones de tráfico.
- Vías con diversas características, en cuanto a fisionomía, caudal de vehículos, pendiente, etc.

Además, las mediciones han sido realizadas en diferentes períodos de tiempo y, en diferentes tipos de localizaciones de la ciudad.

Para caracterizar correctamente el nivel de ruido producido por el tráfico rodado en el área de influencia de un semáforo, las mediciones fueron realizadas por medio de tres sonómetros colocados en serie. Un sonómetro fue ubicado justo en el punto donde

se situaba el semáforo, otro sonómetro fue colocado 50 metros antes de llegar al semáforo y el último sonómetro fue ubicado 30 metros más allá del semáforo.

La duración de las medidas fue de 15 minutos, para conseguir englobar varios ciclos de funcionamiento del semáforo dentro del periodo de medición, con niveles de presión sonora recogidos cada segundo.

2.2.3 Influencia del tipo de vía en la emisión y propagación sonora

Con el objetivo de cuantificar el nivel de presión sonora recibido por los residentes de cada una de las vías seleccionadas, debido a la circulación de los diferentes tipos de vehículos considerados, se realizó una campaña de medidas de ruido ambiental a nivel de primera planta del edificio (4 metros de altura con una distancia de 1.5 m de la fachada) tomando valores cada segundo (para conseguir discriminar de una manera adecuada el evento “paso del vehículo por el punto de medición”).

Fueron seleccionadas vías de circulación con condiciones de tráfico totalmente diferentes y, en las cuales aparecieran todos los tipos de flujos de circulación de vehículos considerados.

Con el objeto de caracterizar lo más preciso posible la emisión sonora de los diferentes tipos de vehículos, así como la propagación sonora bajo las diversas situaciones estudiadas, fueron obtenidos sus espectros sonoros [Hothersall & Chandler-Wilde, 1987]. Para mostrar las diferencias entre cada uno de los diferentes tipos de vehículos y de cada uno de los diferentes tipos de vías, los resultados han sido mostrados como un incremento en el nivel de presión sonora con respecto al nivel de ruido de fondo de cada una de las localizaciones evaluadas.

Además, los resultados obtenidos incluyen una gran heterogeneidad en cuanto a la velocidad y condiciones de circulación para cada uno de los tipos de vehículos.

Los tipos de vías estudiadas son [Recomendación de la Comisión, 2003]:

- Calle con gran efecto Cañón, $h / b > 1$; h (altura media) y b (anchura media) de la vía.
- Calle con ligero efecto Cañón ($h / b < 1$) o calle en “L”.
- Calle en campo libre.
- Pendiente ascendente: Vía ascendente en la que la pendiente en el sentido de circulación es mayor del 2 %.
- Pendiente descendente: Vía descendente en la que la pendiente en el sentido de circulación es menor del 2 %.
- Sin pendiente: Una calle o sección de vía horizontal en la que la pendiente en el sentido de circulación es menor del 2 %.
- Asfalto liso: Consiste en una superficie con textura densa y regular, de cemento asfáltico o mastique con un tamaño máximo de árido de 11-16 mm.
- Asfalto poroso: Pavimento con al menos un 20 % de volumen vacío. La superficie tiene menos de 5 años de antigüedad (la restricción de edad es debido a la tendencia de las superficies porosas a perder poder absorbente con el tiempo, porque los huecos se colmatan).
- Empedrado.

2.2.4 Obtención de datos

Para la realización de este estudio acústico con el mayor rigor y exactitud, se ha seguido el método de trabajo establecido en las actuales regulaciones internacionales. Las normas que describen este método de trabajo para la medición de ruido ambiental son las incluidas en la ISO-1996, partes I, II y III.

El equipo de trabajo utilizado para la obtención de datos se corresponde con 3 sonómetros tipo I de la marca Brüel & Kjaer, en concreto el modelo analizador 2260 Observer con programa de análisis sonoro básico BZ7219, junto con un calibrador utilizado para garantizar la precisión y exactitud de la medida.

2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.3.1 Caracterización de los diferentes tipos de flujo de circulación de vehículos

Al evaluar las características de los distintos tipos de flujo de circulación de vehículos observamos que cada uno de ellos poseen unos valores para los parámetros estadísticos evaluados, valor medio, desviación típica, asimetría y curtosis de los niveles de ruido, muy diferentes, lo cual nos indica la importancia de considerar la variable tipo de flujo de circulación a la hora de estimar o predecir el nivel de ruido ambiental urbano.

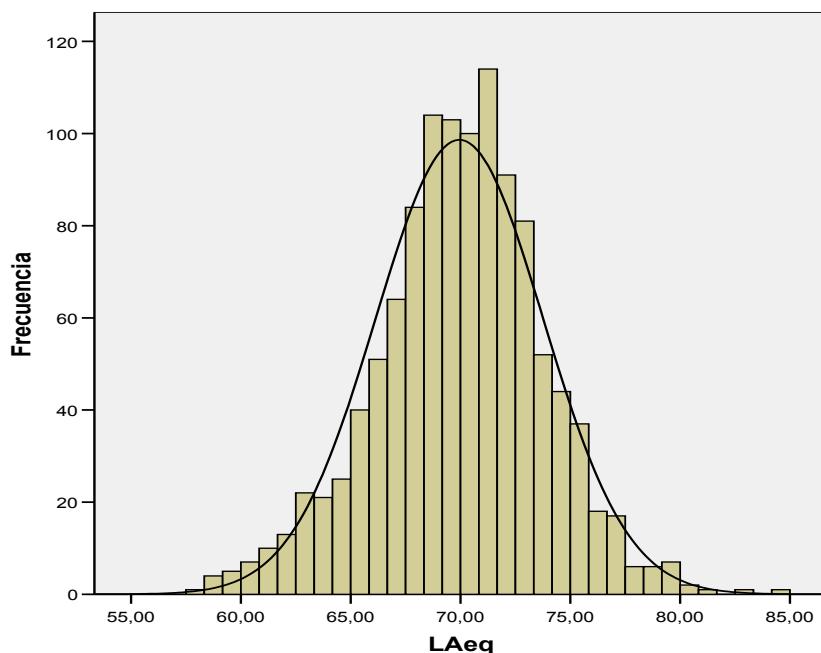


Figura 2.1.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación constante fluido.

Considerando las situaciones en las cuales aparece un “flujo de circulación constante fluido”, el 72 % de las medidas realizadas siguen una distribución Gausiana. Se produce un movimiento continuo sobre la vía de circulación, con tránsito aleatorio de vehículos en cuanto al instante y velocidad de circulación. Circulan una cantidad de

9.5 vehículos por minutos y carril de circulación, de los cuales el 1.2 % son vehículos pesados y el 15 % son motocicletas-ciclomotores. Se obtienen unos valores de asimetría y curtosis (figura 2.1) de 0.03 y 1.3, respectivamente. En este tipo de distribución el valor medio del L_{Aeq} es de 71 dBA, con un valor de desviación estándar de 4.5 dBA. La variabilidad del nivel de ruido ambiental en este tipo de distribución no es muy elevada, el valor del L_{Aeq} fluctúa dentro del un rango no muy amplio.

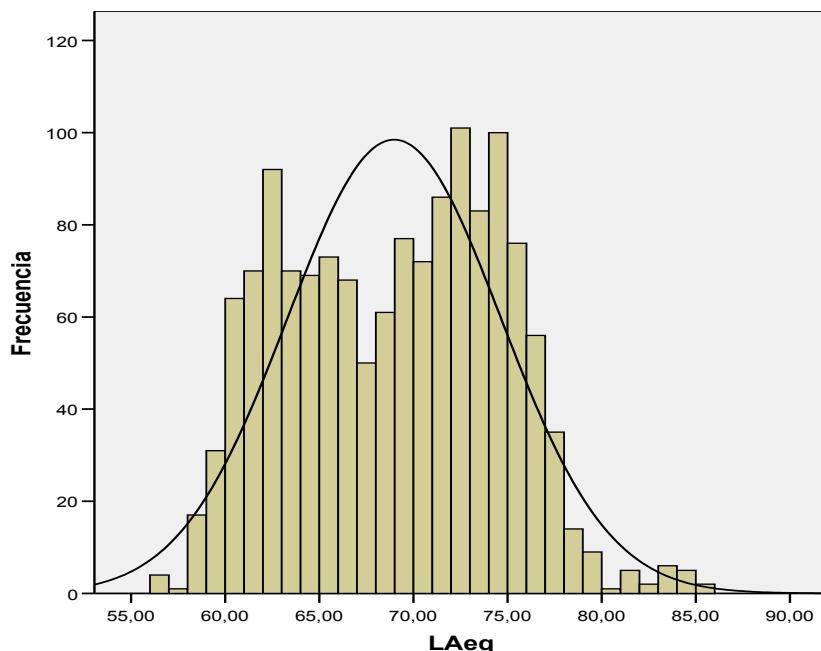


Figura 2.2.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación constante pulsado.

Como observamos en la figura 2.2, cuando aparece un “flujo de circulación constante pulsado”, la distribución de los valores de ruido ambiental es similar a la fusión de las distribuciones de los pulsos acelerados y decelerados. En este caso, el 62.5 % de las medidas realizadas siguen una distribución Gausiana. Este tipo de distribución aparece en aglomeraciones urbanas como consecuencia de la aparición de semáforos y otra señalización vertical, la cual origina ciclos alternos de aceleración-deceleración. Circulan una cantidad de 8.3 vehículos por minuto y carril de circulación, de los cuales el 12.5 % son vehículos pesados y el 48 % son motocicletas ciclomotores, siendo obtenidos valores de asimetría y curtosis de 0.04 y -0.3, respectivamente. En este tipo de distribución aparece un valor medio de L_{Aeq} de 74,1 dBA, con un valor de

desviación estándar de 5,6 dBA. En este caso, debido a la aparición de tráfico pulsado (ciclos de aceleración-deceleración) la variabilidad del ruido ambiental es mayor que en el caso anterior. Además, en este tipo de distribución el valor del L_{Aeq} es ligeramente superior, porque la aparición de ciclos de aceleración causa un incremento del nivel de presión sonora.

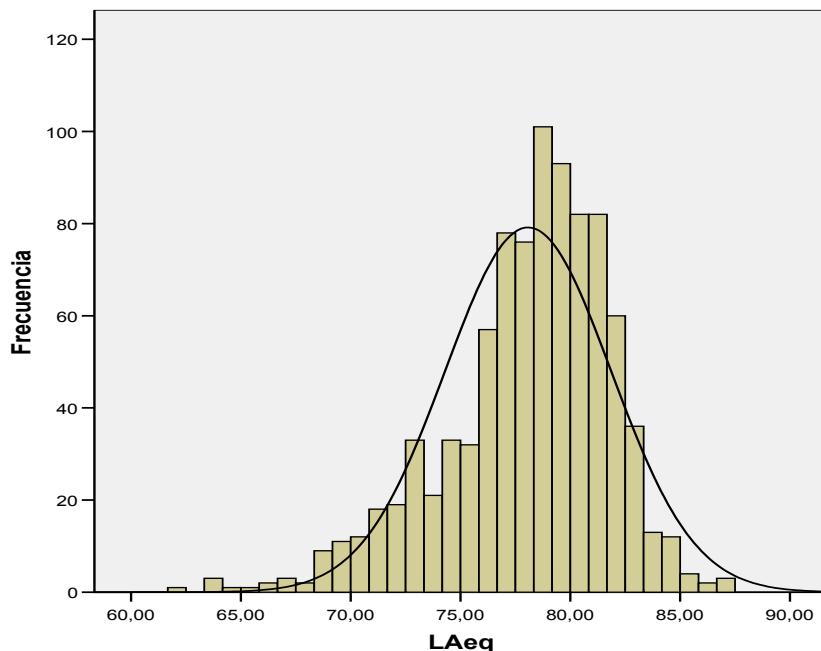


Figura 2.3.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación acelerado en pulsos.

Por lo que respecta al “flujo de circulación acelerado en pulsos” (figura 2.3), observamos como los valores de ruido ambiental se desplazan hacia la derecha del gráfico, apareciendo un valor de asimetría de -0.433. Este desplazamiento tiene lugar como consecuencia de la aparición de un ciclo de aceleración y, por lo tanto, el tráfico circulante genera elevados incrementos del nivel de ruido. Este tipo de distribución ha sido encontrada en carriles de aceleración, vías de circulación con alta velocidad de tránsito, aceleración y puesta en marcha de los vehículos tras un semáforo, etc., y, debido a esto, aparecen caudales de circulación de vehículos mayores que en los casos anteriores, circulando 10.6 vehículos por minuto y por carril, de los cuales el 1.8 % son vehículos pesados y el 16.1 % son motocicletas-ciclomotores. El valor de curtosis es de 0.997 y, en este caso, tan solo el 30 % de las medidas realizadas siguen una distribución

Gausiana. En este tipo de distribución aparece un valor medio de L_{Aeq} de 76,9 dBA (mayor que en las anteriores distribuciones), con un valor de desviación estándar de 5,85 dBA.

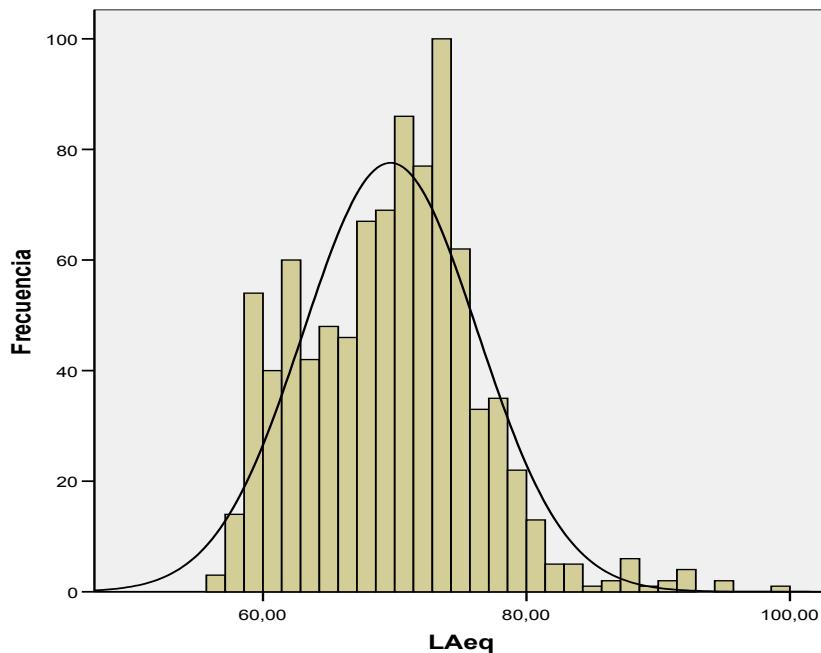


Figura 2.4.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación decelerado en pulsos.

Cuando aparece un “flujo decelerado en pulsos” (figura 2.4), la situación que se produce es opuesta a la anterior, el valor de la asimetría es positivo, 0.54. Esto ocurre porque, en este caso, prevalece un ciclo de deceleración, el cual causa que los niveles de ruido sean menores (existe un cierto periodo de tiempo en el cual los vehículos están parados) y, por tanto, los valores se desplazan hacia el lado izquierdo de la gráfica. Este tipo de distribución ha sido encontrada en la aproximación a un semáforo, cruce de peatones, rotundas, etc. y, en este caso, también aparece una gran cantidad de vehículos, 10.1 vehículos por minuto, de los cuales el 6.14 % son vehículos pesados y el 32 % son motocicletas-ciclomotores. El valor de curtosis es de 1.004 y, tan sólo el 36 % de las medidas realizadas siguen una distribución Gausiana. En este tipo de distribución aparece un valor medio de L_{Aeq} de 73,8 dBA (menor que en el caso anterior), con un valor de desviación estándar de 5,65 dBA.

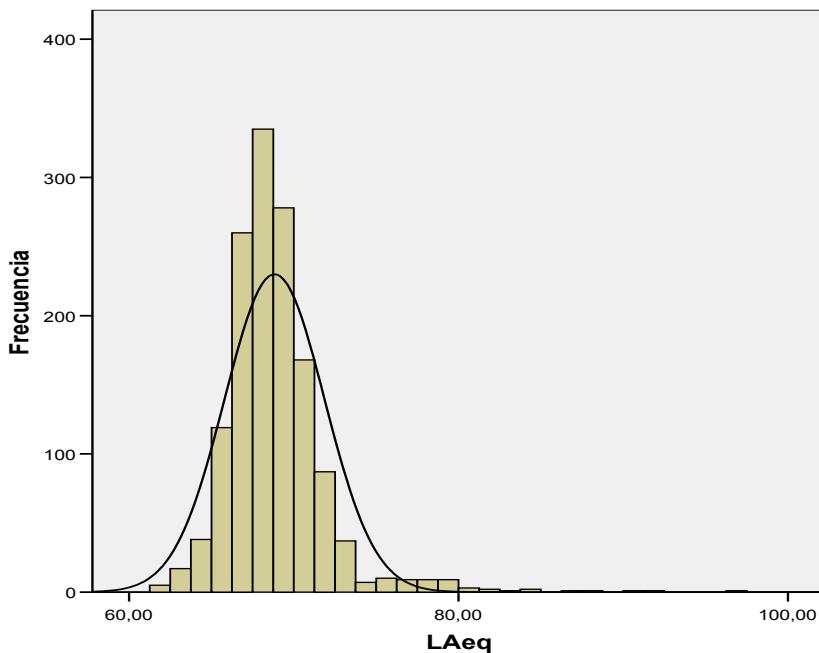


Figura 2.5.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación congestionado.

El “flujo de circulación congestionado” (figura 2.5) presenta un valor de curtosis muy elevado (4.5) y, también un valor de asimetría positivo y muy alto (1.6). Esto tiene lugar como consecuencia de que los valores de ruido ambiental están concentrados en un rango reducido. El valor de la desviación estándar es bajo (3.2 dBA), debido a que existe una gran acumulación de vehículos que generan un nivel de ruido (ruido del motor) relativamente constante y, centrado por debajo del nivel medio de L_{Aeq} , 72 dBA. Este tipo de situaciones ocurren debido a la influencia de los semáforos (período en rojo mayor que el período en verde), pero también porque existe una cantidad de vehículos en circulación mucho mayor de la capacidad de la vía. Ninguna de las medidas realizadas bajo este tipo de flujo sigue una distribución Gausiana. Circulan una cantidad de 12.6 vehículos por minuto y carril, de los cuales el 1.94 % son vehículos pesados y el 17.9 % motocicletas-ciclomotores.

Finalmente, para el caso de un “flujo de circulación intermitente” [Makarewicz et al., 1999], aparece una situación relativamente parecida al caso de la distribución decelerada en pulsos. El valor de asimetría es similar, 0.46, pero el valor de curtosis es más bajo, 0.25. Esto es debido a que en este caso la desviación estándar es mayor, 6.05

dBA. Este tipo de distribución tiene lugar en situaciones en las cuales el caudal de circulación de vehículos es muy pequeño, por debajo de los 4.8 vehículos por minuto. En este caso el valor medio del caudal de circulación para este tipo de flujo es de 3,7 vehículos por minuto y carril, de los cuales el 3.1 % son vehículos pesados y el 22.1 % son motocicletas-ciclomotores. Tan sólo el 17 % de las medidas realizadas siguen una distribución Gausiana. En este caso el valor del L_{Aeq} no es muy alto, 69 dBA (figura 2.6).

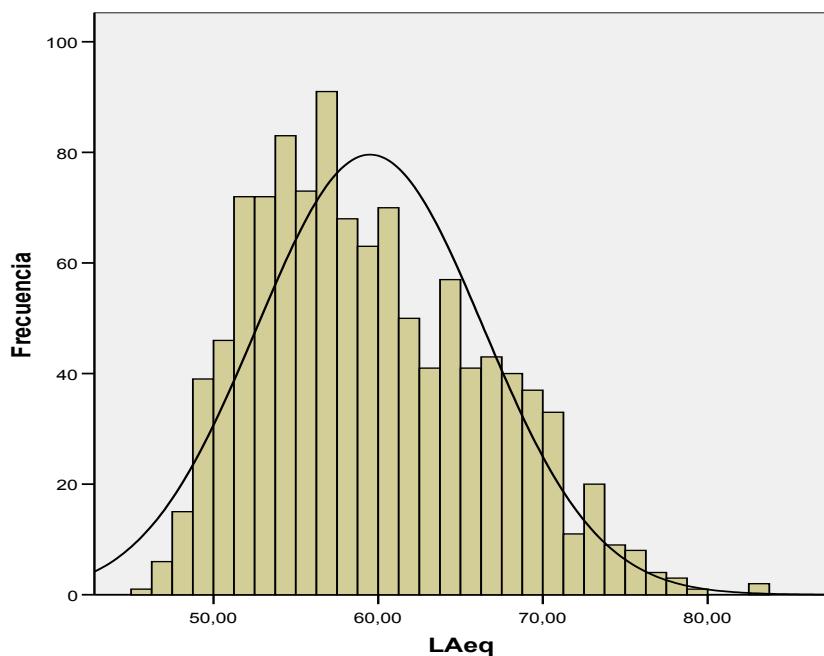


Figura 2.6.-Histograma de los valores de ruido ambiental para el caso de un flujo de circulación intermitente.

2.3.2 Influencia de los semáforos en el nivel de ruido generado por el tráfico rodado

Cuando analizamos los resultados obtenidos de las medidas de ruido ambiental cerca de un semáforo, verificamos que existen muchos parámetros de gran influencia en las características y niveles de ruido medido [Favre, 1978; Jacobs, 1980]. Estos importantes factores son:

- Porcentaje de tiempo en rojo-ámbar-verde del total del ciclo de tiempo del semáforo.
- Distancia al semáforo a lo largo del eje de la vía.
- Aparición de vehículos pesados y motocicletas-ciclomotores.
- Condiciones de conducción.
- Nivel de ruido de fondo.
- Período de tiempo.

Por término medio, debido a la presencia de un semáforo aparecen incrementos del nivel de presión sonora, L_{Aeq} , de 12.5 dBA. Pero, si solamente consideramos situaciones en las cuales aparecen vehículos pesados y motocicletas-ciclomotores en circulación, tenemos incrementos de 14 dBA y, para casos con solo circulación de vehículos ligeros, tenemos incrementos del nivel de ruido ambiental de 7.8 dBA (figura 2.7)

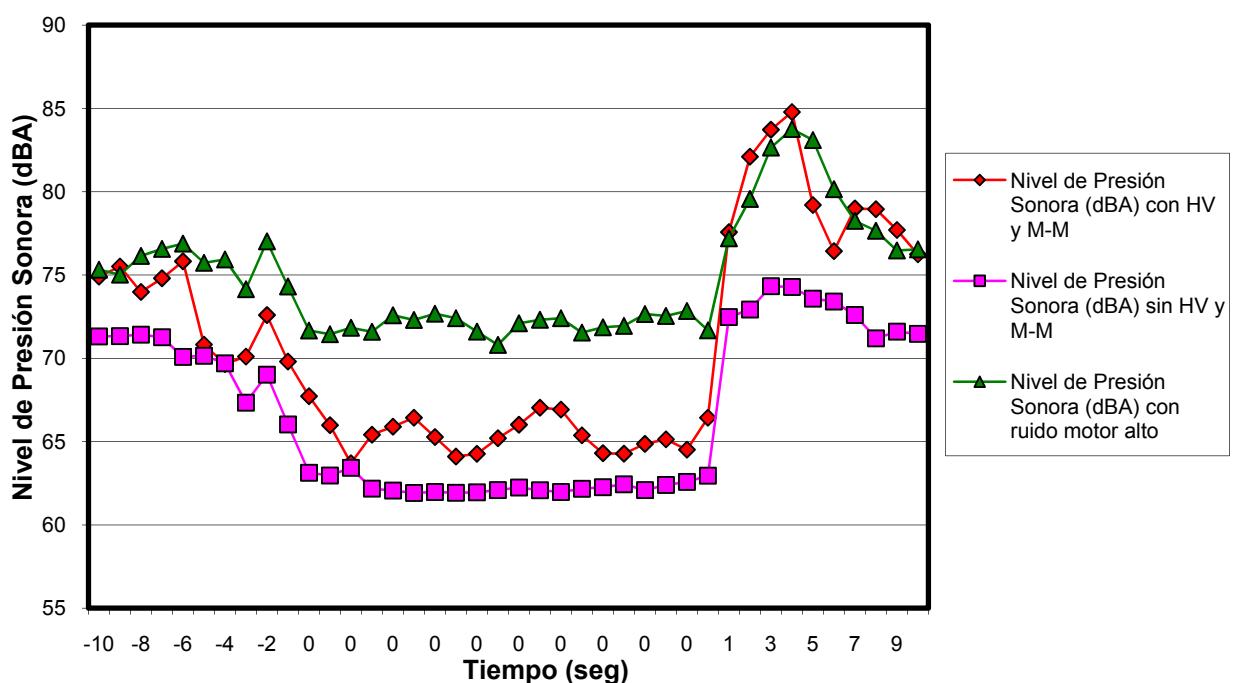


Figura 2.7.-Evolución del nivel de presión sonora (dBA) en presencia de un semáforo, para el caso de una circulación de tráfico rodado con vehículos pesados (HV) y motocicletas-ciclomotores (M-M); sin vehículos pesados ni motocicletas; y con ruido motor alto.

En ciertas situaciones, autobuses y vehículos pesados permanecen parados frente al semáforo, lo cual origina un elevado nivel de ruido mientras que el semáforo se encuentra en ciclo rojo debido al ruido del motor de este tipo de vehículos y, consecuentemente, el incremento del nivel de ruido ambiental que se genera en el momento en el que el semáforo pasa a ciclo verde no es muy elevado, 4.5 dBA (figura 2.7).

Cuando tenemos situaciones con un alto nivel de ruido de fondo, aparecen incrementos de solo 7.3 dBA en los niveles sonoros como consecuencia de la existencia de este tipo de señalización. No obstante, cuando este nivel de ruido de fondo disminuye, se pueden llegar a producir incrementos del nivel sonoro de 14.5 dBA. Una situación muy interesante aparece en períodos nocturnos, donde el nivel de ruido de fondo es muy bajo y, debido a la presencia de semáforos, pueden alcanzarse incrementos en el valor del L_{Aeq} de 16.6 dBA.

Como hemos comentado anteriormente, el porcentaje de tiempo en rojo-ámbar-verde del ciclo total del semáforo influyen en el incremento del nivel de ruido generado por la presencia del semáforo.

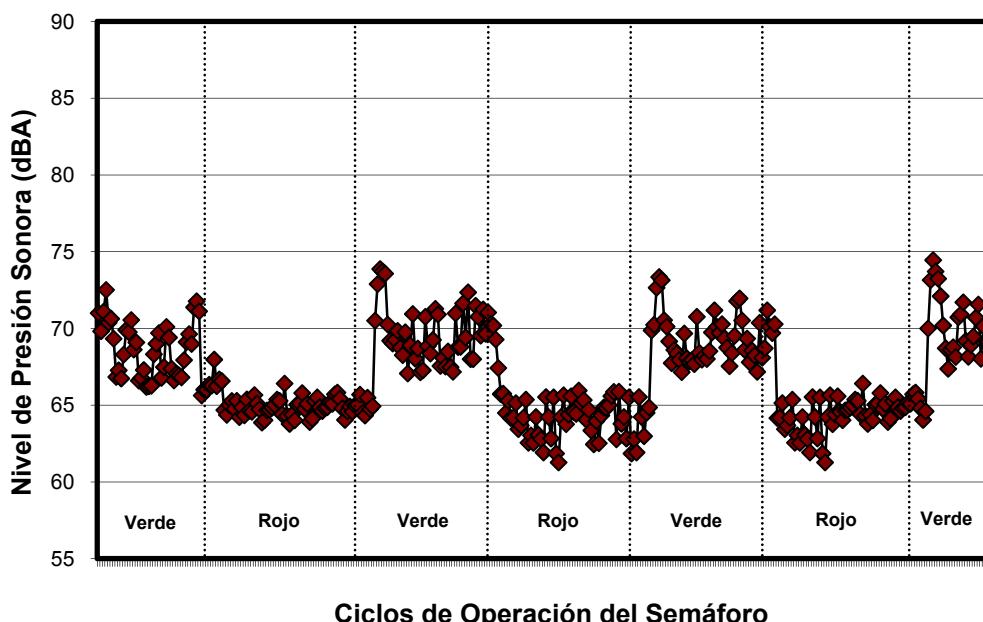


Figura 2.8.-Evolución del nivel de presión sonora (dBA) en presencia de un semáforo con un ciclo rojo \geq ciclo verde.

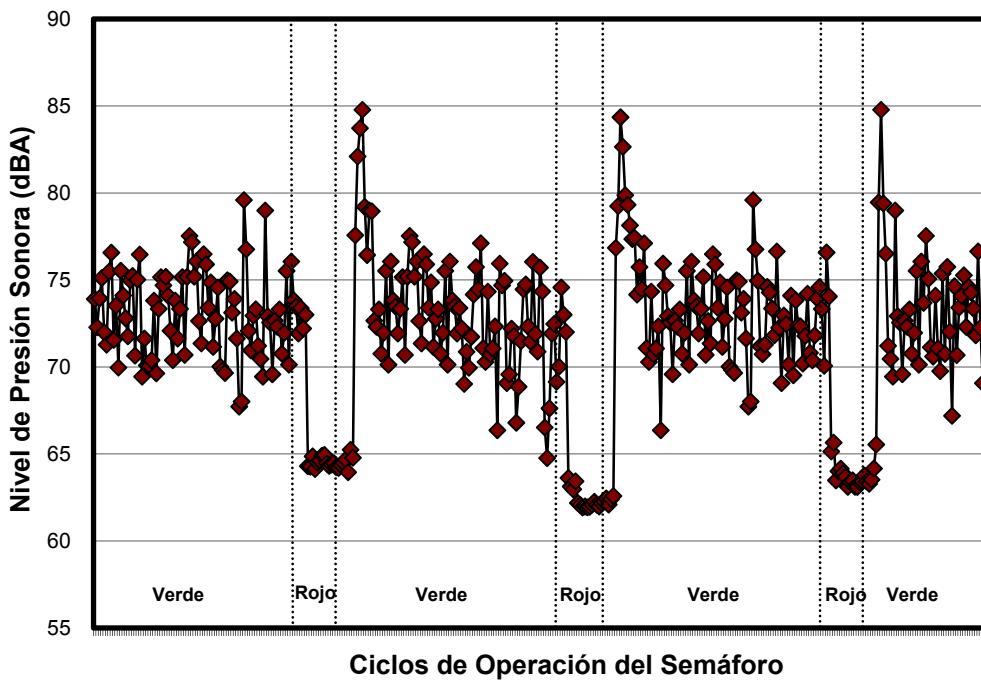


Figura 2.9.-Evolución del nivel de presión sonora (dBA) en presencia de un semáforo con un ciclo rojo << ciclo verde.

Para valores de tiempo en ciclo rojo mayores que de ciclo verde (figura 2.8), tienen lugar situaciones de tráfico congestionado y los incrementos tan sólo alcanzan los 8.7 dBA. Por el contrario, situaciones en las que el periodo de tiempo en verde es mayor que en rojo (figura 2.9), el tráfico es más fluido, lo cual implica dos aspectos: el nivel de ruido de fondo es más bajo y el período de aceleración es más duradero y potente; por lo tanto, se producen incrementos de hasta 17.5 dBA.

Estas situaciones aparecen para puntos situados justamente enfrente de la ubicación de un semáforo, pero sin embargo, si se produce un desplazamiento de 50 metros de la ubicación del semáforo, encontramos que las fluctuaciones del nivel de ruido debidas a la deceleración-parada-aceleración producidas por la presencia del semáforo son mucho menores y, aparecen incrementos en el valor del L_{Aeq} más bajos.

En este caso, como podemos observar en la figura 2.10, se encuentran incrementos de 7.2 dBA (48.6 % de reducción) si aparecen en circulación vehículos pesados y motocicletas-ciclomotores, mientras que se encuentran incrementos de 3.3 dBA (57.7 % de reducción) si solamente aparecen en circulación vehículos ligeros. Si aparece un nivel de ruido de fondo muy elevado, entonces el incremento generado es 2.17 dBA (70.3 % de reducción). Cuando el periodo en rojo es igual o mayor que el

periodo en verde aparecen incrementos de 3 dBA (65.5 % de reducción) y, cuando el periodo rojo es mucho menor que el periodo en verde se producen incrementos de 8.4 dBA (52 % de reducción).

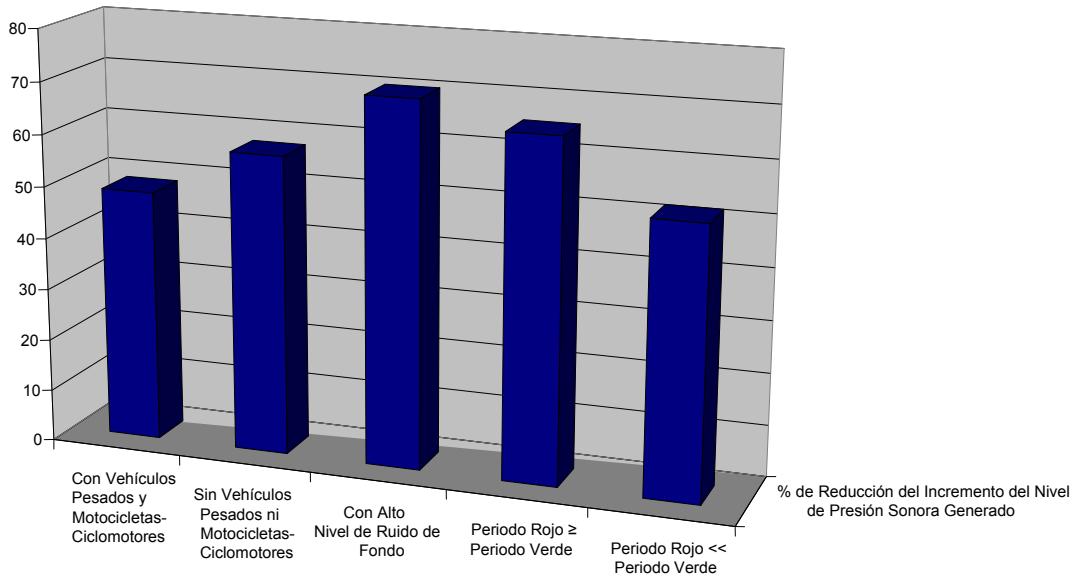


Figura 2.10.-Porcentaje de reducción del incremento del nivel de presión Sonora generado en presencia de un semáforo para cada una de los escenarios estudiados.

2.3.3 Evolución del nivel de ruido ambiental en presencia de un semáforo

En la figura 2.11, podemos observar el comportamiento, en cuanto a la emisión acústica, de los diferentes tipos de vehículos en circulación y condiciones de circulación cuando aparece un semáforo.

La tendencia general que siguen los diferentes vehículos cuando se aproximan al semáforo es una progresiva deceleración hasta parar justo enfrente del semáforo y, después, se produce una aceleración hasta alcanzar su marcha de circulación normal. Esto aparece reflejado en los valores de ruido ambiental que aparecen, los niveles disminuyen hasta llegar al punto de ubicación del semáforo, se produce un incremento

del nivel de ruido como consecuencia del ruido generado por los frenos de los vehículos, una vez los vehículos se encuentran detenidos como consecuencia del semáforo los niveles permanecen relativamente constante, para después aparecer un abrupto incremento de los niveles de ruido ambiental como consecuencia de la puesta en verde del semáforo y la consecuente aceleración producida.

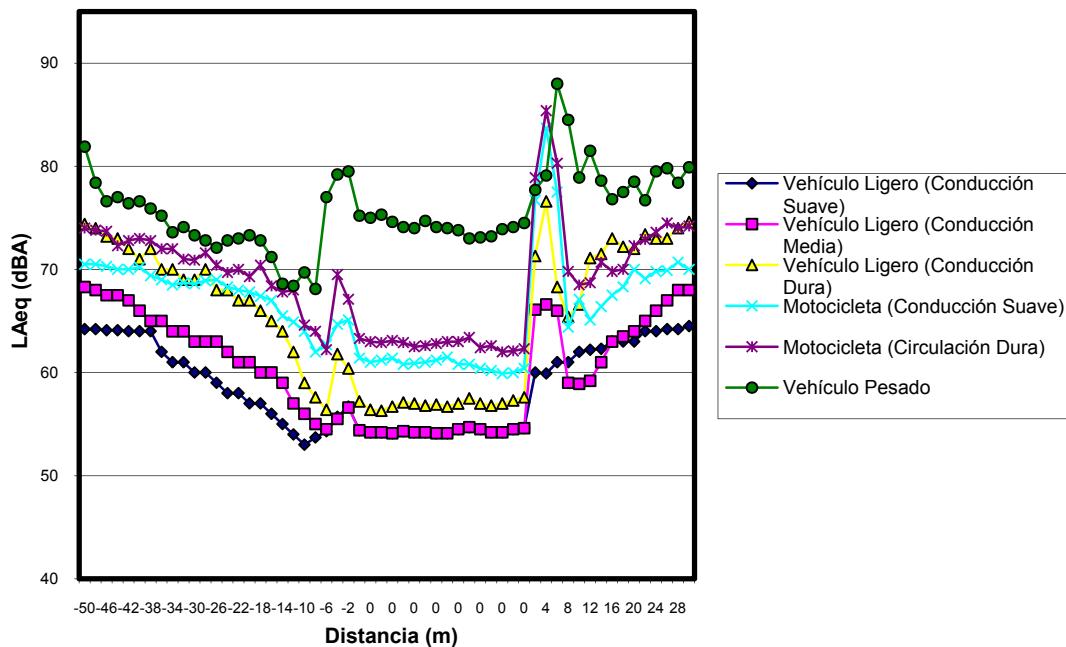


Figura 2.11.-Evolución del nivel de ruido ambiental en presencia de un semáforo para diferentes tipos de vehículos y condiciones de conducción.

No obstante, existen muchas diferencias entre los diferentes vehículos y condiciones de conducción considerados:

- Vehículos Ligeros:
 - Conducción suave (2^a Marcha de velocidad y 20-30 Km/h) y conducción media (2^a-3^a Marcha de velocidad y 40-50 Km/h): Ligera deceleración desde los 64 dBA hasta los 54 dBA y deceleración desde los 68 dBA hasta los 54 dBA, respectivamente, produciéndose un incremento del

ruido nivel de ruido generado por los frenos de los vehículos de 3 dBA en ambos casos.

Cuando se produce la puesta en verde del semáforo tiene lugar un incremento del valor del L_{Aeq} de 6 dBA y 8 dBA, respectivamente.

- Conducción dura o agresiva (2^a Marcha de velocidad y 40-50 Km/h): Aguda deceleración desde los 74 dBA hasta los 56 dBA, produciéndose un incremento del nivel de ruido generado por los frenos de los vehículos de 5 dBA.

Con la puesta en marcha de la circulación se produce un incremento muy brusco del nivel de ruido ambiental L_{Aeq} de 14 dBA.

En este caso, el ruido generado por el motor, cuando el vehículo está parado, es más elevado.

- Motocicletas-Ciclomotores:

- Conducción suave (20 Km/h) y conducción dura o agresiva (50 Km/h): Se produce una deceleración brusca, en ambos casos, desde los 71 hasta los 60 dBA y desde los 75 hasta los 61.5 dBA, respectivamente, produciéndose un incremento del nivel de ruido generado por los frenos de los vehículos de 4 y 6 dBA respectivamente.

Con la puesta en marcha de la circulación como consecuencia del paso del semáforo a verde, se produce un incremento del nivel de ruido debido al ciclo de aceleración de 15 y 17 dBA, respectivamente.

En este caso, el ruido generado por el motor, cuando el vehículo está parado, es mayor que en el caso de los vehículos ligeros.

- Vehículos Pesados: Se produce una brusca deceleración desde los 81.5 dBA hasta los 68 dBA, momento en el cual los vehículos se detienen frente al semáforo. Como consecuencia de lo anterior se produce un incremento del nivel de ruido generado por los frenos de estos vehículos de 11.5 dBA, un valor muy elevado.

Cuando se produce la puesta en marcha de la circulación como consecuencia del paso del semáforo a verde, se produce un incremento del nivel de ruido debido

al ciclo de aceleración de hasta 15 dBA (en este caso el incremento es menor que en el caso anterior debido a que el ruido de motor de este tipo de vehículos es mayor).

Por lo tanto, el ruido generado por el motor de estos vehículos, cuando éste está parado, es muy elevado.

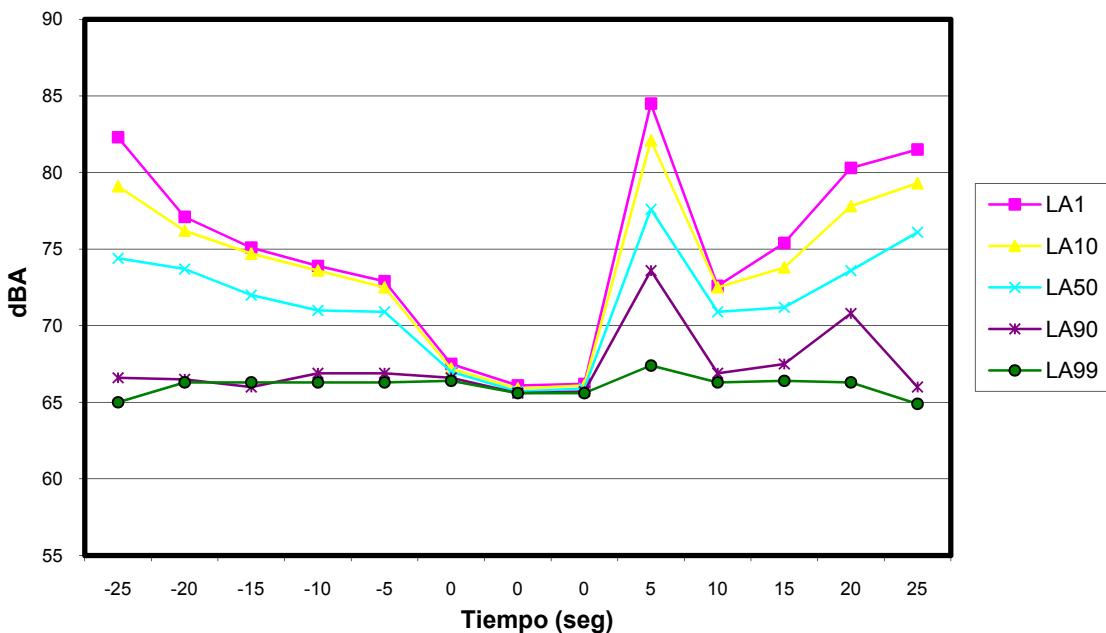


Figura 2.12.- Evolución de los niveles percentiles en la proximidad de un semáforo.

En la figura 2.12, observamos como los niveles percentiles siguen una tendencia no esperada. Antes de llegar al punto de ubicación del semáforo y, más allá de este, existe un cierto nivel de variabilidad del nivel de ruido ambiental y, por lo tanto, los valores de los niveles percentiles son más distantes. Por el contrario, cuando el vehículo se encuentra parado frente al semáforo el nivel de variabilidad del ruido ambiental es muy más pequeña y los valores de los niveles percentiles se encuentran mucho más cercanos entre sí. Cuando se produce el período de aceleración tiene lugar un notable incremento en el valor de todos los niveles percentiles (convienen mencionar el gran incremento del valor del L_{A90}).

2.3.4 Estudio del espectro sonoro en las proximidades de un semáforo

En las figuras 2.13, 2.14 y 2.15, observamos el espectro sonoro típico de los diferentes vehículos estudiados, para cada una de las fases que tienen lugar debido a la acción de un semáforo.

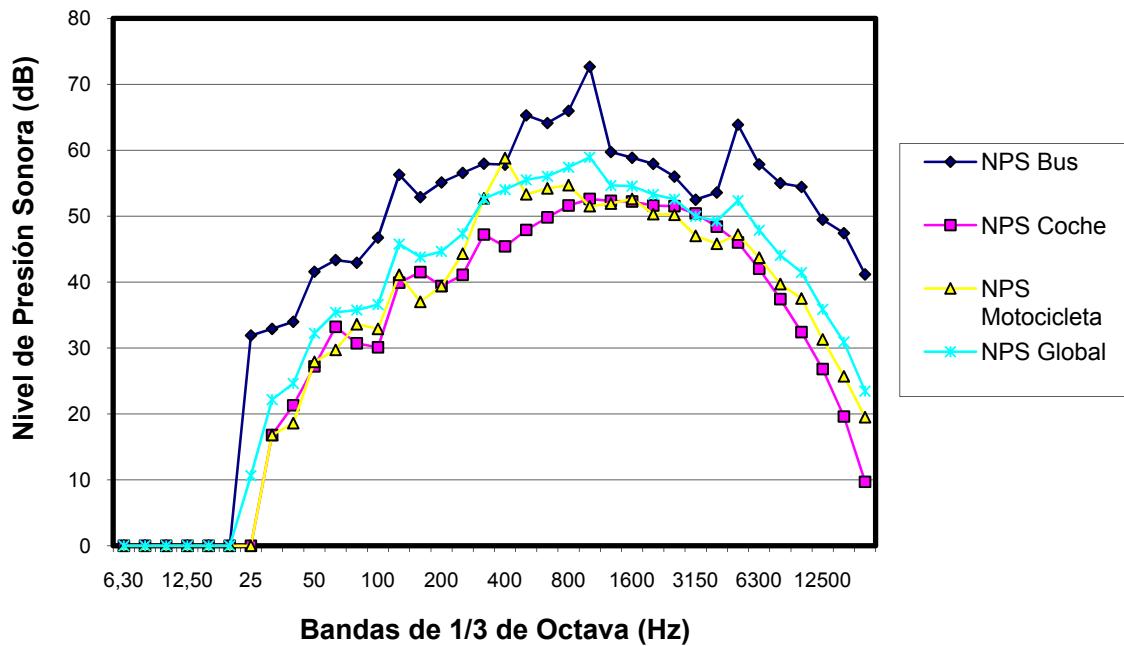


Figura 2.13.- Espectro sonoro para un período de deceleración (ruido generado por los frenos) y para los diferentes tipos de vehículos considerados.

Como podemos observar en la figura 2.13, aparecen valores de ruido muy elevados por encima de los 4000 Hz, como consecuencia del ruido generado por los frenos de los vehículos. Este efecto aparece principalmente para el caso de la autobuses urbanos.

La figura 2.14, nos muestra la situación que aparece para el caso de los vehículos parados frente al punto de ubicación del semáforo. En este caso observamos como el ruido generado por el motor de los autobuses urbanos es mucho mayor, presentando muy altos valores entre los 200 Hz y los 1000-2000 Hz. Además aparecen

grandes valores de emisión sonora para bajas frecuencia, en todos los vehículos estudiados.

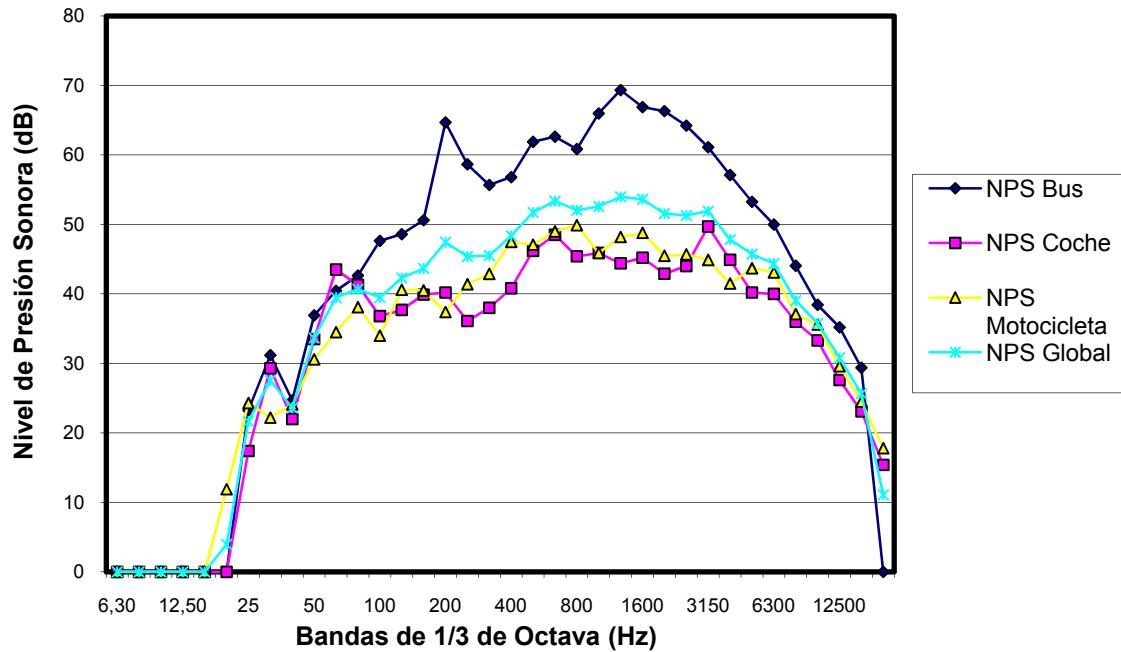


Figura 2.14.-Espectro sonoro para un período en el cual los vehículos se encuentran parados y para los diferentes tipos de vehículos considerados.

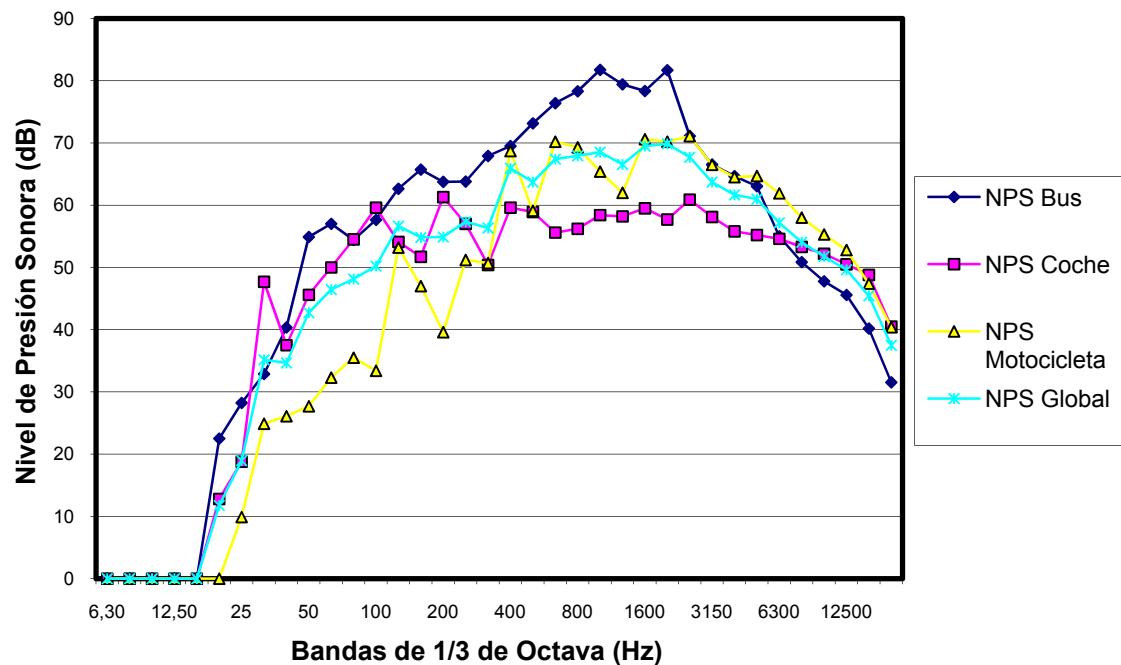


Figura 2.15.-Espectro sonoro para un período de aceleración y para los diferentes tipos de vehículos considerados.

Para el caso del período de aceleración, figura 2.15, observamos como aparecen valores de emisión sonora muy elevados para todas las frecuencias y todos los vehículos considerados. En las bajas y medias frecuencias, 315-2500 Hz, aparecen valores de emisión sonora muy elevados para todos los vehículos, pero especialmente en autobuses urbanos.

2.3.5 Influencia del tipo de vía en la emisión sonora

El tipo de vía, así como sus características, son parámetros usados por muchos modelos de predicción de ruido ambiental. Es necesario caracterizar tan preciso como sea posible el tipo de vía en la cual queremos evaluar o predecir el nivel de ruido, desde el punto de vista de la emisión acústica (pendiente, tipo de asfalto, etc.) y de la propagación sonora (tipo de superficie, anchura de la vía, anchura de la calzada, altura de las edificios, etc.).

Por otro lado, en una aglomeración urbana aparecen varios tipos de vehículos en circulación. Aparecen vehículos ligeros, vehículos pesados, autobuses, motocicletas-ciclomotores, ambulancias, etc., los cuales tienen una diferente emisión acústica, así como un diferente espectro sonoro.

Como podemos observar en la tabla 2.1 y las figuras 2.16-2.19, para cada una de las situaciones estudiadas tiene lugar un cierto incremento del nivel de presión sonora por encima del nivel de ruido de fondo. En general, los distintos tipos de vehículos estudiados se comportan de una forma similar en las situaciones anteriormente comentadas, por ejemplo, el mayor incremento de presión sonora se produce en situaciones como: calles afectadas por el efecto cañón con $h/b > 1$, calles con pendiente ascendente y calles con pavimento empedrado.

En calles tipo “U” con $h/b > 1$, el efecto cañón es muy pronunciado, de manera que, como consecuencia del tipo de propagación sonora en este tipo de vías, se produce una gran cantidad de reflexiones, las cuales generan un importante incremento de los niveles de ruido ambiental [Janczur et al., 2006]. Aparece un incremento sobre el nivel de ruido de fondo de 18 dBA (Vehículos ligeros), 21 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 23 dBA (Autobuses urbanos) y 25 dBA (Vehículos pesados).

Tabla 2.1: Incremento (dBA) del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo generado por los diferentes vehículos considerados, para cada una de las situaciones estudiadas.

Tipo de Calle	Vehículos	Motocicletas- Ciclomotores	Autobuses Urbanos	Vehículos Pesados
	Ligeros			
Calle tipo “U” con $h / b > 1$	18	21,2	23,3	25,2
Calle tipo “U” con $h / b < 1$ o Calle tipo “L”	9,8	13,2	14,9	16,4
Calle en campo libre	7,6	9,1	10,8	11,1
Pendiente ascendente	25,9	25,1	29,2	31,4
Pendiente descendente	16,8	16,3	18,6	19,5
Sin pendiente	12	14,7	16,9	17,5
Asfalto liso	12,9	14,4	16,4	18
Asfalto poroso	3,8	6,2	10,6	11,8
Empedrado	25	23,8	28,7	29,6

En calles tipo “U” con $h/b < 1$ o calles tipo “L”, el efecto cañón es mucho menor que en el caso anterior y, como consecuencia, el nivel de reverberación disminuye. Debido a esto, los incrementos de los niveles de presión sonora son mucho más bajos. Aparece un incremento sobre el nivel de ruido de fondo de 10 dBA (Vehículos ligeros), 13 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 15 dBA (Autobuses urbanos) y 16 dBA (Vehículos pesados).

Para el caso de calles en campo libre, aparece un incremento del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo de 8 dBA (Vehículos ligeros), 9 dBA (Motocicletas-ciclomotores) y 11 dBA (Autobuses urbanos y Vehículos pesados). Esto es debido al hecho de que en este tipo de vías el sonido se propaga sin encontrar ningún obstáculo, razón por la cual no aparecen en acción reflexiones sonoras que nos aportan una energía adicional.

Para el caso de una calle sin pendiente en el sentido de circulación, los siguientes incrementos del nivel de emisión sonora son producidos: 12 dBA (Vehículos ligeros), 14.7 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 17 dBA (Autobuses urbanos) y 17.5 dBA (Vehículos pesados).

Cuando tiene lugar un incremento en la pendiente de la vía en el sentido de la circulación, comienzan a aparecer grandes valores de ruido ambiental, especialmente para vehículos pesados, ya que, las condiciones de circulación son más duras (bajas marchas de velocidad, más revoluciones, etc.) y, por lo tanto, el ruido generado por el motor de los vehículos se incrementa de manera notable [Blitz, 1974]. En calles con pendiente ascendente, aparecen incrementos en el nivel de emisión sonora de 26 dBA (Vehículos ligeros), 25 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 29 dBA (Autobuses urbanos) y 31 dBA (Vehículos pesados).

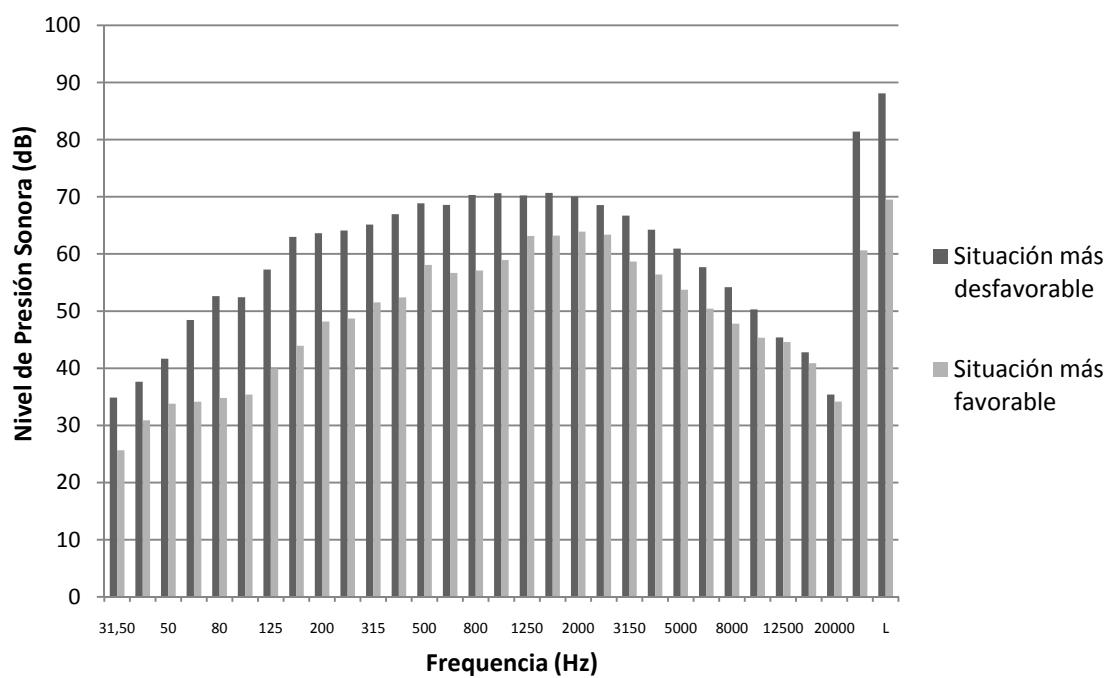


Figura 2.16.-Situación más favorable y situación más desfavorable desde el punto de vista de la emisión sonora para el caso de los vehículos ligeros. Se muestran los niveles de presión sonora para cada frecuencia. Las dos últimas columnas corresponden al nivel del presión sonora global ponderado A y sin ponderar.

Por otro lado, cuando aparecen situaciones con pendiente descendente en el sentido de la circulación, el ruido generado por el motor de los vehículos disminuye (altas marchas de velocidad, menos revoluciones, etc.) pero, debido al hecho de que la velocidad de circulación es mayor (especialmente para el caso de vehículos ligeros y motocicletas-ciclomotores), tiene lugar un incremento del ruido de rodadura y aerodinámico. En calles con pendiente descendente, aparecen incrementos en el nivel de emisión sonora de 17 dBA (Vehículos ligeros), 16 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 18.5 dBA (Autobuses urbanos) y 17.5 dBA (Vehículos pesados).

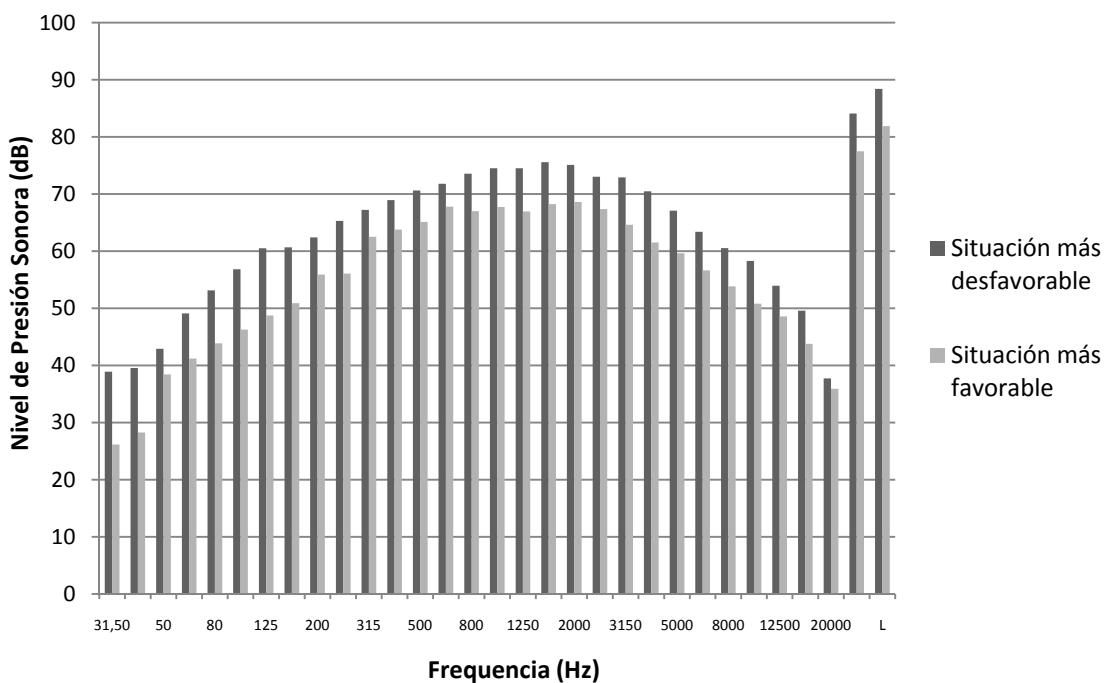


Figura 2.17.-Situación más favorable y situación más desfavorable desde el punto de vista de la emisión sonora para el caso de las motocicletas-ciclomotores. Se muestran los niveles de presión sonora para cada frecuencia. Las dos últimas columnas corresponden al nivel del presión sonora global ponderado A y sin ponderar.

En una calle cuya superficie de rodadura es asfalto liso, los siguientes incrementos del nivel de presión sonora emitida son producidos: 12.9 dBA (Vehículos ligeros), 14.4 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 16.4 dBA (Autobuses) y 18 dBA (Vehículos pesados).

Para el caso de las calles con superficie de rodadura empedrada, los incrementos del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo son muy superiores; esto es debido al hecho de la aparición de una gran irregularidad y escabrosidad de los adoquines (alta megatextura), la cual genera que el nivel de ruido de rodadura se incremente de forma considerable.

El ruido generado por el contacto superficie/neumático se incrementa notablemente, tal y como hemos comentado, como consecuencia de que se genera un aumento muy importante del fenómeno vibratorio asociado con el choque neumático/pavimento. En calles con empedrado, aparecen incrementos del nivel de emisión sonora de 25 dBA (Vehículos ligeros), 23.8 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 28.7 dBA (Autobuses urbanos) y 29.6 dBA (Vehículos pesados).

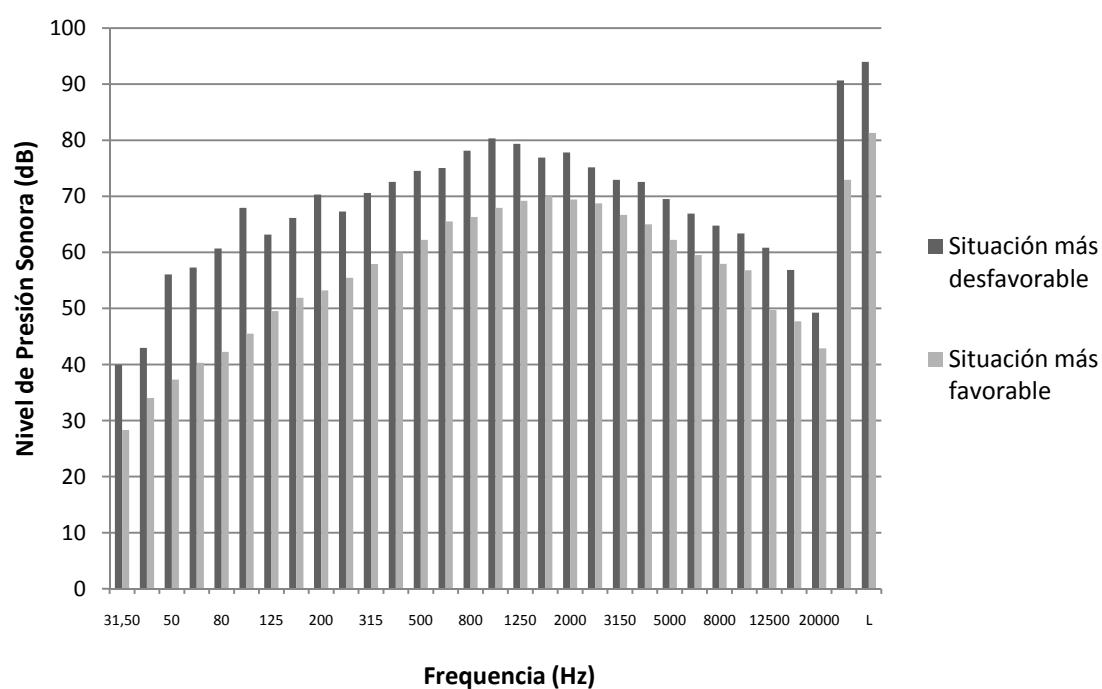


Figura 2.18.-Situación más favorable y situación más desfavorable desde el punto de vista de la emisión sonora para el caso de los autobuses urbanos. Se muestran los niveles de presión sonora para cada frecuencia. Las dos últimas columnas corresponden al nivel del presión sonora global ponderado A y sin ponderar.

Por contra, cuando aparecen asfaltos porosos, tienen lugar importantes descensos en los niveles de ruido generado [Nelson & Abbott, 1987; Cho & Mun, 2008b]. El

asfalto poroso (PA), como mencionamos previamente, consiste en un esqueleto mineral de áridos de granulometría discontinua y un ligante que, en aplicaciones de reducción de ruido, suele ser un betún modificado, con una matriz de huecos interconectados a través de la cual puede fluir el agua y el aire. Estos obtienen una muy buena absorción, debido a la accesibilidad y distribución de los tamaños de los huecos (es la cámara de expansión del aire atrapado entre el neumático y el pavimento). Por lo tanto, debido a este tipo de pavimento aparecen incrementos no muy elevados del nivel de presión sonora por encima del nivel de ruido de fondo. En calles con superficie de rodadura consistente en un pavimento poroso, se producen los siguientes incrementos de la emisión sonora: 3.8 dBA (Vehículos ligeros), 6 dBA (Motocicletas-ciclomotores), 10.6 dBA (Autobuses urbanos) y 11.8 dBA (Vehículos pesados).

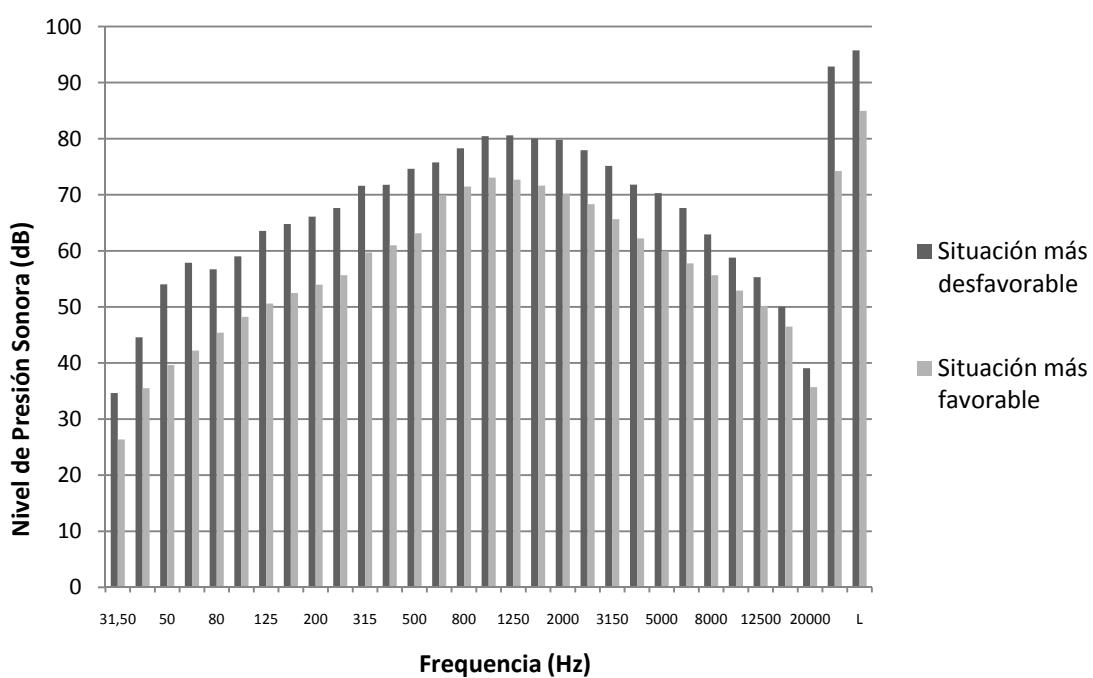


Figura 2.19.-Situación más favorable y situación más desfavorable desde el punto de vista de la emisión sonora para el caso de los vehículos pesados. Se muestran los niveles de presión sonora para cada frecuencia. Las dos últimas columnas corresponden al nivel del presión sonora global ponderado A y sin ponderar.

Por último, tal y como se puede observar en las figuras 2.16-2.19, considerando como más favorable la situación de circulación de tráfico rodado en vías de sección

horizontal, con asfalto poroso y en campo libre; y considerando como menos favorable la situación de circulación de tráfico rodado en una vía de sección ascendente, con pavimento empedrado y con un gran efecto cañón, aparecen grandes diferencias en cuanto al nivel de ruido generado y al espectro sonoro para cada uno de los diversos escenarios evaluados y para cada tipo de vehículo.

Los escenarios más favorables aparecen principalmente en vías de nueva construcción localizadas en los suburbios de las ciudades, donde las calles poseen una gran anchura, con pavimentos acústicamente mejores y construidos, en la mayoría de los casos, en secciones horizontales. Por el contrario, los escenarios más desfavorables aparecen fundamentalmente en los cascos antiguos de las ciudades. En estas zonas se pueden encontrar pavimentos en malas condiciones, especialmente pavimentos empedrados, calles muy estrechas, así como en ciertas ocasiones, grandes pendientes de circulación.

Para el caso de los vehículos ligeros (figura 2.16), autobuses urbanos (figura 2.18) y vehículos pesados (figura 2.19), las mayores diferencias entre los escenarios más desfavorables y más favorables aparecen en las bajas y medidas frecuencias, debido a que para las condiciones más desfavorables el ruido motor y el nivel de reverberación genera un considerable incremento en la emisión sonora. Al observar el caso de las motocicletas-ciclomotores (figura 2.17) se comprueba que las diferencias entre la situación más desfavorable y más favorable son constantes a lo largo de todo el espectro. Esto puede ser debido a que las condiciones de funcionamiento de este tipo de vehículos prevalecen sobre el escenario en el que circulan.

2.3.6 Influencia de la geometría de la calle

En este apartado hemos estudiado la influencia de la fisionomía de la calle sobre la propagación sonora, evaluando las diferencias en el espectro sonoro de cada uno de los tipos de vehículos en las tres clases de geometría de la vía.

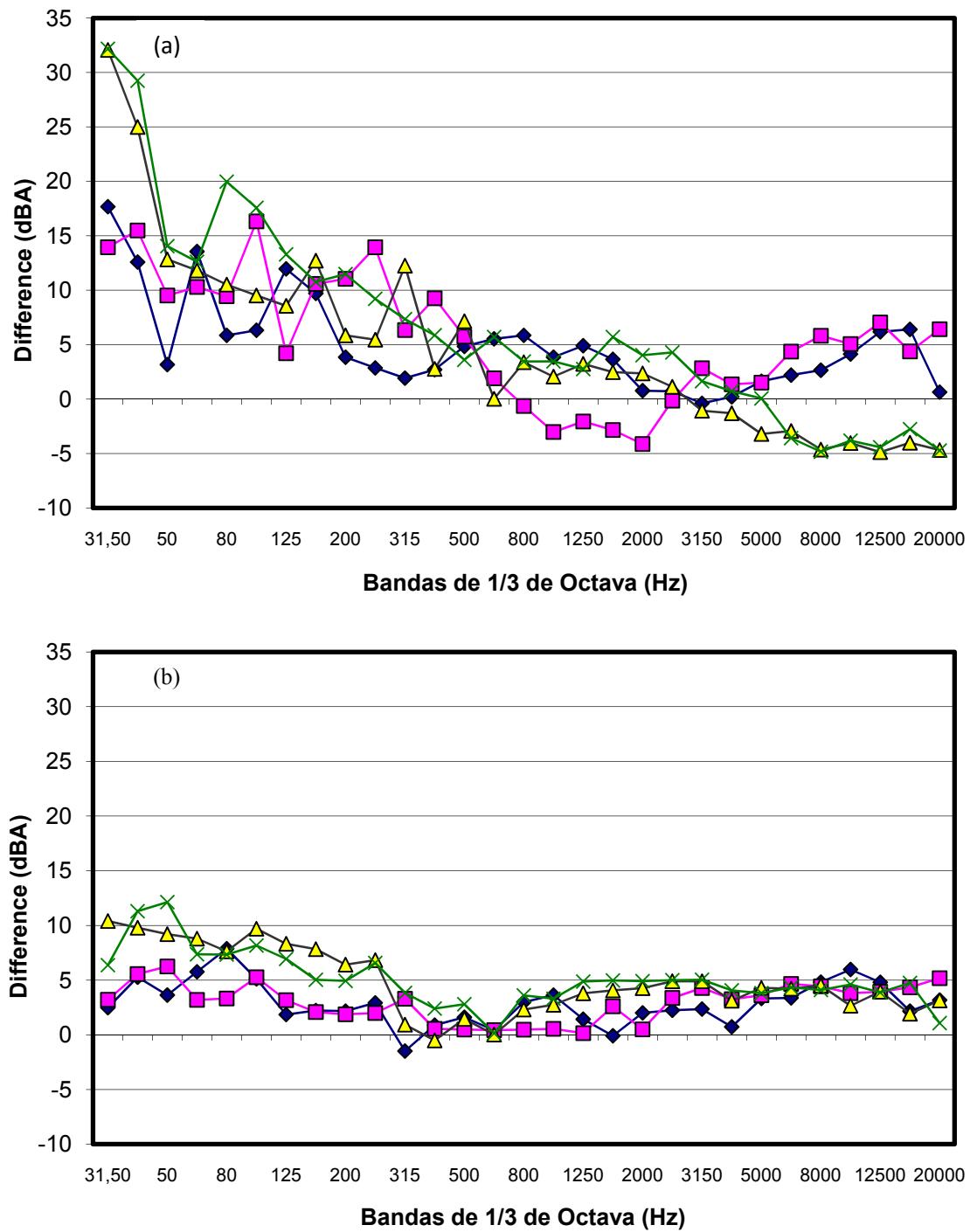


Figura 2.20-(a) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles tipo “U” con $h/b > 1$ y calle en campo libre, para cada $1/3$ de octava. (b) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles tipo “U” con $h/b < 1$ o calles tipo “L” y calle en campo libre, para cada $1/3$ de octava. \diamond Coches; \square Motocicletas-ciclomotores; \triangle Autobuses; \times Camiones.

En calles tipo “U” con $h/b > 1$ aparecen multitud de fenómenos de reflexión, generándose un importante efecto de reverberación, fundamentalmente para las muy bajas y bajas frecuencias. Esto puede ser observado en la figura 2.20 (a), donde las diferencias entre este tipo de vías con respecto a las vías en campo libre, para los espectros sonoros de las 4 clases de vehículos estudiados, son muy elevadas por debajo de la banda de tercio de octava de los 500 Hz.

Para el caso de las calles tipo “U” ($h/b > 1$) o calles tipo “L” (figura 2.20 (b)) las diferencias, en el espectro sonoro, entre este tipo de calles con respecto a calles en campo libre son significativamente menores. En este caso vuelven a aparecer fenómenos reflexivos en este tipo de vías, no obstante su efecto es relativamente más bajo y, por lo tanto el nivel de reverberación es menor. De nuevo vuelven a aparecer diferencias, para todas las 4 clases de vehículos estudiados, en las muy bajas y bajas frecuencias, por debajo de los 250 Hz, siendo más reducidas que para el caso anterior.

2.3.7 Influencia de la pendiente de circulación

Para el caso de pendientes ascendentes en el sentido de la circulación, figura 2.21 (a), se observan grandes diferencias, con respecto a vías con sección horizontal, para el rango de bandas de tercio de octava comprendidas entre las muy bajas y medias-altas frecuencias. Como consecuencia de la pendiente ascendente, los vehículos se ven obligados a circular con un mayor número de revoluciones, siendo el ruido generado por el motor, especialmente en vehículos pesados y autobuses, muy elevado.

El ruido generado por el motor, el cual es emitido a través de la estructura del vehículo y del tubo de escape, está normalmente asociado con las bajas-medias frecuencias [Glegg & Yoon, 1990].

Por otro lado, en este caso las calles con pendiente descendente evaluadas han sido vías con un gran número de carriles y con velocidades medias de circulación relativamente elevadas. Como podemos observar en la figura 2.21 (b) cuando tiene lugar la aparición de un aumento en la velocidad de circulación se produce un notable incremento en el nivel de ruido aerodinámico. Por encima de los 50 Km/h el ruido emitido por un vehículo procede principalmente del ruido aerodinámico [Peric et al., 1997].

En este caso tienen lugar importantes incrementos en las diferencias en el espectro sonoro entre las bandas de tercio de octava en el rango de las medias-bajas y medias-altas frecuencias.

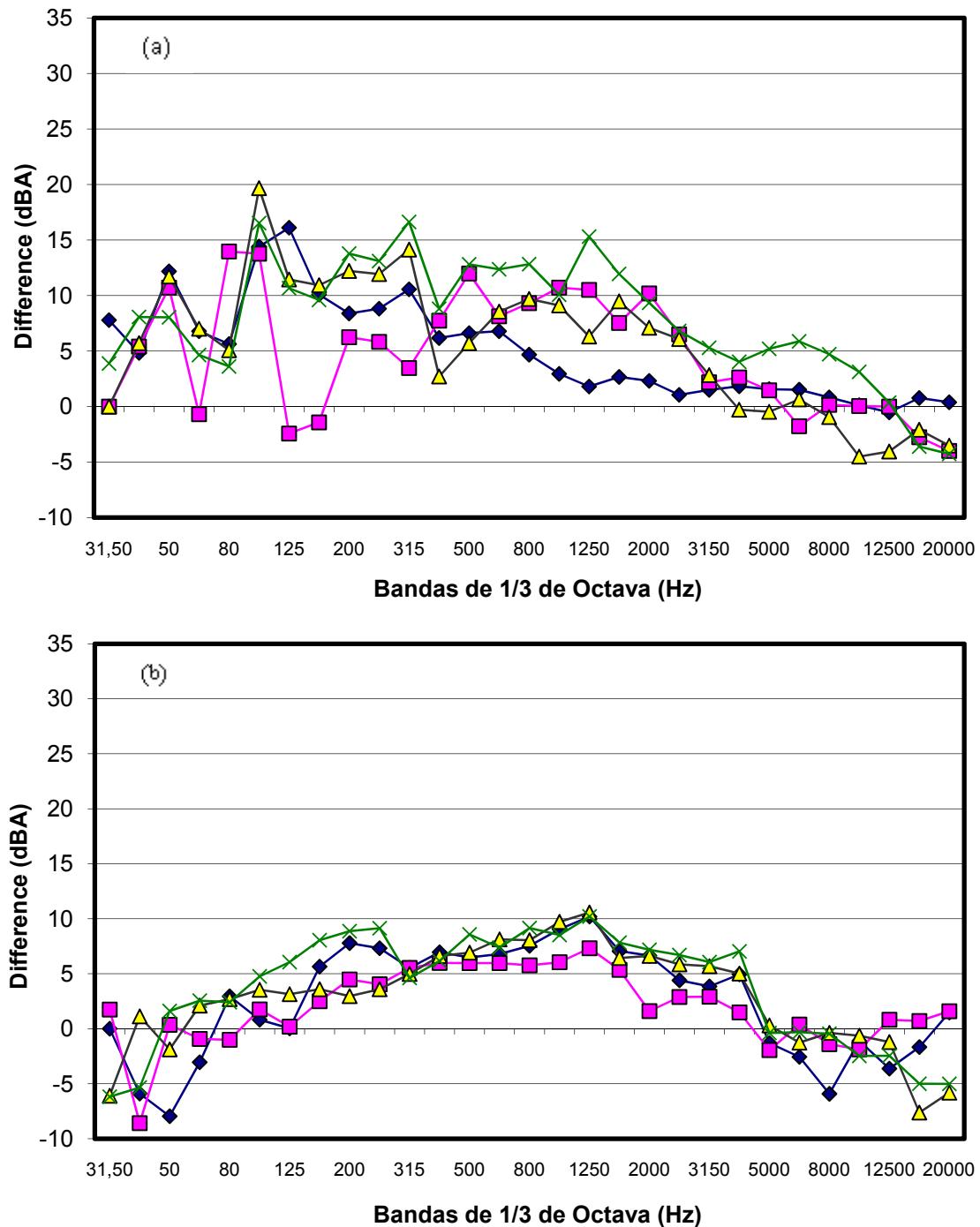


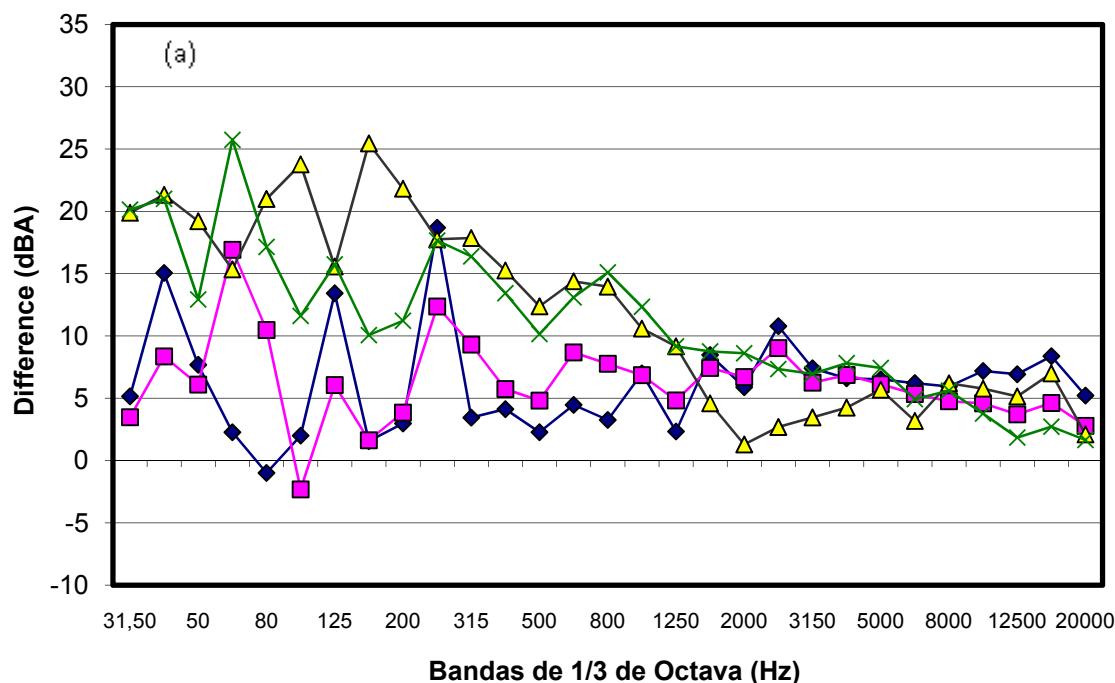
Figura 2.21.- (a) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles con pendiente ascendente y calles sin pendiente, para cada 1/3 de octava. (b) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles con pendiente descendente y calles sin pendiente, para cada 1/3 de octava. \diamond Coches; \square Motocicletas-ciclomotores; \triangle Autobuses; \times Camiones

2.3.8 Influencia de la superficie de rodadura

Finalmente, cuando comparamos el espectro sonoro de calles con pavimento empedrado y pavimento liso (figura 2.22 (a)), se puede observar como aparecen diferencias muy significativas en el rango de bandas de 1/3 de octava comprendido entre las muy-bajas y medias frecuencias, para todos los tipos de vehículos estudiados.

Debido al efecto de los diferentes fenómenos vibracionales (propagación estructural, vibración radial, tangencial y toroidal, efecto stick-snap, efecto stick-slip, etc.) se produce un considerable incremento en el nivel sonoro por debajo de los 1000-1250 Hz [Nelson, 1985].

Por otro lado, al comparar el espectro sonoro de las 4 clases de vehículos entre las calles son asfalto fonoabsorbente y asfalto liso (figura 2.22 (b)), se observa que las diferencias son relativamente pequeñas. Únicamente en el rango 160-800 Hz, el asfalto fonoabsorbente consigue reducir el nivel sonoro con respecto al asfalto liso, lo cual va en consonancia con el trabajo de [Meiarashi & Ishida, 1996], donde se indicaba que por medio de la utilización de este tipo de asfaltos se pueden producir descensos en el nivel sonoro emitido en las bandas de tercio de octava alrededor de los 400 Hz.



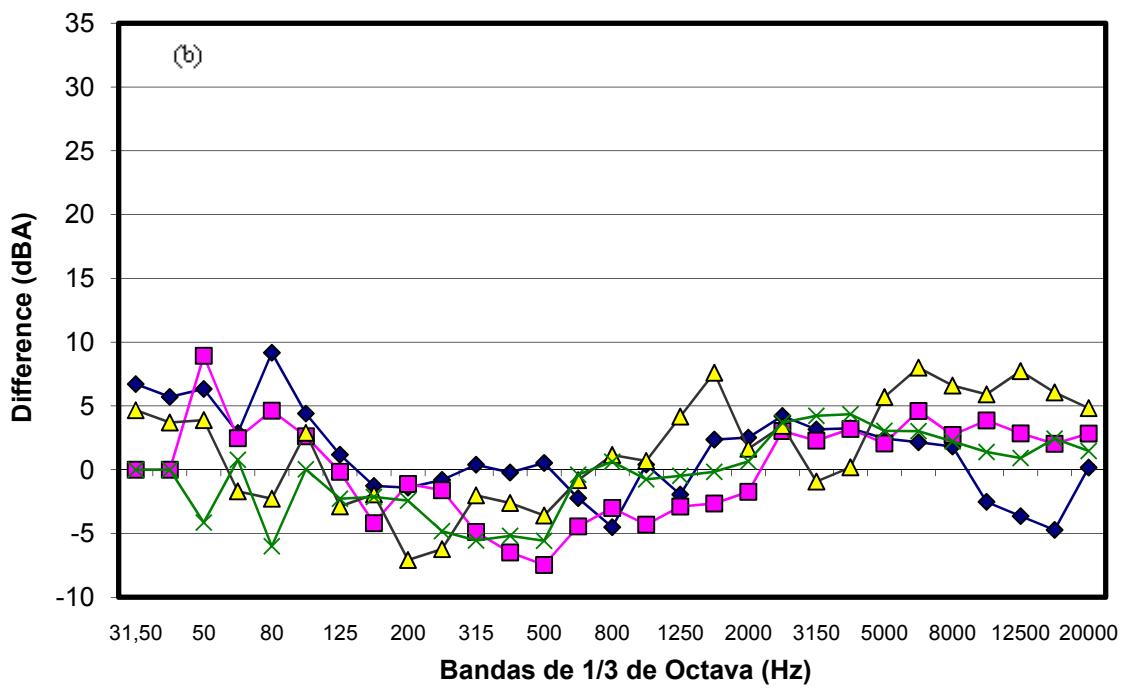


Figura 2.22.- (a) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles con empedrado y calles con asfalto liso, para cada 1/3 de octava. (b) Diferencia entre el espectro sonoro, para cada uno de los vehículos estudiados, en calles con asfalto poroso y calles con asfalto liso, para cada 1/3 de octava. ♦ Coches; □ Motocicletas-ciclomotores; △ Autobuses; X Camiones

2.4 CONCLUSIONES

En función de los resultados obtenidos, podemos concluir que existe una evidencia que indica que en una ciudad, la distribución de los niveles de ruido generado por el tráfico rodado raramente sigue una distribución Gausiana, con algunas excepciones en cuanto a determinadas situaciones de flujo constante fluido.

Cada uno de los tipos de distribuciones de tráfico están caracterizadas por unos ciertos valores de los parámetros estudiados en este trabajo (véase, curtosis, asimetría, desviación típica, etc.). Por ejemplo, para el caso de un flujo con pulsos acelerados aparece un valor de asimetría negativo, para un flujo con pulsos decelerados aparece un

valor de asimetría positivo, en flujos de circulación intermitentes tenemos un valor de asimetría positivo y un valor de curtosis muy pequeño, flujos constantes pulsados tienen un valor de curtosis negativo y un valor de asimetría cercano a 0 y, flujos de tráfico congestionados están generalmente caracterizados por grandes valores de curtosis y asimetría negativa.

En segundo lugar, la influencia que tiene un semáforo sobre el nivel de ruido generado por el tráfico es ciertamente importante, a raíz de los resultados obtenidos en este trabajo. La presencia de un semáforo implica un incremento muy importante en el nivel de ruido generado por el tráfico, como consecuencia de la brusca aceleración de los vehículos una vez que el ciclo del semáforo pasa de rojo a verde, todo esto en un muy pequeño intervalo de tiempo.

Cuando el tráfico se encuentra parado frente al punto de ubicación del semáforo el nivel de ruido se mantiene a un nivel que puede ser considerado igual al ruido de fondo de la zona, de manera que cuando comienza el ciclo de aceleración, se produce un fuerte y, prácticamente instantáneo, incremento en el nivel de ruido, lo cual puede suponer un importante impacto sobre el nivel de molestia percibida por la población [Jones & Waters, 1981; Björkman & Rylander, 1997].

Por último, dependiendo del tipo de vía de circulación, en una ciudad, vamos a tener diferentes emisiones sonoras de las 4 clases de vehículos estudiadas. Esto ocurre porque aspectos tales como, efecto cañón ($h/b > 1$), pendiente ascendente, empedrado como superficie de rodadura, etc., por ejemplo, generan incrementos muy importantes del nivel sonoro. Además, el problema es que este tipo de situaciones es muy probable encontrarlas en cascos antiguos de muchas ciudades (como por ejemplo en Granada), en los cuales, además, reside una gran cantidad de población, sufriendo un nivel de molestia muy pronunciado debido a ruido generado por el tráfico.

Por otro lado, en los exteriores o alrededores de las actuales aglomeraciones urbanas, nuevas barriadas están siendo construidas con diferentes características, calles con una gran anchura (efecto cañón insignificante), pavimentos porosos, sección de vía horizontal, etc., de manera que en este tipo de situaciones los incrementos sonoros, generados por los distintos tipos de vehículos en circulación, no van a ser tan elevados. El problema de este tipo de vías puede aparecer por la gran velocidad de circulación a que pueden dar lugar, pero, este problema puede ser resuelto por medio de restricciones de velocidad y el uso de un asfalto poroso, que como muestra la figura 2.22 (b), puede

conseguir cierto nivel de reducción sonora para el rango de frecuencias comprendido entre los 160-800 Hz.

CAPÍTULO 3

TIEMPO DE ESTABILIZACIÓN, VARIABILIDAD A CORTO PLAZO E IMPULSIVIDAD DEL NIVEL DE PRESIÓN SONORA PARA CARACTERIZAR LA COMPOSICIÓN TEMPORAL DE PAISAJES SONOROS URBANOS

Temporal composition of urban soundscapes is a very important aspect at the time of studying their description and perception. In urban agglomerations, environmental noise levels can vary over a wide range as a result of the great complexity of these settings, with considerable temporal and spatial heterogeneity. In addition, the presence of noisy sources, e.g. road traffic, commercial/leisure activities, construction works, etc., together with the appearance of sudden sound-level maxima (horn, sirens, vehicles with high traffic speed...), very common in urban agglomerations, make the impulsiveness of the sound level very high in this type of environment. This will influence the time required in order that the noise levels become steady, a key aspect for the accurate measurement, interpretation and guarantee of a statistically representative sample of the urban soundscape. The final goal of our research is to analyze the usefulness of the stabilization time, short-term temporal variability and impulsiveness of the sound pressure level in characterizing the temporal composition of urban soundscapes.

3.1 INTRODUCCIÓN

La estructura temporal aparece, junto a componentes relacionados con la sonoridad y el espectro sonoro, como un factor esencial para la realización de la descripción subjetiva de los paisajes sonoros [Viollon & Lavandier, 2000; Berglund & Nilsson, 2001; Berglund et al., 2002; Kang & Zhang, 2002]. Aunque es sobradamente conocido que la

estructura temporal juega un importante papel en la percepción de los paisajes sonoros [Botteldooren et al., 2006], y es frecuentemente citada en relación con la evaluación de la molestia por ruido [Björk, 2002], han sido escasos los estudios sobre su influencia y esfuerzos para integrar la estructura temporal en la investigación sobre paisajes sonoros [De Coensel, 2007].

Los entornos sonoros implican una especial complejidad [Zellner et al., 2008], donde es característica una acumulación y saturación de fuentes sonoras procedentes del tráfico rodado así como de diversas actividades sociales, comerciales y de ocio. Los diversos flujos de circulación de tráfico rodado, la presencia de señalización reguladora del tráfico (e.g. semáforos), las diferentes características de las vías de circulación y factores similares, generan la aparición de una gran variabilidad temporal de los niveles sonoros [Kokowski & Makarewicz, 1997; Makarewicz et al., 1999; To & Chan, 2000; Leclercq & Lelong, 2001; Bérengier, 2002; Rylander & Björkman, 2002; Alberola et al., 2005; De Coensel et al., 2005].

Al mismo tiempo, se puede establecer que en los entornos urbanos se pueden encontrar diversos escenarios, los cuales son originados como consecuencia de su gran heterogeneidad espacial [Southworth, 1969; Raimbault et al., 2003], ocasionada por la presencia o no de tráfico rodado, actividades comerciales, tipo de localización (vía de circulación de tráfico, plaza, parque urbano, etc.), geometría de la localización, presencia de sonidos naturales y sociales, etc.,

Abundantes evidencias muestran que donde el ruido generado por el tráfico rodado es mayor, una mayor proporción de población expuesta afirma encontrarse molesto por él. No obstante, a pesar del consenso de que el ruido de tráfico rodado es irritante y perturbador, algunos estudios detectan inexplicables picos de molestia en lugares relativamente tranquilos, o cuando el nivel de presión sonora no es muy elevado [Roberts et al., 2003]. Para explicar tales anomalías, el nivel de variabilidad temporal del ruido ambiental podría resultar de utilidad cuando analizamos la molestia por ruido sufrida por la población [Muller, 1971; Björk, 2002]. Carter [1996] establece que entornos con alta variabilidad de ruido son más perturbadores para el sueño que entornos con ruido continuo. Además, en los ambientes urbanos aparecen frecuentemente eventos prácticamente instantáneos que introducen una gran cantidad de presión sonora [Torija et al., 2007a]. Tales eventos pueden ser considerados como señales sonoras, o sonidos en primer plano, los cuales son escuchados conscientemente

[Schafer, 1994]. Estos eventos están caracterizados por tener un muy elevado nivel de presión sonora, apareciendo de forma totalmente aleatoria y durante un periodo de tiempo muy corto (prácticamente instantáneo), de manera que atraen la atención hacia ellos [De Coensel & Botteldooren, 2008], generan un importante deterioro psicosocial [Gulian, 1973; Griefahn et al., 1993; Björkman & Rylander, 1997] y determinados efectos físicos (aumento del pulso, vasoconstricción, etc.) [Eves & Gruzelier, 1984]. En este trabajo, tales fenómenos son llamados “eventos sonoros anómalos”. Dentro del conjunto urbano, se pueden considerar eventos sonoros anómalos .las ambulancias, los vehículos circulando a alta velocidad, claxon, vehículos en mal estado, motocicletas con escape libre, gritos, etc.

El tiempo de estabilización del nivel de presión sonora es un parámetro estrechamente relacionado con la variabilidad temporal del nivel de presión sonora y con la aparición de eventos sonoros anómalos en los paisajes sonoros urbanos. Es definido como el tiempo de medida necesario (T_e) para que el nivel de presión sonora continuo equivalente medido $L_{Aeq,Te}$ difiera del nivel de presión sonora continuo en una hora $L_{Aeq,1h}$ en menos de un factor ε , previamente establecido [Torija et al., 2007b]:

$$|L_{Aeq,1h} - L_{Aeq,Te}| \leq \varepsilon, \quad (3.1)$$

donde ε es la precisión que se pretende de la medida [Gaja et al., 1998; Reig et al., 2000]. Este parámetro informa sobre el tiempo requerido para que el nivel de presión sonora sea estabilizado dentro de un rango previamente definido, el cual implica el tiempo mínimo necesario de medida en un cierto paisaje sonoro para conseguir extraer una muestra representativa de él. En otras palabras, para alcanzar una precisa caracterización temporal de un paisaje sonoro, se debe medir durante al menos un periodo igual al tiempo de estabilización. Adicionalmente, desde un punto de vista más tradicional, este parámetro guarda un gran interés para la predicción del nivel de ruido ambiental, objetivo final de los mapas de ruido urbano, al informar del mínimo tiempo en el cual deben ser integrados los diferentes parámetros de un modelo de predicción de ruido para obtener un representativo nivel de presión sonora de la localización considerada [Gaja et al., 1998].

Este capítulo persigue tres metas principales. En primer lugar, ha sido estudiada la composición temporal de los diferentes tipos de paisajes sonoros evaluados. En segundo lugar, se ha analizado la relación existente entre la variabilidad temporal del nivel de presión sonora con respecto al tiempo de estabilización y la presencia de eventos sonoros anómalos. Finalmente, se ha explorado la relación entre el tiempo de estabilización, el tráfico rodado y, la aparición de eventos sonoros anómalos. Se marca, por tanto, la hipótesis de que la utilización del tiempo de estabilización, de la variabilidad temporal a corto plazo y la impulsividad del nivel de presión sonora podría resultar muy útil a la hora de la caracterización de la composición temporal de los paisajes sonoros urbanos.

3.2 METODOLOGÍA

3.2.1 Obtención de datos

Para abordar los objetivos marcados en esta parte del trabajo se ha llevado a cabo una campaña de medidas de ruido ambiental en la ciudad de Granada, tratando de incluir la gran diversidad de situaciones presentes en los entornos urbanos. En total se han llevado a cabo mediciones de ruido ambiental en 80 localizaciones de la ciudad de Granada. Los puntos de medición fueron seleccionados aleatoriamente a partir de una muestra establecida previamente en la que se buscaban una serie de características a cumplir, siendo el objetivo conseguir una muestra lo más representativa posible del amplio rango de escenarios urbanos.

Para conseguir incluir la gran heterogeneidad de situaciones acústicamente relevantes de los entornos urbanos, se realizó en el conjunto de la ciudad una selección de localizaciones, de manera que, en primer lugar se seleccionaron ubicaciones donde la principal fuente de ruido ambiental existente a la hora de realizar la medición fuera el tráfico rodado, aunque algunas de estas localizaciones fueran afectadas también por otras fuentes ruidosas. Con esta asunción, fueron escogidas ubicaciones con un amplio rango de intensidad de tráfico, con diferentes tipos de flujos de circulación de vehículos,

geometría de la calle, tipo de superficie de rodadura, pendiente de tráfico, velocidad, ubicación dentro de la ciudad, etc.

Por otro lado, en las ciudades se pueden encontrar situaciones en las cuales el tráfico rodado no tiene una incidencia directa y, otras fuentes sonoras componen el paisaje sonoro. Debido a esto, también se seleccionaron localizaciones como calles peatonales, paseos, ubicaciones con actividades comerciales o de ocio, plazas y parques urbanos. En estas localizaciones el paisaje sonoro está principalmente compuesto por sonidos sociales y naturales.

En cada una de las 80 localizaciones seleccionadas se realizó una medición del nivel de presión sonora ponderado A ($L_{Aeq,1sec}$) , con la obtención de datos cada segundo y una duración total de la medición de 60 minutos. Además, un aforo de tráfico rodado fue realizado simultáneamente. Las medidas de ruido ambiental han sido realizadas de acuerdo con los procedimientos internacionales de referencia, con todos los micrófonos ubicados a una altura de 4 metros sobre el nivel del suelo [Directiva 2002/49/CE].

3.2.2 Tiempo de estabilización

El nivel de presión sonora continuo equivalente L_{Aeq} ha sido definido por muchos autores [Mitani & Ohta, 1988] como un nivel sonoro constante cuyo valor de energía sonora es igual a la energía media de la fluctuación del nivel sonoro en el intervalo total de medición. Por lo tanto, cuando una medición de ruido ambiental es realizada, el L_{Aeq} cambia a lo largo del tiempo, de acuerdo al nivel de presión sonora que aparece en el ambiente. De manera que, conforme pasa el tiempo la presión sonora es acumulada como consecuencia del nivel de ruido ambiental y los valores del nivel de presión sonora fluctúan hasta que en un determinado intervalo de tiempo se produce su estabilización. Esto sucede porque el descriptor L_{Aeq} es un parámetro con “muchísima inercia” y, llega un momento en el cual para que aparezcan fluctuaciones en el valor del L_{Aeq} son necesarias grandes variaciones en los niveles instantáneos.

El tiempo de estabilización es obtenido a partir de la comparación del L_{Aeq} global del evento que es considerado con el L_{Aeq} del primer segundo de medición, de los dos primeros segundos acumulados, de los tres primeros segundos acumulados, etc.

(L_{Aeq1} , L_{Aeq1+2} , $L_{Aeq1+2+3}$, etc.). Cuando a partir del segundo n de medición, el L_{Aeq} acumulado y el L_{Aeq} global del evento difieren en menos de un cierto ε , se dice que n es el tiempo de estabilización [Torija et al., 2007b]. Un parámetro muy importante y que debemos seleccionar cuidadosamente es ε (grado de precisión). El valor de ε seleccionado en este trabajo es ± 1 dBA. Para valores de ε menores de ± 1 dBA prácticamente nunca se llegan a estabilizar los valores obtenidos, debido al hecho de que la más mínima fluctuación del nivel de ruido ambiental excede este umbral. Mientras que para valores del grado de precisión mayores que ± 1 dBA, el tiempo de estabilización no excede nunca de 300 segundos (5 minutos), prácticamente ninguna fluctuación de ruido ambiental modifica el tiempo de estabilización en este caso.

3.2.3 Indicadores para la caracterización de la variabilidad temporal a corto plazo y la impulsividad del nivel de presión sonora

Para la caracterización de la composición temporal de los paisajes sonoros urbanos, además del tiempo de estabilización, se van a utilizar los siguientes factores: la Varianza Temporal del Nivel Sonoro (TSLV) y el Factor Cresta (CF) del nivel sonoro. El primer factor, TSLV, caracteriza la fluctuación del nivel sonoro (variabilidad temporal del ruido ambiental), la cual ha sido demostrado que tiene un impacto significativo sobre la molestia percibida [Torija et al., 2007b]. El segundo factor, CF, es utilizado para determinar la impulsividad el nivel sonoro, la cual tiene también un fuerte impacto sobre el nivel de molestia percibida [Osada, 1988].

Consideramos $L_p(t)$ con t entre [0s,3600s] el nivel de presión sonora cada segundo (también llamado nivel de presión sonora instantáneo) medido en las diferentes localizaciones urbanas seleccionadas. La desviación típica del nivel de presión sonora instantáneo es denotada como σ_L .

Por otro lado, definimos el nivel de presión sonora continuo equivalente $L_{eq}(t)$ del sonido ambiental medido en el tiempo t , como

$$L_{eq}(t) = 10 \cdot \log_{10} \left[\frac{1}{t} \int_0^t 10^{L_p(t)/10} dt \right] \quad (3.1)$$

y, denotamos la desviación típica del descriptor $L_{eq}(t)$ como σ_{eq} . A partir de esto definimos la *Varianza Temporal del Nivel Sonoro (TSLV)* como

$$TSLV = \sigma_L * \sigma_{eq} \quad (3.2)$$

En este indicador, la, más comúnmente utilizada, desviación típica del nivel sonoro instantáneo (1 seg) es multiplicada o ponderada por σ_{eq} . Esta ponderación acentúa las fluctuaciones del nivel sonoro que introducen una gran cantidad de presión sonora en el ambiente de estudio. Esto hace al parámetro TSLV muy sensible a instantáneos niveles sonoros máximos, especialmente, si aparecen al comienzo del periodo de medición.

Además, es utilizado el *Factor Cresta (CF)*, el cual es definido como la relación entre la el valor máximo de presión sonora con respecto al valor RMS de la presión sonora:

$$CF = \frac{\max_t 10^{Lp(t)/10}}{10^{L_{eq,10min}/10}} \quad (3.3)$$

with $L_{eq,60min} = L_{eq}(3600s)$.

Este indicador mide el nivel de impulsividad del nivel de presión sonora dentro de los 60 minutos del intervalo de medida.

3.2.4 Identificación de eventos sonoros anómalos

En este trabajo, se define un evento sonoro anómalo como un suceso acústico en el cual aparece un incremento de energía sonora del 25 % en el nivel de presión sonora continuo equivalente de primer plano ($L_{Aeq,foreground}$).

$$L_{Aeq,foreground,i} - L_{Aeq,foreground,i-1} \geq 0.97 \text{ dBA} \Rightarrow \text{Evento Sonoro Anómalo} \quad (3.4)$$

En la figura 3.1, puede ser observado el procedimiento para la identificación de la presencia de eventos sonoros anómalos en una muestra medida de ruido ambiental [Torija et a., 2008d]. En primer lugar, para identificar la aparición de un evento sonoro anómalo la medida de ruido ambiental (60 minutos) es dividida en ventanas de 10 minutos de anchura. Debido a la gran inercia del parámetro $L_{Aeq,foreground}$ es necesario

reducir el intervalo de tiempo para realizar la identificación, de manera que se pueda identificar más claramente un evento sonoro anómalo y, un suceso ruidoso pueda ser identificado como evento sonoro anómalo independientemente de su posición en la muestra de ruido. Este procedimiento identifica, dentro de cada ventana de cálculo, un evento sonoro anómalo, el cual, como hemos comentado anteriormente, actúa como un suceso que atrae nuestra atención hacia él [De Coensel & Botteldooren, 2008], generando en el oyente los efectos descritos en [Gulian, 1973; Griefahn et al., 1993; Björkman & Rylander, 1997; Eves & Gruzelier, 1984]. De acuerdo con este procedimiento, un suceso ruidoso ubicado después de un evento sonoro anómalo será considerado evento sonoro anómalo si este suceso tiene una magnitud igual o superior que el evento precedente.

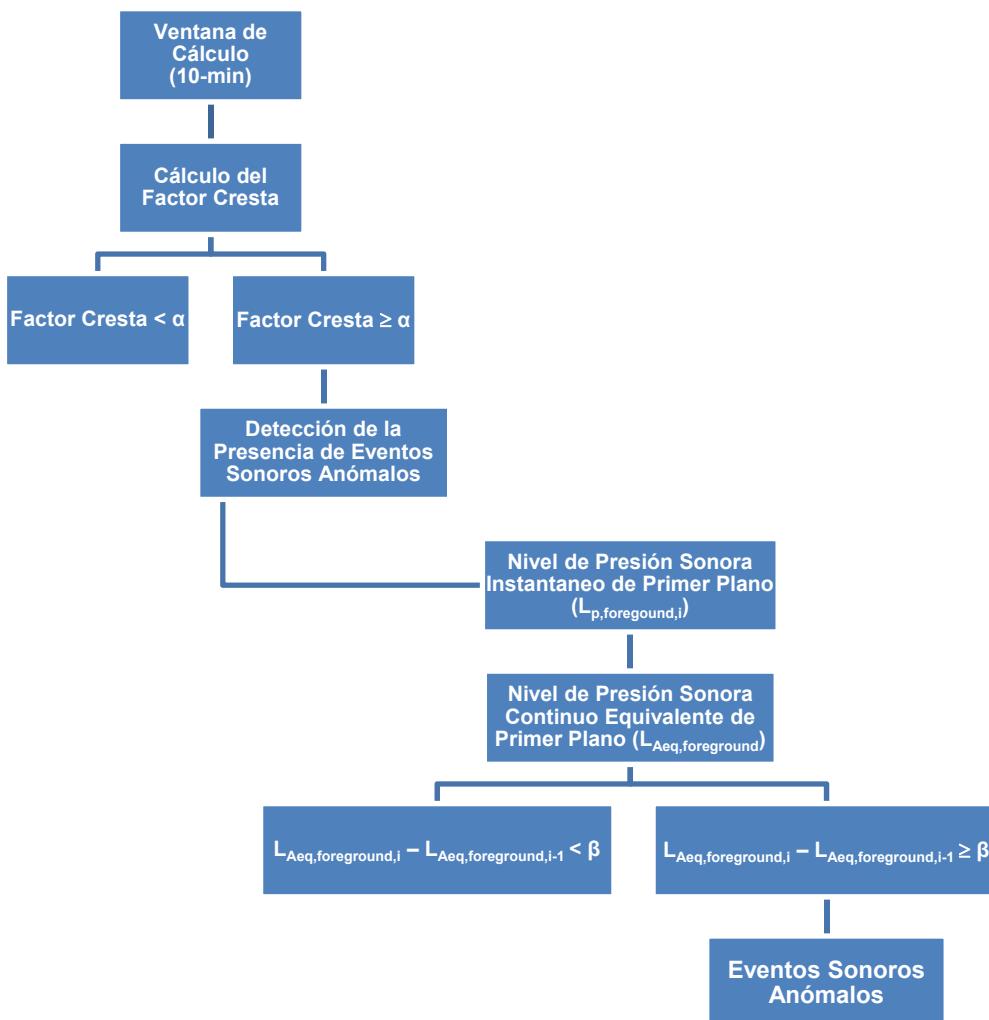


Figura 3.1.-Procedimiento para la detección de la presencia de eventos sonoros anómalos en una muestra medida de ruido ambiental.

El siguiente paso es el cálculo del factor cresta del nivel de presión sonora de los 10 minutos de la ventana de cálculo (ecuación 3.3). En entornos urbanos, debido a sus características, la impulsividad del nivel de presión sonora tiene, en la mayoría de los casos, valores relativamente altos, alcanzando frecuentemente valores muy elevados. Por esta razón, se ha establecido un valor umbral del factor cresta (α), de manera que el factor cresta tiene que ser igual o mayor que α para pasar a la siguiente etapa de cálculo. En este trabajo α es 2.50.

Una vez calculado el factor cresta, para llevar a cabo la identificación de eventos sonoros anómalos, primero se deben seleccionar los datos correspondientes a la ventana de cálculo, incluyendo como datos iniciales el último 25 % de valores de la ventana de cálculo anterior para obtener una cierta inercia. Obviamente, este 25 % de datos iniciales no deben ser tenidos en cuenta a la hora del cálculo. A continuación, a cada uno de los niveles de presión sonora instantáneos ($L_{p,i}$) se le debe restar logarítmicamente el nivel de ruido de fondo (L_{A90}), obteniendo, por tanto, los niveles de presión sonora instantáneos de primer plano ($L_{p,foreground,i}$). Una vez realizado esto, el nivel de presión sonora continuo equivalente de primer plano permite identificar la presencia de eventos sonoros anómalos por medio de la observación de la evolución de este parámetro. De manera que, como establece la ecuación 3.4, un suceso ruidoso es considerado como evento sonoro anómalo cuando tiene lugar un incremento de 0.97 dBA (β) en el nivel de presión sonora continuo equivalente de primer plano ($L_{Aeq,foreground}$).

3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.3.1 Composición temporal de los diferentes paisajes sonoros urbanos

Con el total de localizaciones seleccionadas se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos, basado en el método Ward, para detectar los diferentes tipos de paisajes sonoros en la ciudad. Los resultados de este análisis son mostrados en la tabla 3.1.

Como puede ser observado en la tabla 3.1, han sido identificados 6 tipos de paisajes sonoros en la ciudad.

Tabla 3.1.-Descripción de los diferentes paisajes sonoros urbanos identificados.

Paisaje Sonoro	Descripción
1	Parques, plazas y paseos peatonales, con la presencia de vegetación y fuentes de agua (especialmente en parques urbanos), así como con la ausencia de tráfico rodado en sus proximidades..
2	Calles comerciales o de ocio. Acumulación de una gran cantidad de sonidos sociales procedentes de actividades comerciales o de ocio. Ausencia de tráfico rodado en sus proximidades.
3	Calles del centro de la ciudad. Calles tipo “U” muy estrechas, situadas en el centro urbano, con flujos de circulación de vehículos intermitentes y, en algunos casos, superficies de rodadura en mal estado y grandes pendientes ascendentes. En algunas localizaciones aparecen otras fuentes ruidosas (actividades comerciales o de ocio).
4	Localizaciones situadas en el borde exterior de la ciudad. Geometría de calle próxima al tipo “campo libre”, caracterizadas por una gran anchura y altura de edificios no muy elevada. Aparición de una alta intensidad de tráfico rodado, con velocidades de circulación relativamente altas.
5	Vías principales de distribución de tráfico urbano, con una muy alta intensidad de tráfico rodado..
6	Calles residenciales con aparición esporádica de algún vehículo (vehículo ligero).

En primer lugar, los paisajes sonoros 3-5 están fuertemente afectados por el tráfico rodado, diferenciándose en el que paisaje sonoro 3 son localizaciones ubicadas en el centro de la ciudad, con una baja intensidad de tráfico y un flujo de circulación intermitente; el paisaje sonoro 4 son localizaciones, asimilables al tipo “campo libre”, ubicados en el eje exterior de la ciudad, con elevada intensidad de tráfico rodado; y el paisaje sonoro 5 son vías principales de circulación de tráfico, con un muy alto caudal de vehículos.

Por otro lado, el paisaje sonoro 2 está compuesto por calles con actividades comerciales o de ocio (sin tráfico rodado), el paisaje sonoro 6 incluye calles

residenciales con circulación esporádica de algún vehículo y, el paisaje sonoro 1 engloba parques, plazas y paseos peatonales (sin la presencia de tráfico rodado).

En la tabla 3.2, se puede observar la composición temporal de los diferentes tipos de paisajes sonoros urbanos identificados en este trabajo. Con respecto al nivel de presión sonora, los paisajes sonoros fuertemente afectados por el tráfico rodado tienen los valores más elevados del descriptor L_{Aeq} . Los paisajes sonoros 4 y 5, con alta intensidad de tráfico, tienen valores de L_{Aeq} de 68.04 ± 2.74 y 72.16 ± 3.00 , respectivamente. El paisaje sonoro 3 tiene un caudal de tráfico más reducido que los anteriores, siendo su valor de $L_{Aeq} 65.87\pm3.77$. El paisaje sonoro 2, dominado por sonidos sociales y, el paisaje sonoro 6, calles residenciales, poseen valores del descriptor L_{Aeq} de 63.12 ± 0.75 y 60.93 ± 2.58 . Finalmente, el valor de este descriptor para el paisaje sonoro 1, dominado por sonidos naturales y humanos, es 58.24 ± 3.56 .

Tabla 3.2.-Composición temporal de los diferentes paisajes sonoros urbanos.

Paisaje Sonoro	L_{Aeq} [dB(A)]	Tiempo de estabilización [min]	$TSLV$ [dB ²]	CF	Eventos sonoros anómalos
1	58.24 ± 3.56	3.63 ± 4.72	0.78 ± 0.76	0.56 ± 0.26	0.92 ± 0.56
2	63.12 ± 0.75	13.93 ± 3.20	3.04 ± 0.29	0.82 ± 0.09	5.00 ± 1.00
3	65.87 ± 3.77	26.77 ± 14.72	9.06 ± 6.45	2.69 ± 1.50	10.37 ± 5.03
4	68.04 ± 2.74	22.48 ± 9.93	6.46 ± 4.71	2.08 ± 1.04	7.23 ± 3.34
5	72.16 ± 3.00	21.62 ± 10.27	5.97 ± 4.10	2.09 ± 1.44	7.54 ± 3.84
6	60.93 ± 2.58	7.24 ± 3.76	1.44 ± 0.19	0.71 ± 0.13	3.50 ± 1.53

Con respecto a la composición temporal, al igual que en el caso anterior, los paisajes sonoros marcadamente influenciados por el tráfico rodado poseen los mayores valores de los parámetros tiempo de estabilización del nivel de presión sonora (ST), de la varianza temporal del nivel sonoro (TSLV), del factor cresta del nivel sonoro (CF), así como la mayor cantidad de eventos sonoros anómalos (ASE). Sin embargo, en este caso, el paisaje sonoro 3 ($ST = 26.77\pm14.72$, $TSLV = 9.06\pm6.45$, $CF = 2.69\pm1.50$ y $ASE = 10.37\pm5.03$) tiene valores más elevados que los paisajes sonoros 4 ($ST = 22.48\pm9.93$, $TSLV = 6.46\pm4.71$, $CF = 2.08\pm1.04$ y $ASE = 7.23\pm3.34$) y 5 ($ST = 21.62\pm10.27$, $TSLV = 5.97\pm4.10$, $CF = 2.09\pm1.44$ y $ASE = 7.54\pm3.84$). Esto puede ser

debido al flujo intermitente de circulación de vehículos, la aparición de actividades comerciales o de ocio y, un elevado nivel de desorden y acumulación de fuentes ruidosas presentes en los centros urbanos. En contraste, los paisajes sonoros 4 y 5 están caracterizados por una mayor saturación de tráfico rodado, lo cual genera que los niveles sonoros sean más estables en el tiempo. En la tabla 3.3 se puede verificar que aquellos paisajes sonoros afectados por el tráfico rodado o, en los que se produce la aparición de eventos sonoros anómalos poseen grandes valores de tiempo de estabilización, de varianza temporal e impulsividad del nivel sonoro.

Tabla 3.3.-Composición temporal de los ambientes urbanos con/sin tráfico rodado y eventos sonoros anómalos.

Sound parameters	Road Traffic		Anomalous Sound Events	
	With	Without	With	Without
Stabilization time [min]	23.31±12.07	4.15±4.65	24.84±11.60	2.81±4.10
TSLV [dB ²]	7.06±5.30	0.88±0.74	8.12±5.31	0.63±0.69
CF	2.26±1.41	0.58±0.25	2.74±1.44	0.49±0.26

Por otro lado, por lo que respecta a los paisajes sonoros sin la incidencia directa del tráfico rodado (1 y 2) o donde la influencia es extremadamente pequeña (6), tiene lugar un importante descenso en los valores de tiempo de estabilización, TSLV, CF y número de eventos sonoros anómalos (tabla 3.2). Dentro de este grupo, el paisaje sonoro con valores más elevados de los parámetros sonoros utilizados para la descripción de la composición temporal es el paisaje sonoro 2 ($ST = 13.93 \pm 3.20$, $TSLV = 3.04 \pm 0.29$, $CF = 0.82 \pm 0.09$ y $ASE = 5.00 \pm 1.00$), debido a las características de los ambientes comerciales y de ocio, donde se produce una acumulación desordenada de fuentes sonoras a consecuencia de la gran cantidad de actividades, población en tránsito, etc. Mientras tanto, el paisaje sonoro 6 ($ST = 7.24 \pm 3.76$, $TSLV = 1.44 \pm 0.19$, $CF = 0.71 \pm 0.13$ y $ASE = 3.50 \pm 1.53$) presenta valores inferiores y, el paisaje sonoro 1 ($ST = 3.63 \pm 4.72$, $TSLV = 0.78 \pm 0.76$, $CF = 0.56 \pm 0.26$ y $ASE = 0.92 \pm 0.56$) tiene los valores más bajos debido a las características de este tipo de ambientes, donde el numero de fuentes sonoras es más reducido, apareciendo estas fuentes de una manera más ordenada.

3.3.2 TLSV vs. tiempo de estabilización y eventos sonoros anómalos

Una vez analizada la composición temporal de los diferentes paisajes sonoros urbanos identificados, se ha analizado la relación entre la variabilidad del ruido ambiental a corto plazo, descrita por la varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) y, tanto el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora como el número de eventos sonoros anómalos que aparecen en el registro de 60 minutos de medida.

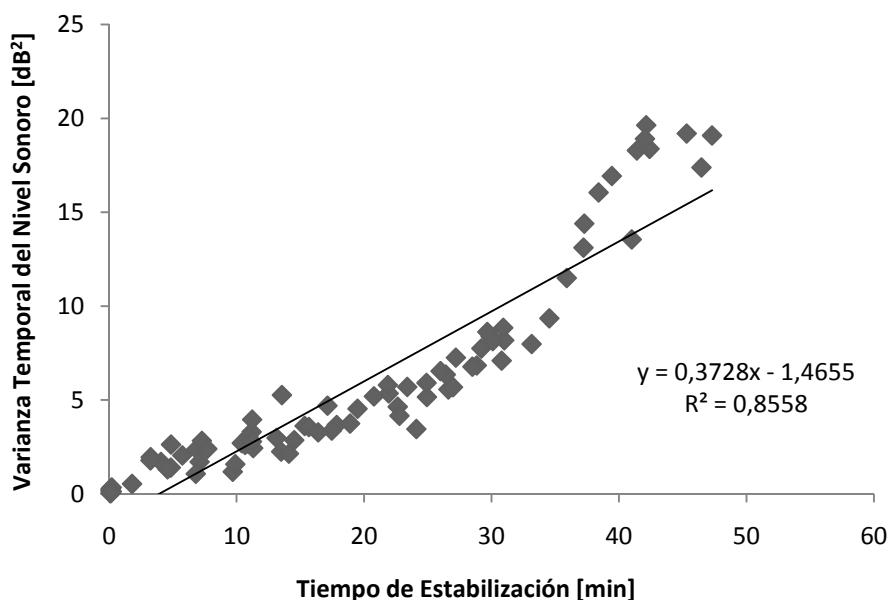


Figura 3.2.-Relación entre la varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora.

Con respecto a la variabilidad del ruido urbano a corto plazo, en la figura 3.2, puede ser observado que el valor de la varianza temporal del nivel sonoro aumenta linealmente cuando se produce un incremento en el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora ($R^2 = 0.86$). Un incremento en el valor del tiempo de estabilización implica que el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora llegue a estar estabilizado es mayor, lo cual supone que las fluctuaciones temporales del nivel sonoro a corto plazo en el ambiente considerado es mayor y, por lo tanto, la varianza temporal del nivel sonoro tiene un valor más elevado. Por el contrario, cuando el valor del

tiempo de estabilización es más bajo, las fluctuaciones temporales a corto plazo son menores y, por consiguiente, la varianza temporal del nivel sonoro posee un menor valor.

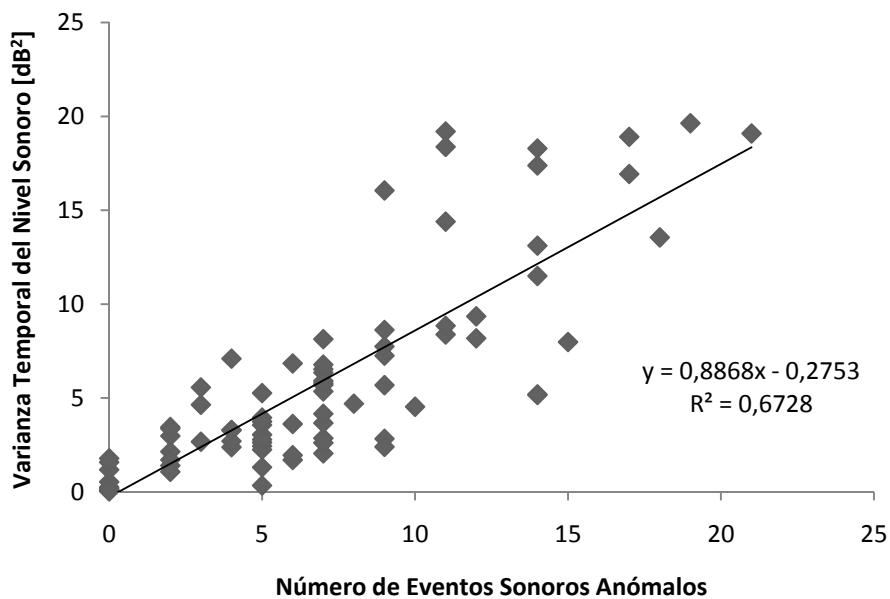


Figura 3.3.-Relación entre la varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) y el número de eventos sonoros anómalos en el registro de 60 minutos de medición.

Por otro lado, como ha sido mencionado en el apartado 3.2.3, el parámetro TSLV es muy sensible a instantáneos niveles sonoros máximos y, por lo tanto, cuando un evento sonoro anómalo aparece el valor del parámetro TSLV es sustancialmente mayor (tal y como puede ser comprobado en la tabla 3.3). Además, en la figura 3.3 puede ser verificado que un incremento en el número de eventos sonoros anómalos implica un aumento lineal del valor del descriptor TSLV ($R^2 = 0.67$), debido a que cuando aumenta el número de eventos sonoros la variabilidad temporal a corto plazo es mayor y, entonces se incrementa el valor de TSLV.

3.3.3 Tiempo de estabilización vs. intensidad de tráfico rodado y eventos sonoros anómalos

En esta sección, se ha analizado el comportamiento del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora frente a diferentes intensidades de tráfico rodado y la aparición de eventos sonoros anómalos.

Como se puede comprobar en la tabla 3.3, los paisajes sonoros urbanos con incidencia directa de tráfico rodado tienen mayores valores de tiempo de estabilización que aquellos paisajes sonoros donde no existe tráfico rodado en sus proximidades pero, además, en la tabla 3.2 se verifica que los mayores valores de tiempo de estabilización aparecen en paisajes sonoros urbanos con baja intensidad de tráfico y flujos intermitentes de circulación de vehículos. Por esta razón, se ha analizado la relación entre la intensidad de tráfico rodado y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora (figura 3.4).

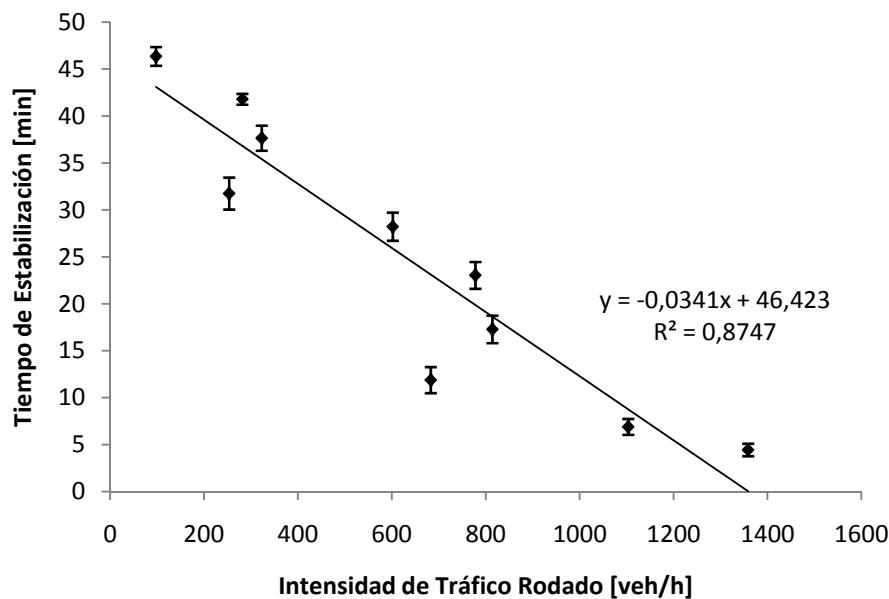


Figura 3.4.-Relación entre la intensidad de tráfico rodado y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora.

Una relación inversamente proporcional entre la intensidad de tráfico rodado y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora puede ser observado en la figura 3.4 ($R^2 = 0.87$). Cuando aumenta la intensidad del tráfico rodado disminuye el valor del tiempo de estabilización. Para grandes caudales de tráfico, el nivel sonoro llega a ser relativamente estable, debido a la acumulación y saturación de fuentes ruidosas y, por lo tanto la fluctuación temporal a corto plazo es menos, lo cual provoca que el tiempo de estabilización tenga valores muy reducidos. Por el contrario, para bajas intensidades de tráfico, dominan fundamentalmente flujos de circulación intermitentes, razón por la cual la fluctuación temporal a corto plazo es mayor y, a su vez el tiempo de estabilización alcanza valores muy elevados.

Por otro lado, como se ha comentado anteriormente, es muy común la aparición de eventos sonoros anómalos en los entornos urbanos [Torija et al., 2007a]. En la tabla 3.3 se observa que aquellos ambientes urbanos en los cuales tiene lugar la aparición de eventos sonoros anómalos tienen mayores valores de tiempo de estabilización, TSLV y CF que aquellos paisajes sonoros sin la aparición de éstos. En este apartado, se ha evaluado el comportamiento del tiempo de estabilización frente a la aparición de un evento sonoro anómalo, analizando la influencia de la posición y la magnitud del evento sonoro anómalo sobre el valor del tiempo de estabilización.

En la figura 3.5 (a), se observa un registro de ruido ambiental con un nivel de fluctuación temporal a corto plazo relativamente bajo, el cual tiene un valor de tiempo de estabilización de 11.92 minutos. Si se introduce un evento sonoro con 30 dBA más que el L_{Aeq} del registro de ruido ambiental (figuras 3.5 (b-d)), es decir, sin evento sonoro anómalo, se puede verificar como el tiempo de estabilización aumenta hasta alcanzar un valor de 41.33 minutos. Al introducir este mismo evento en el minuto 10 (figura 5 (b)), 30 (figura 5 (c)) y 41.33 (figura 5 (d)) se comprueba que el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora es el mismo en los tres casos. Por lo tanto, el valor del tiempo de estabilización cuando aparece un evento sonoro anómalo en la localización de la medición es independiente de su posición.

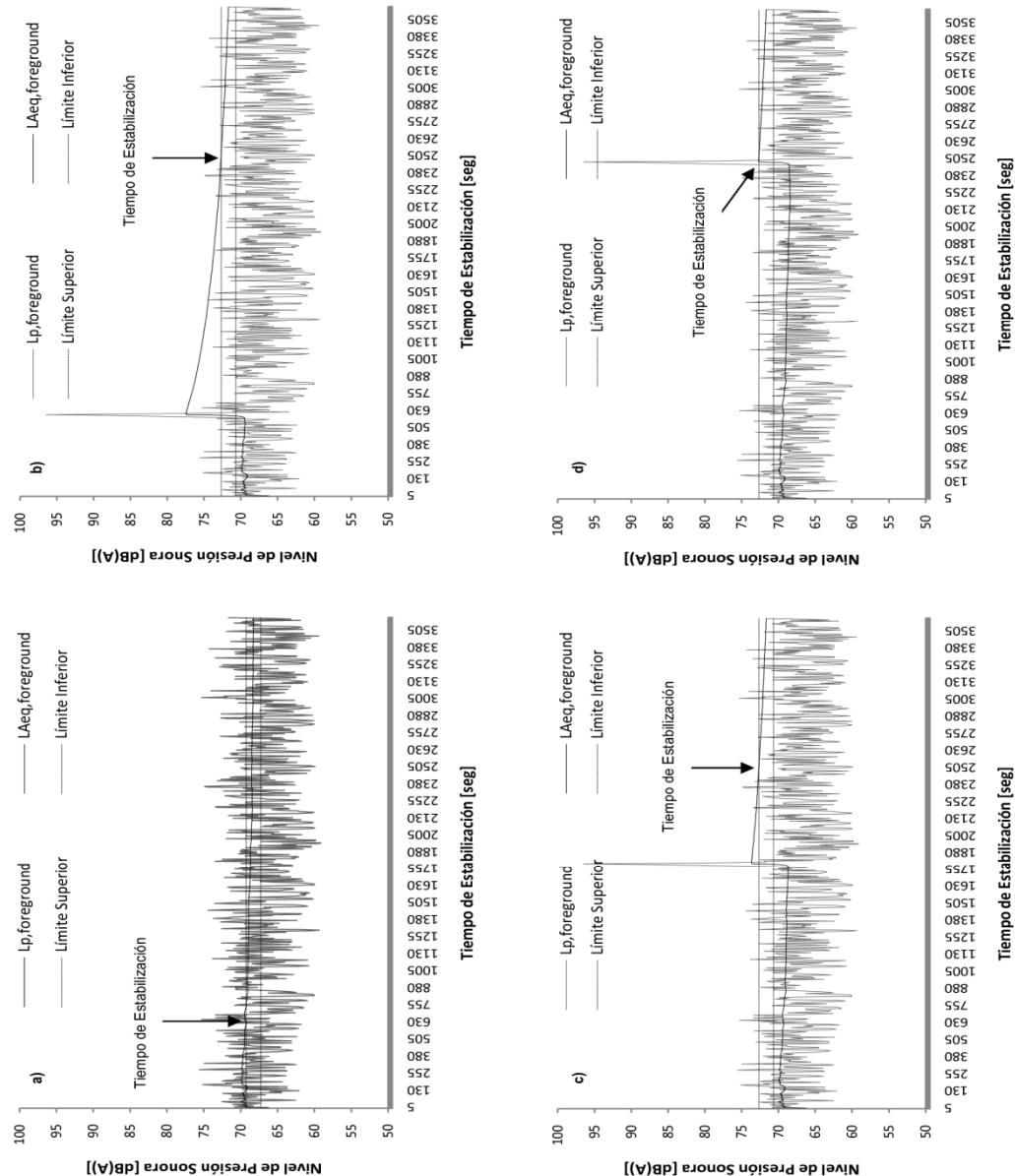


Figura 2.5.-Evolución del tiempo de estabilización en función de la localización del evento sonoro anómalo. (a) Sin evento sonoro anómalo, (b) en el minuto 10, (c) en el minuto 30 y (d) en el minuto 41.33.

En la figura 6, se introduce un evento sonoro con 20 dBA (figura 3.6 (a)), 25 dBA (figura 3.6 (b)) y 30 dBA (figura 3.6(c)) más que el L_{Aeq} del registro de ruido ambiental (sin la aparición de eventos sonoros anómalos). Los valores de tiempo de estabilización (26.16 min, 34.42 min y 41.85 min, respectivamente), TSLV (3.49 dB^2 , 5.95 dB^2 y 9.25 dB^2 , respectivamente) y CF (2.31, 4.08 y 7.18, respectivamente) aumentan considerablemente cuando se incrementa el nivel de presión sonora introducido por el evento sonoro. Se verifica que, el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora se establezca depende de la magnitud del evento, de manera que cuanto mayor sea el incremento de presión sonora generado sobre el nivel sonoro continuo equivalente (sin la presencia de eventos sonoros anómalos), mayor es el tiempo necesario para que la estabilización tenga lugar.

La estabilización de la presión sonora introducida por el evento sonoro anómalo se produce de acuerdo a la siguiente función:

$$L_{eq}(t) = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{T} \left[(T - t_{ASE,i}) \cdot 10^{\frac{SPL_{mean}}{10}} + t_{ASE,i} \cdot 10^{\frac{SPL_{ASE,i}}{10}} \right] \quad (3.5)$$

donde:

$L_{eq}(t)$ es el nivel de presión Sonora continuo equivalente.

T es el tiempo total.

$t_{ASE,i}$ es el tiempo correspondiente a la aparición del evento sonoro anómalo.

SPL_{mean} es el nivel medio de presión sonora sin la aparición de eventos sonoros anómalos.

$SPL_{ASE,i}$ es el nivel de presión sonora introducido por la aparición del evento sonoro anómalo.

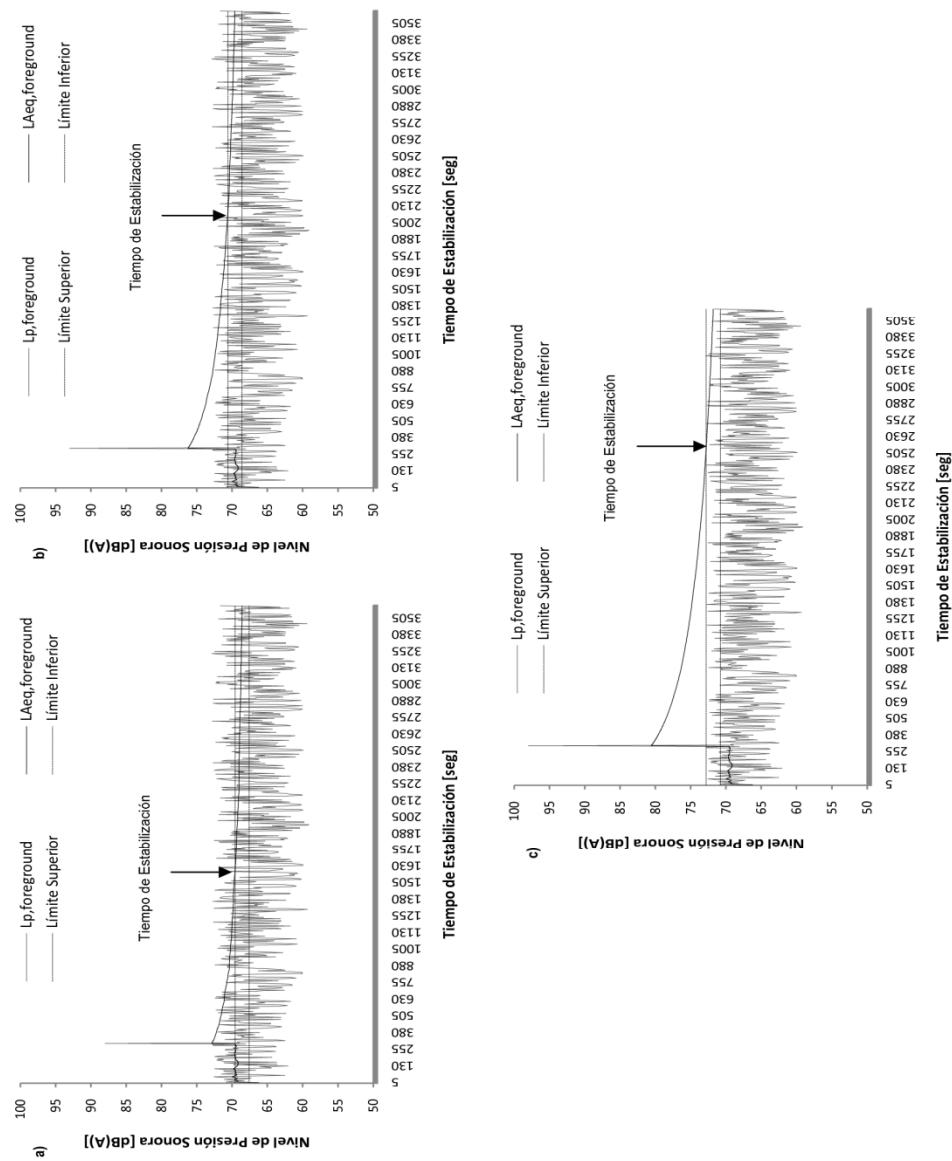


Figura 3.5.-Evolución del tiempo de estabilización en función de la presión sonora introducida por el evento sonoro anómalo, 20 dB(A) (a), 25 dB(A) (b) and 30 dB(A) (c).

En el caso en el que aparezca más de un evento sonoro anómalo, la presión sonora total introducida será la suma de la presión sonora de cada uno de los eventos sonoros y, por lo tanto, la estabilización de la presión sonora tendrá lugar de acuerdo con la función:

$$L_{eq}(t) = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{T} \left[\left(T - \sum t_{ASE,i} \right) \cdot 10^{\frac{SPL_{mean}}{10}} + \sum t_{ASE,i} \cdot 10^{\frac{SPL_{ASE,T}}{10}} \right] \quad (3.6)$$

donde:

$L_{eq}(t)$ es el nivel de presión Sonora continuo equivalente.

T es el tiempo total.

$\sum t_{ASE,i}$ es el tiempo correspondiente a la aparición de todos los eventos sonoros anómalos.

SPL_{mean} es el nivel medio de presión sonora sin la aparición de eventos sonoros anómalos.

$SPL_{ASE,T}$ es el nivel de presión sonora introducido por la aparición de todos los eventos sonoros anómalos.

A su vez, al inicio de un registro de ruido ambiental con un nivel de presión sonora constante, se han introducido eventos sonoros con niveles de presión sonora, desde 1 a 50 dBA, mayores que el L_{Aeq} constante (figura 3.7), comprobando que el tiempo de estabilización aumenta, de acuerdo con una función logística, cuando la magnitud del evento sonoro es mayor. De manera que, como se puede observar en la figura 3.7, para incrementos por debajo de 10 dBA y por encima de 30 dBA, el tiempo de estabilización se incrementa levemente, sin embargo para incrementos sonoros entre 10 y 30 dBA el aumento del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora se asemeja a un incremento lineal.

$$ST = 1 / \left(1 / u + \left(b_0 \cdot \left(b_1^{SPL,I} \right) \right) \right) \quad \text{con } R^2 = 0,994 \quad (3.7)$$

donde:

ST = Tiempo de Estabilización del Nivel de Presión Sonora (min).

u = Valor del Límite Superior.

b_0 y b_1 = Coeficientes de ajuste con valores 5.367 y .0.787, respectivamente.

SPL,I = Incremento de Nivel de Presión Sonora (dBA).

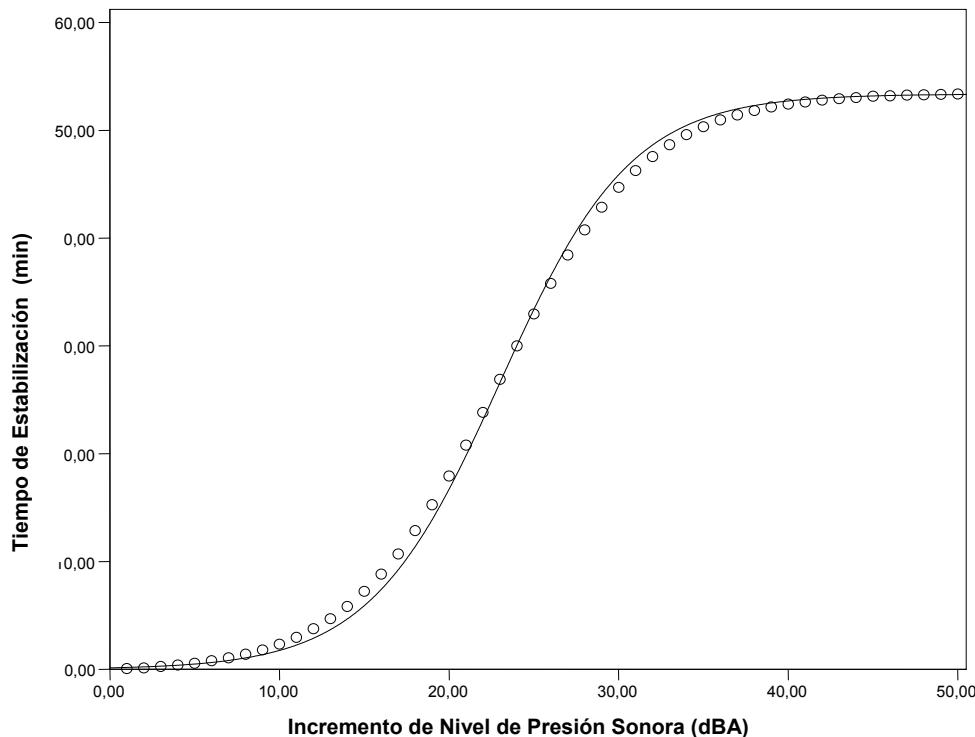


Figura 3.7.-Relación entre el tiempo de estabilización y la presión sonora introducida por el evento sonoro anómalo.

Finalmente, cuando se estudia la relación entre el factor cresta y el nivel de presión sonora introducido por el evento sonoro anómalo en el registro de 60 minutos de ruido ambiental (figura 3.8), se observa que un incremento del nivel de presión sonora generado por un evento sonoro anómalo implica un aumento lineal en el valor del factor cresta ($R^2 = 0.90$). Esto indica que, el factor cresta es un parámetro que representa de una manera muy precisa la introducción de nivel de presión sonora generada por la aparición de eventos sonoros anómalos. Este hecho puede permitir estimar, a partir del valor del factor cresta, el incremento de nivel de presión sonora,

generado por los eventos sonoros anómalos, por encima del nivel medio de presión sonoro, lo cual es una información muy valiosa a la hora de realizar un análisis de la molestia generada por el ruido ambiental urbano [Rylander & Björkman 1988; Öhrström, 1995; Sato et al., 1999].

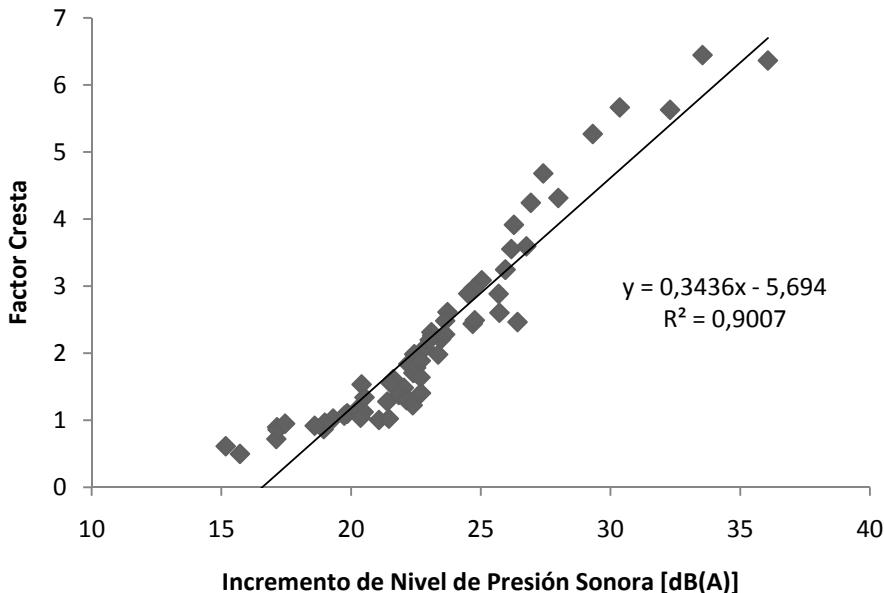


Figura 3.8.-Relación entre el nivel de presión sonora introducido por los eventos sonoros anómalos y el valor del factor cresta en el registro de 60 minutos de ruido ambiental.

Por otro lado, si se obtiene, a partir del valor del factor cresta, el incremento de nivel de presión sonora generado por la aparición de eventos sonoros anómalos, se podría estimar el tiempo necesario para que tenga lugar la estabilización del nivel de presión sonora introducido por estos eventos, a partir de la ecuación 3.7 (figura 3.7). Por lo tanto, el valor del factor cresta podría ser un parámetro muy interesante para el análisis de la molestia generada por el ruido ambiental en entornos urbanos, en vista de la gran influencia que los eventos instantáneos cargados con un nivel de presión sonora muy elevado tienen sobre la población expuesta [Rice, 1996], debido a que ha sido ampliamente demostrado que el ruido impulsivo es mucho más perjudicial que el ruido continuo [Henderson et al., 1990].

3.4 CONCLUSIONES

En primer lugar, en este capítulo se puede verificar que los paisajes sonoros urbanos dominados por el tráfico rodado o aquellos en los cuales aparecen eventos sonoros anómalos tienen mayores valores de tiempo de estabilización del nivel de presión sonora, varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) y factor cresta (CF) del nivel sonoro, que los paisajes sonoros urbanos en los cuales las principales fuentes sonoras son sonidos sociales, humanos y naturales. Los paisajes sonoros urbanos directamente afectados por el tráfico rodado e, incluso paisajes sonoros urbanos en los cuales las principales fuentes sonoras son las procedentes de actividades comerciales o de ocio, están caracterizados por una acumulación y saturación de focos ruidosos que se presentan desordenadamente en estos ambientes, lo cual genera una gran fluctuación temporal a corto plazo del nivel de presión sonora, así como valores muy altos de impulsividad. Por el contrario, en ambientes urbanos, como por ejemplo, plazas y parques urbanos o paseos peatonales, las principales fuentes sonoras son sonidos naturales y humanos, los cuales están caracterizados mayoritariamente por poseer valores relativamente bajos de nivel de presión sonora y, los cuales tienen un nivel de fluctuación temporal a corto plazo e impulsividad del nivel sonoro muy reducido.

La varianza temporal del nivel sonoro tiene un gran nivel de correlación, de acuerdo con una función lineal, con el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora. Valores elevados de tiempo de estabilización implican grandes fluctuaciones temporales a corto plazo del nivel sonoro, lo cual se traduce en altos valores de varianza temporal del nivel sonoro. Además, el parámetro TSLV es muy sensible a instantáneos niveles sonoros máximos y, por tanto, cuando aparece un evento sonoro anómalo el valor de TSLV es sustancialmente mayor. También, un aumento en el número de eventos sonoros anómalos implica un incremento lineal del valor de TSLV, debido a que cuando se incrementa el número de eventos sonoros anómalos la variabilidad temporal a corto plazo es mayor y, entonces se incrementa el valor de TSLV.

El tiempo de estabilización del nivel de presión sonora es mayor en ambientes urbanos con incidencia directa del tráfico rodado, no obstante, los valores de tiempo de estabilización son mayores en ambientes urbanos con una baja intensidad de tráfico rodado y un flujo intermitente de circulación de vehículos que en aquellos entornos

urbanos que poseen una alta intensidad de tráfico. Una vez analizada la relación entre la intensidad de tráfico y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora, se comprueba que un incremento en el caudal de vehículos causa un descenso del tiempo de estabilización, de manera que, para una alta intensidad de tráfico rodado el nivel sonoro es más estable o continuo (baja fluctuación temporal del nivel sonoro) y, por consiguiente el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora tiene un menor valor.

Por otro lado, en entornos urbanos, la aparición de eventos sonoros anómalos es muy común [Torija et al., 2007a]. Este tipo de eventos introducen repentinamente una gran cantidad de presión sonora en el ambiente. El tiempo de estabilización informa sobre el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora introducido alcance la estabilidad. En vista de los resultados obtenidos en este capítulo, se puede concluir que el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora introducido por un evento sonoro anómalo es independiente de la posición del evento en el intervalo de observación y, únicamente depende de su magnitud (cantidad de nivel de presión sonora introducido). Además, se observa una relación, de acuerdo con una función logística (con un alto grado de correlación) entre el incremento del nivel de presión sonora generado por el evento y el tiempo de estabilización de este nivel de presión sonora introducido.

El valor del factor cresta aumenta considerablemente, de acuerdo con una función lineal, cuando se incrementa el nivel de presión sonora introducido por los eventos sonoros anómalos. El nivel de impulsividad del ruido ambiental urbano está fuertemente influenciado por la aparición de eventos sonoros anómalos y por su magnitud, de manera que, el factor cresta puede permitir evaluar su impacto sobre los ambientes sonoros urbanos.

El tiempo de estabilización mide, por tanto, el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora sea estabilizado, dentro de un rango previamente definido, lo cual se traduce en el tiempo mínimo que es necesario medir, en un cierto espacio sonoro, para conseguir extraer una muestra representativa de él; la varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) mide la fluctuación temporal a corto plazo del nivel de presión sonora, siendo muy sensible a eventos que introducen repentina e instantáneamente una gran cantidad de nivel de presión sonora; y el factor cresta (CF) mantiene un estrecha relación con los niveles sonoros máximos presentes durante el intervalo de medición. Esto nos permite ser muy optimistas con la utilización de estos parámetros, puesto que

consideramos que podrían ser muy útiles para caracterizar la composición temporal de los paisajes sonoros urbanos.

CAPÍTULO 4

EVOLUCIÓN DEL NIVEL SONORO EN LOS DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

In this chapter, a study of the evolution of the sound level in the different temporal periods, which we can find in an urban environment, is carried out. The results obtained in this chapter, shows that, for the case of an urban environment, different temporal periods, with statistically significant differences from the sound point of view, can be identified. Each of the different temporal periods has diverse sound characteristics, as for the level descriptors, L_{Aeq} and percentile levels, as well as in the temporal composition descriptors, stabilization time of the sound pressure level, temporal sound level variance, $L_{A10}-L_{A90}$ and crest factor. With regard to the stabilization time, in this chapter a series of graphs, in which, from the traffic intensity data, it is possible to estimate the stabilization time of the sound pressure level, for each of the observed temporal periods, are showed.

4.1 INTRODUCCIÓN

Tal y como se ha establecido en el anterior capítulo, uno de los aspectos que genera mayor dificultad a la hora de describir acústicamente un área es la variabilidad del ruido en el tiempo y, su carácter aparentemente aleatorio. Es conocido por todos que el ruido generado por el tráfico rodado varía tanto en el tiempo como en el espacio [Gaja et al., 2003]. Desde hace varias décadas, muchos autores han establecido la necesidad de que la variabilidad del ruido debiera ser tenida en cuenta en las investigaciones de ruido ambiental [Griffiths & Langdon, 1968; Johnson & Saunders, 1968; Langdon & Scholes, 1968; Bottom & Croome, 1969; Robinson, 1969; Scholes,

1970], pero, actualmente, no existe un consenso sobre cómo debe de ser tenida en cuenta [Alberola et al., 2005]. El ruido debido al tráfico rodado puede ser estimado como un sonido más o menos continuo, el cual fluctúa en el tiempo manteniendo una cierta relación con el paso de vehículos individuales [Björkman, 1991], por lo tanto, los niveles de ruido ambiental pueden variar sobre un amplio rango como resultado de la diversidad de situaciones presentes en un determinado lugar [Alberola et al., 2005]. Esta variabilidad es un factor muy importante para evaluar la molestia debida al ruido sufrida por la población.

Además, 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 extraordinaria 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 para la caracterización de un espacio sonoro urbano está destinada a desarrollar adecuada evaluación y descripción de esta variación espacial y temporal [Brambilla, 2001].

Varios autores [García & Garrigues, 1998; Brambilla, 2001] han indicado que las variaciones que se puedan producir en los niveles de ruido ambiental existentes en una determinada ciudad están relacionadas directamente con las variaciones de sus niveles de actividad. De esta manera, en aquellas zonas urbanas directamente afectadas por el tráfico rodado, las variaciones en los niveles de contaminación acústica estarán originadas sobre todo por las variaciones que experimente dicho tráfico. Por su parte, para aquellas zonas en las cuales no haya incidencia directa del tráfico rodado y sean otras las fuentes sonoras predominantes, como por ejemplo actividades comerciales, de ocio, etc., van a ser sus ritmos de actividad los que marquen la evolución del nivel sonoro.

Por este motivo, resulta imprescindible llevar a cabo un análisis de la evolución de los niveles sonoros a largo plazo (en este trabajo a nivel semanal) para conseguir una adecuada descripción de las características sonoras temporales de un entorno urbano, puesto que en función del día, así como del periodo considerado van a aparecer situaciones muy diferentes. Ya la legislación europea [Directiva 2002/49/CE]

divide el día en tres períodos, día (07:00-19:00 horas), tarde (19:00-23:00 horas) y noche (23:00-07:00 horas), lo cual obliga a llevar a cabo una evaluación que englobe todos estos periodos. No obstante, también pueden aparecer diferencias significativas por lo que respecta al tipo de día, es decir, si se trata de un día laboral o fin de semana.

Es por ello que, en este capítulo se aborda el estudio de la evolución de los niveles sonoros bajo los distintos tipos de días y periodos temporales identificados. Dentro de cada uno de éstos se ha analizado el nivel, así como la composición temporal de la presión sonora. Además, cada uno de ellos ha sido caracterizado desde el punto de vista del tráfico rodado.

4.2 METODOLOGÍA

En este caso, se ha llevado a cabo un monitoreo continuo del nivel de presión sonora, durante 14 días y con la obtención de datos cada minuto, en cada una de las localizaciones previamente seleccionadas. La elección de 14 días como duración de la medición está basada en los resultados de los trabajos de [Craven & Kerry, 2001] y [Gaja et al., 2003], donde se establece que un periodo de medición de 2 semanas puede ser considerado suficientemente representativo de la variación a largo plazo.

Paralelamente, se realizaron afores de tráfico rodado. Para ello fueron seleccionadas una serie de franjas horarias consideradas como más interesantes desde el punto de vista de las distintas situaciones de tráfico presentes en la ciudad. Dichas franjas horarias fueron:

- 07:00-08:00 horas (fin de semana)
- 08:00-09:00 horas (día laboral)
- 10:00-11:00 horas (ambos)
- 14:00-15:00 horas (ambos)
- 22:00-23:00 horas (ambos)
- 00:00-01:00 horas (ambos)

En total se seleccionaron 26 vías de la ciudad de Granada, englobando el conjunto de distritos de la ciudad, lo cual nos permitió incluir una gran variabilidad

espacial, por medio de vías muy heterogéneas por lo que respecta a su fisionomía, geometría, pendiente, pavimento, número de carriles, velocidad de circulación, caudal de vehículos, composición del tráfico rodado, etc.

4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al evaluar la relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y el caudal de vehículos en circulación (figura 4.1), para las 26 vías monitorizadas durante 14 días, se comprueba que aparece una alta correlación entre ambas ($R^2 = 0.93$), de acuerdo con una función potencial.

En cada una estas vías se realizaron aforos de tráfico durante 15 períodos de una hora (5 en un día laboral, 5 en un sábado y 5 en un domingo), englobando los distintos períodos considerados por la legislación vigente [Directiva 2002/49/CE]. Esto, unido a la gran diversidad de vías seleccionadas, produce la aparición de un amplio rango de intensidad de tráfico y de tiempo de estabilización del nivel de presión sonora.

Hasta llegar a los 350 veh/h, se produce un descenso muy pronunciado del tiempo de estabilización, partiendo de valores en torno a los 55 minutos hasta llegar a un valor cercano a 15 minutos. En este caso, aparecen fundamentalmente flujos intermitentes de circulación de vehículos, lo cual incide en la aparición de mayores valores del tiempo de estabilización.

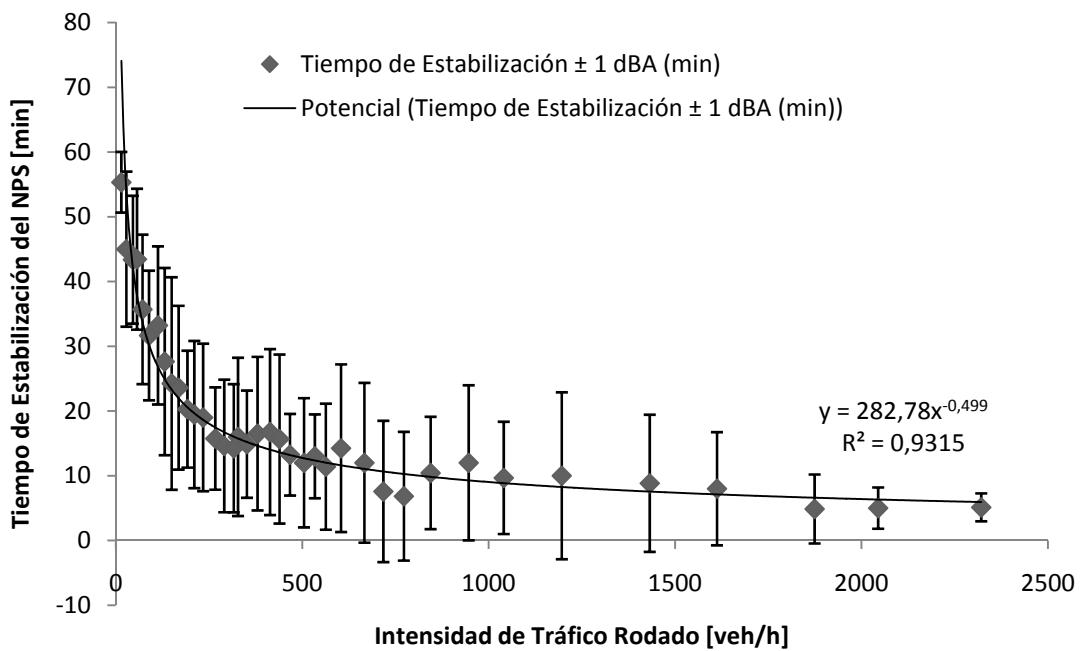


Figura 4.1.-Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para las distintas vías monitorizadas.

A partir de este punto, es decir, por encima de los 350 veh/h, aparece un ligero descenso, oscilando los valores del tiempo de estabilización entre los 15 y los 3 minutos.

En el rango entre los 500 y 1500 veh/h, aparecen los mayores valores de variabilidad del tiempo de estabilización, lo cual puede ser debido al mayor impacto de los eventos sonoros anómalos, muy frecuentes en estos escenarios y que provocan un incremento en el valor del tiempo de estabilización (como se ha mostrado en el capítulo anterior). Para valores de caudal de tráfico por encima de los 2000 veh/h, la congestión es muy elevada y, por tanto, el tiempo de estabilización es muy pequeño.

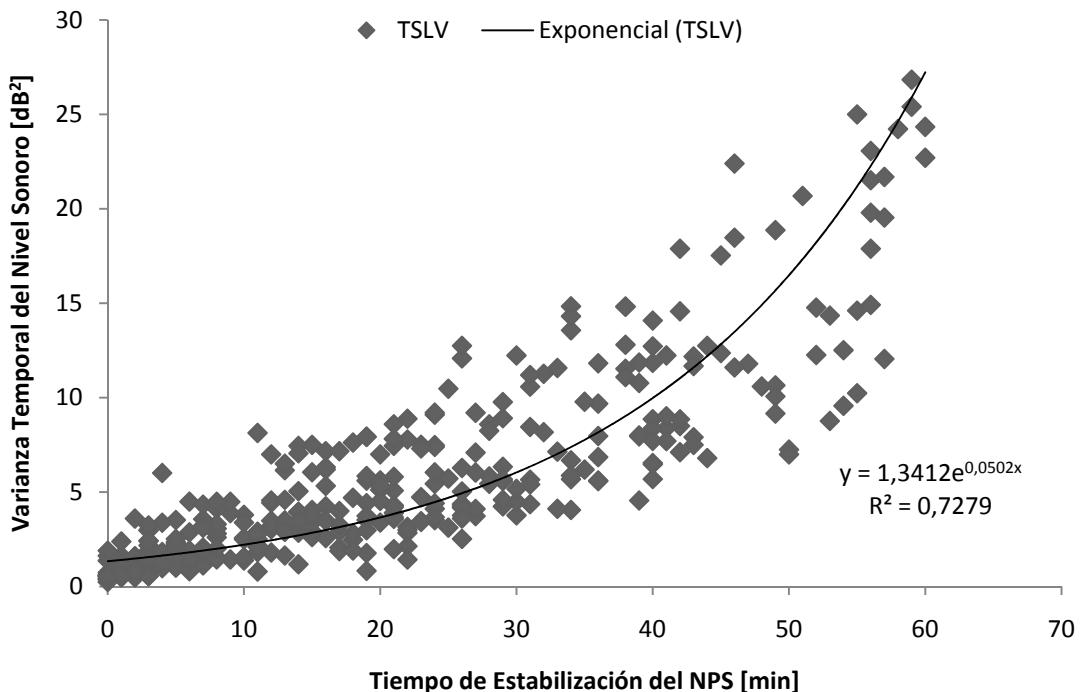


Figura 4.2.-Relación entre la varianza temporal del nivel sonoro y el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora para las distintas vías monitorizadas.

En la figura 4.2, se puede ver la relación existente entre la varianza temporal del nivel sonoro y del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora para las 26 vías monitorizadas. Como se ha mencionado, para cada una de estas 26 vías, se han realizado mediciones para los distintos períodos del día, es decir, día, tarde y noche, de manera que es muy amplio el rango del parámetro varianza temporal del nivel sonoro.

En este caso se verifica que un incremento en el valor del tiempo de estabilización implica un aumento exponencial del parámetro TSLV ($R^2 = 0.73$). La tendencia parece ser muy clara, demostrando que un incremento en el valor del tiempo de estabilización refleja una mayor variabilidad temporal del nivel sonoro, lo cual se refleja en el descriptor TSLV.

4.3.1 Características sonoras de los distintos períodos temporales

Tras haber realizado la prueba de Kruskal-Wallis para verificar si las medidas realizadas para cada tipo de día (día laborable, sábado y domingo) y, para cada período de día, son

estadísticamente comparables, se obtuvo que estos períodos no son equivalentes desde el punto de vista sonoro y, por lo tanto es necesario tratarlos separadamente. De esta manera, se verificó como el día laborable, el sábado y el domingo se comportan de manera diferente y, por lo tanto, no son estadísticamente comparables las medidas realizadas en cada uno de estos días tipo. Para verificar la equivalencia de los diferentes períodos del día, para cada tipo de día, fue realizada una prueba de Mann-Whitney, comparando dos a dos los diferentes períodos estudiados. Fue estudiado cuales de entre los períodos estudiados eran estadísticamente comparables y, los resultados obtenidos fueron los siguientes:

→ Día laboral:

- Día (07:00-19:00 h)
- Tarde (19:00-23:00 h)
- Noche (23:00-07:00 h)

→ Sábado:

- 01:00-08:00 h
- 08:00-01:00 h

→ Domingo:

- 00:00-08:00 h
- 08:00-00:00 h

98 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

Tabla 4.1.-Intensidad de tráfico rodado para los distintos periodos temporales identificados, diferenciando entre vehículos ligeros (VL), vehículos pesados (VP), motocicletas-ciclomotores (M-C), vehículos con sirena (VS) y vehículos especiales (VE).

Tipo de Día	Período	VL (veh/h)	VP (veh/h)	M-C (veh/h)	VS (veh/h)	VE (veh/h)	Vehículos totales (veh/h)
Laboral	07:00-19:00 h	469.85± 543.62	36.17± 51.11	193.56± 222.00	0.23± 0.62	0.71± 1.17	700.53± 701.98
Laboral	19:00-23:00 h	361.92± 427.04	22.31± 33.04	115.58± 124.69	0.19± 0.40	0.08± 0.39	500.08± 537.41
Laboral	23:00-07:00 h	230.38± 237.01	3.71± 3.78	66.00± 79.71	0	0.63± 1.37	300.71± 307.72
Sábado	08:00-01:00 h	392.08± 434.06	21.50± 29.00	91.77± 93.56	0.32± 0.75	0.51± 1.23	506.17± 494.40
Sábado	01:00-08:00 h	233.00± 252.90	11.52± 16.36	63.17± 94.60	0.09± 0.41	1.35± 1.89	309.13± 327.84
Domingo	08:00-00:00 h	311.67± 363.13	20.27± 28.92	63.50± 69.59	0.16± 0.43	0.17± 0.51	395.77± 414.90
Domingo	00:00-08:00 h	184.86± 209.42	7.96± 12.53	38.96± 53.77	0.04± 0.21	0.30± 0.63	232.13± 255.47

En la tabla 4.1, se muestra el caudal de los diversos tipos de vehículos en cada uno de los periodos temporales identificados. Para el caso del día laboral en periodo día (07-19 h) se observan los mayores caudales de vehículos. En el periodo 08-01 h del día tipo sábado se produce un descenso en los caudales de tráfico con respecto al caso anterior, manteniendo unos niveles de intensidad similares a los encontrados en el día tipo laboral para el periodo tarde (19-23 h). En el día tipo domingo (periodo 08-00 h) aparecen nuevamente valores de intensidad de tráfico menores a los de los casos anteriores.

Por lo que respecta a los periodos nocturnos, en todos ellos aparecen los niveles de intensidad de tráfico más reducidos. Los periodos nocturnos de los días tipo laboral y sábado tienen caudales de tráfico rodado similares, siendo el periodo nocturno del día tipo domingo el que posee una menor intensidad de tráfico.

En la figura 4.3 (a-f), se observa el valor de L_{Aeq} y niveles percentiles para todos los periodos considerados. Por lo que respecta a los niveles “pico”, es decir niveles percentiles L_{A1} y L_{A10} (a y b, respectivamente), los periodos temporales día y tarde del día tipo laboral, junto con el periodo 08-01 h del día tipo sábado, son los que poseen los mayores valores.

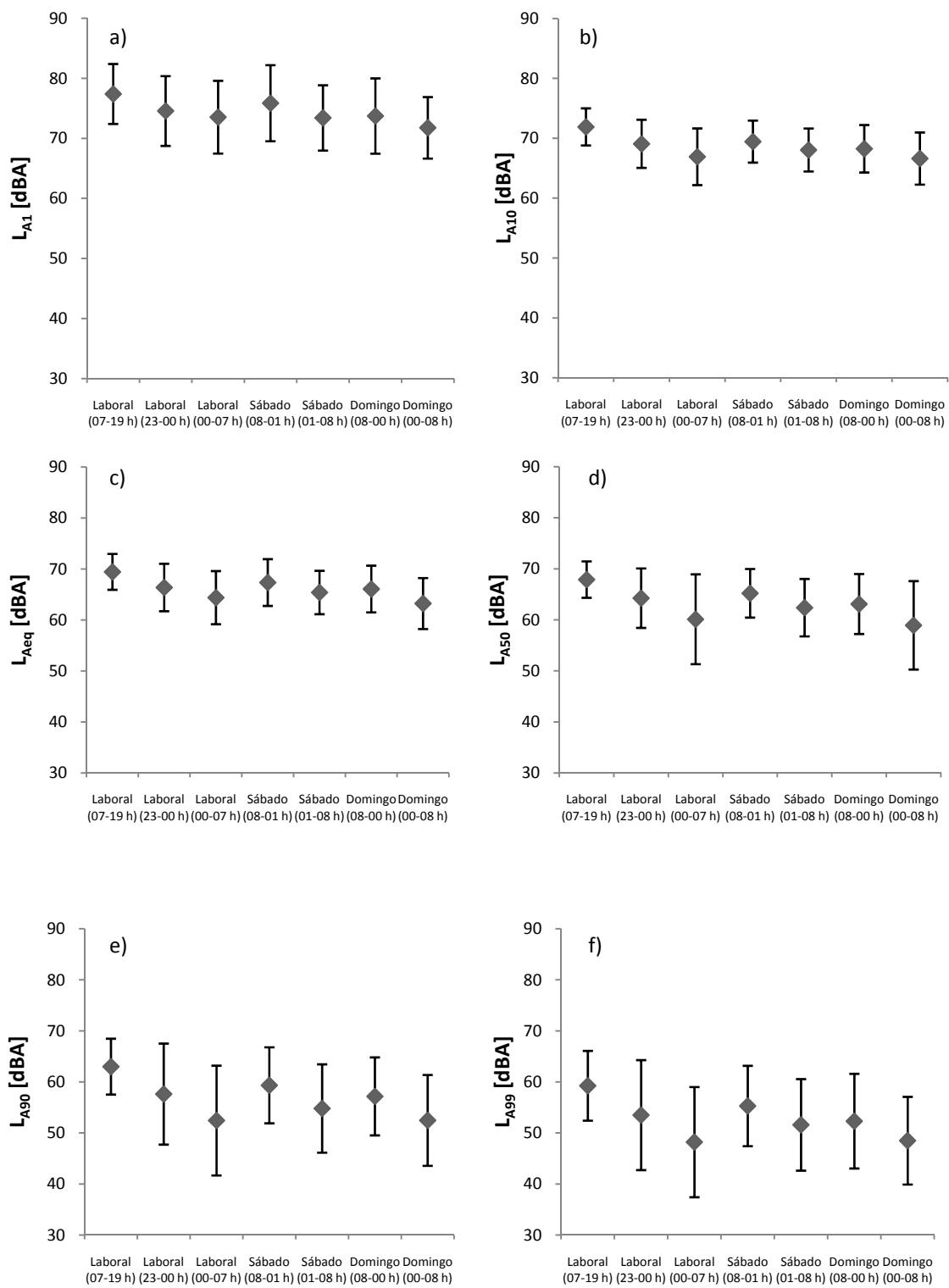


Figura 4.3.-Valor de los descriptores L_{A1} (a), L_{A10} (b), L_{Aeq} (c), L_{A50} (d), L_{A90} (e) y L_{A99} (f) en los distintos periodos temporales identificados.

100 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

Para los descriptores L_{Aeq} y L_{A50} (c y d, respectivamente), las diferencias entre los días tipo laboral, sábado y domingo son menores. En este caso, los periodos nocturnos de los días tipo laboral y domingo son los que tienen los menores valores para estos descriptores.

Por su parte, en los niveles percentiles caracterizadores del “nivel de ruido de fondo”, esto es, L_{A90} y L_{A99} (e y f, respectivamente), ocurre algo similar al caso anterior. En este caso, también los periodos nocturnos de los días tipo laboral y domingo son los que poseen los menores valores. Para estos descriptores se puede observar cómo se produce un descenso muy pronunciado, para todos los días tipo, en el valor de ruido de fondo desde los períodos temporales día hasta los períodos temporales nocturnos.

Además, se verifica como los mayores niveles de variabilidad para los diferentes descriptores estudiados aparecen en los períodos nocturnos, mostrándose un elevado nivel de fluctuación del nivel sonoro.

Tabla 4.2.-Composición temporal de los distintos períodos temporales identificados, de acuerdo con los parámetros tiempo de estabilización del nivel de presión sonora (ST), varianza temporal del nivel sonoro (TSLV), L_{A10} - L_{A90} y factor cresta (CF).

Tipo de Día	Período	ST (min)	TSLV (dB ²)	L_{A10} - L_{A90} (dBA)	CF
Laboral	07:00-19:00 h	18.39± 16.42	3.96± 3.86	8.90± 4.31	0.72± 0.42
Laboral	19:00-23:00 h	15.85± 14.82	5.04± 4.93	11.45± 7.03	0.65± 0.43
Laboral	23:00-07:00 h	27.46± 19.68	9.16± 7.96	14.49± 7.45	0.68± 0.40
Sábado	08:00-01:00 h	18.95± 16.00	4.97± 4.79	10.10± 5.41	0.76± 0.60
Sábado	01:00-08:00 h	22.72± 16.04	6.75± 5.38	13.25± 6.63	0.60± 0.35
Domingo	08:00-00:00 h	19.47± 414.00	5.05± 3.80	11.09± 5.35	0.68± 0.59
Domingo	00:00-08:00 h	27.71± 17.64	8.39± 6.14	14.15± 5.85	0.56± 0.31

Esto último aparece también reflejado en la tabla 4.2. En los períodos nocturnos de todos los días tipo se observan los mayores valores de tiempo de estabilización, de

varianza temporal del nivel sonoro y de diferencia entre los percentiles L_{A10} y L_{A90} , presentando el periodo nocturno del día tipo sábado menores valores.

Este incremento de variabilidad temporal del nivel sonoro en los períodos nocturnos podría implicar un incremento en los niveles de molestia percibida por la población, así como un mayor impacto en el sueño [Lercher, 1996; Baird et al., 1997; Ouis, 2001].

Por lo que respecta al parámetro factor cresta, no se observa una tendencia muy clara, pero se puede deducir que los valores son mayores para los periodos en los cuales la intensidad de tráfico es mayor.

4.3.2 Tiempo de estabilización en los distintos periodos temporales

En este apartado se muestra la evolución del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora frente a la intensidad de tráfico rodado para los distintos periodos temporales identificados (figuras 4.4 - 4.10).

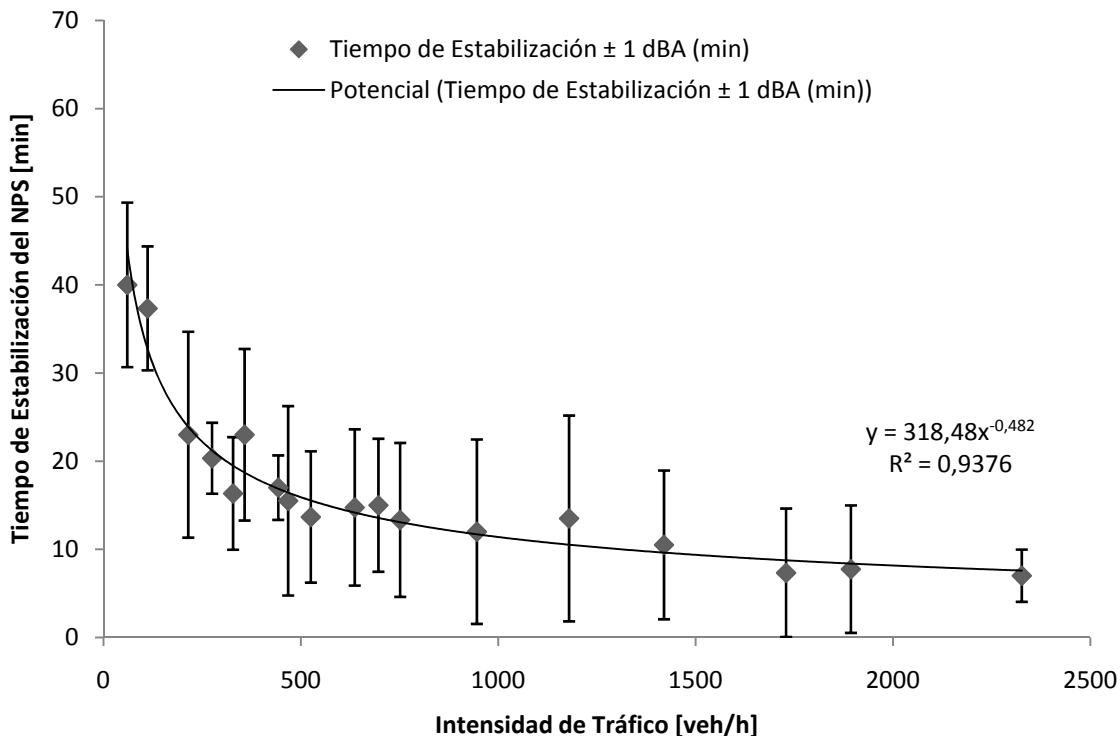


Figura 4.4.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 07-19 h del día tipo laboral.

102 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

Para los períodos temporales día y tarde de los todos los días tipos aparece una relación de tipo potencial decreciente, apareciendo valores del factor R^2 entre 0.86 (sábado 08-01 h) y 0.94 (laboral 07-19 h).

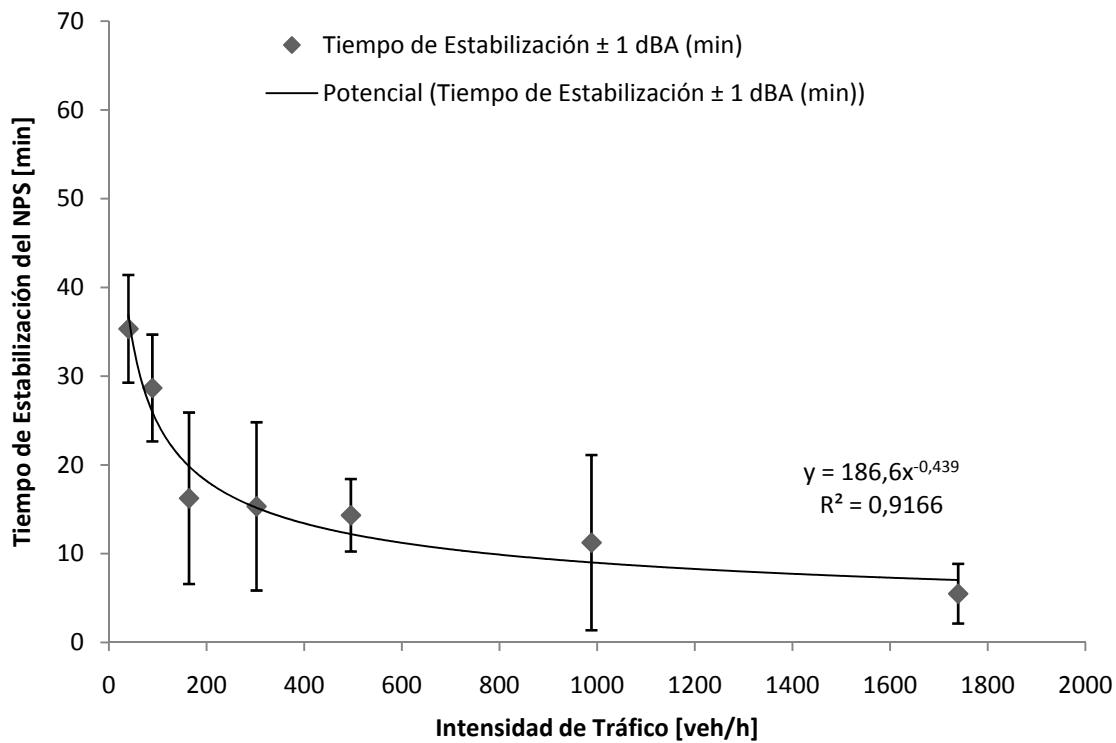


Figura 4.5.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 19-23 h del día tipo laboral.

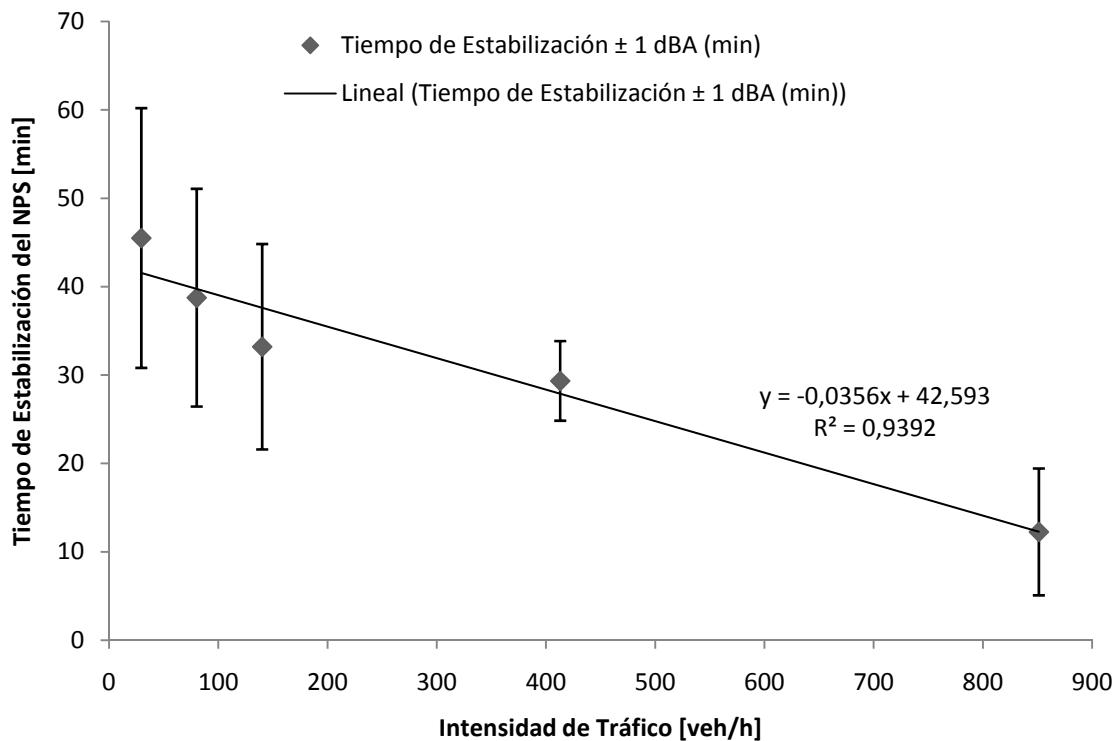


Figura 4.6.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 23-07 h del día tipo laboral.

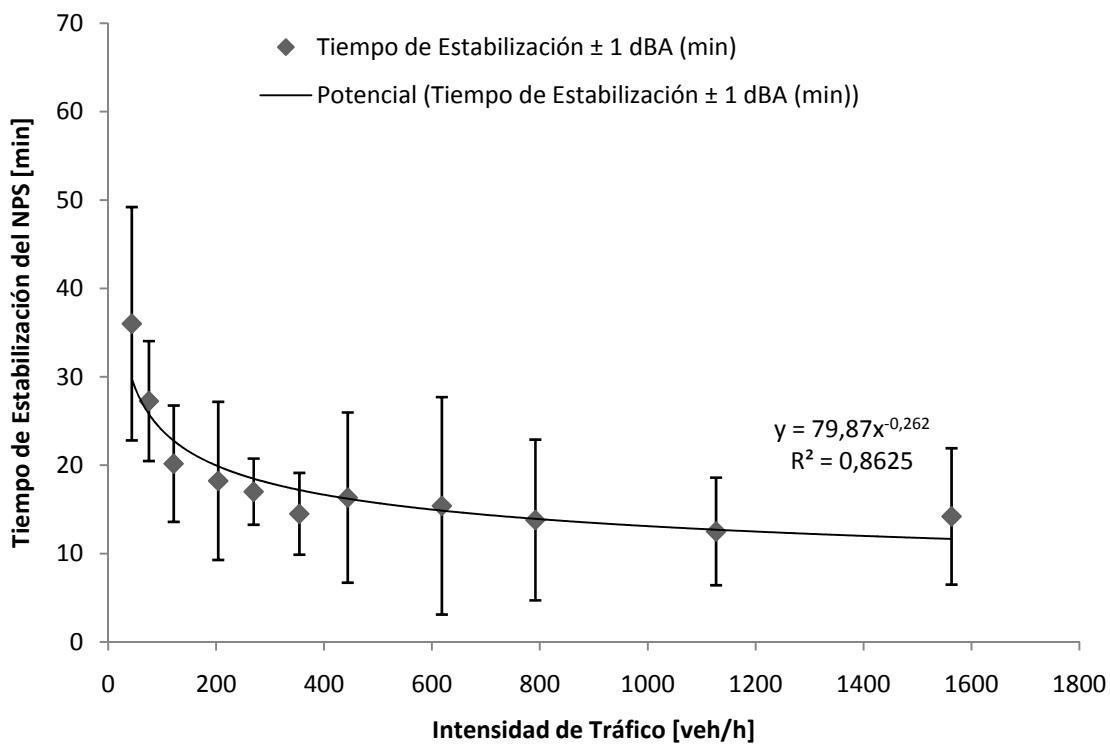


Figura 4.7.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 08-01 h del día tipo sábado.

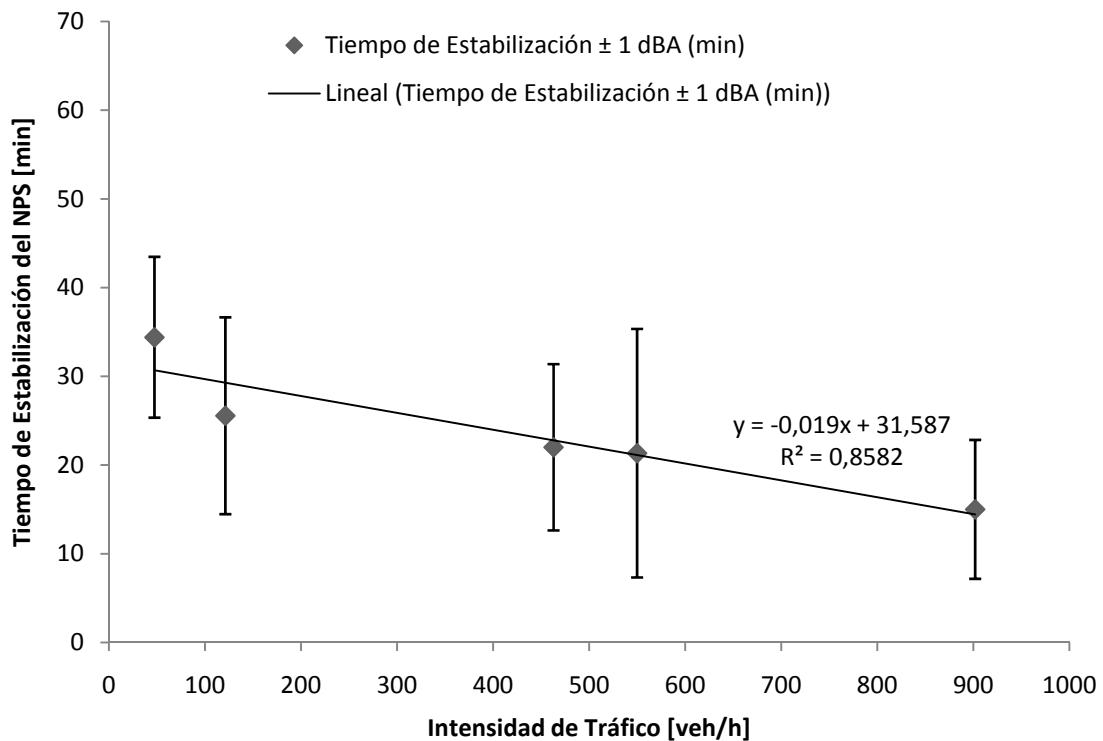


Figura 4.8.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 01-08 h del día tipo sábado.

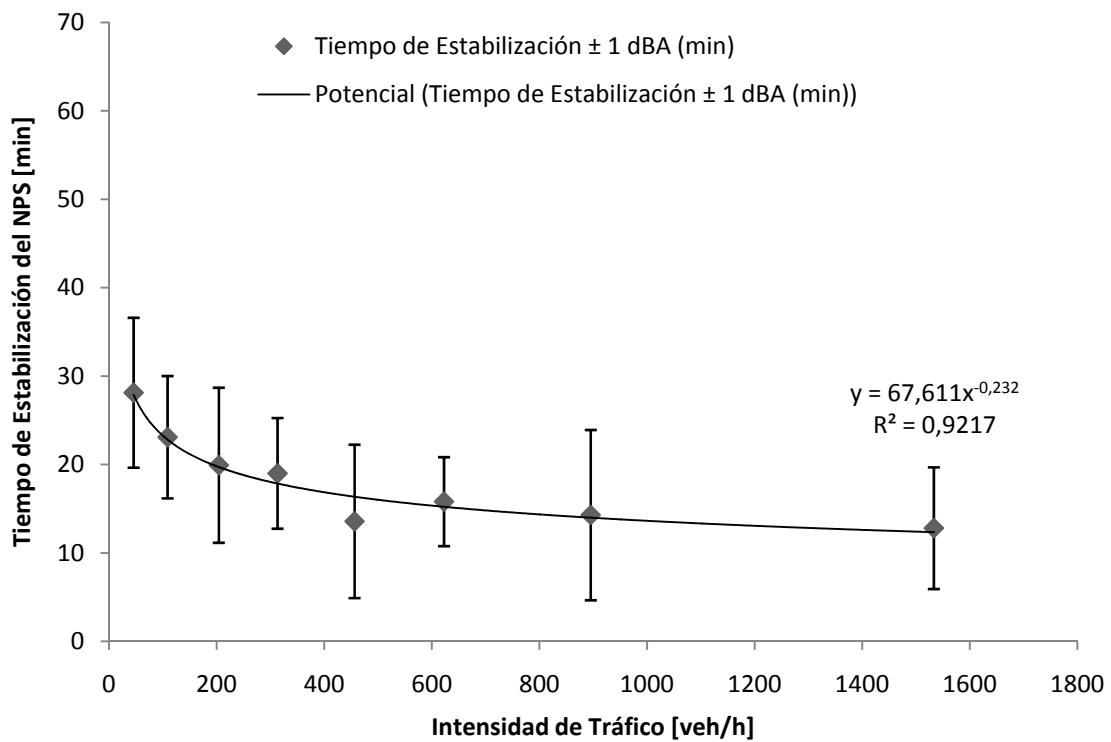


Figura 4.9.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 08-00 h del día tipo domingo.

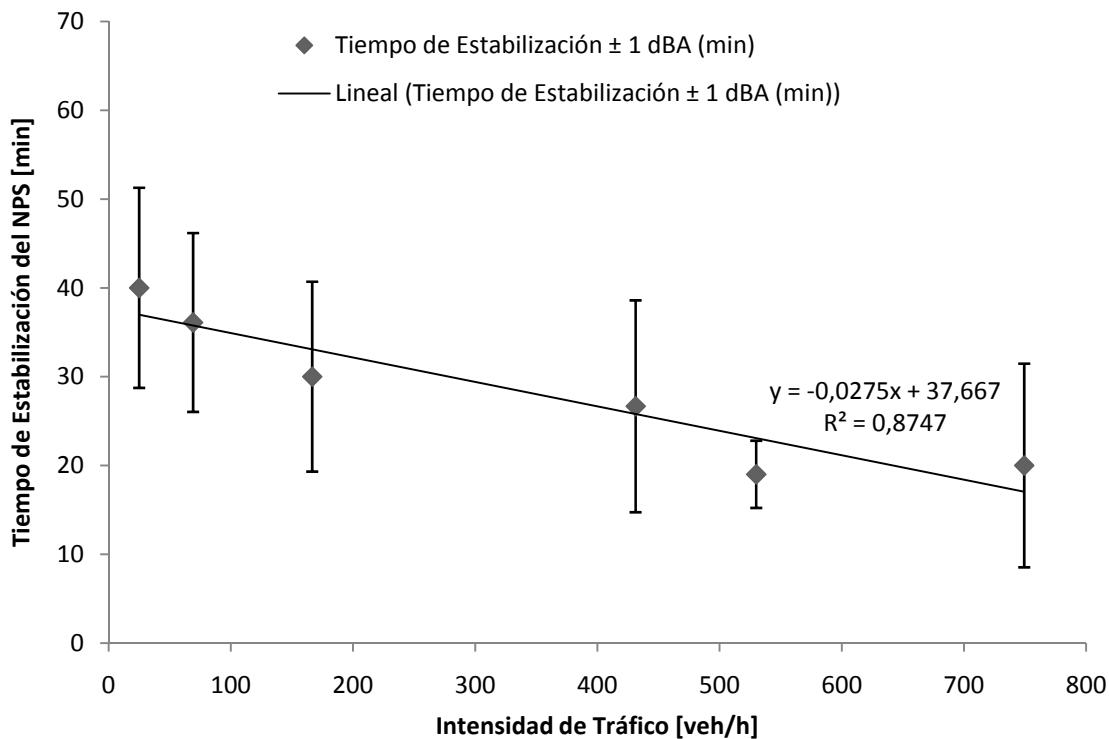


Figura 4.10.- Relación entre el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y la intensidad de tráfico rodado para el periodo 00-01 h del día tipo domingo.

Para el caso de los periodos temporales nocturnos, aparece una relación de tipo lineal decreciente, con valores de R^2 entre 0.86 (sábado 01-08 h) y 0.94 (laboral 23-07 h).

A partir de los gráficos mostrados se podría estimar el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora, para cada uno de los diferentes períodos temporales, a partir de los datos de intensidad de tráfico, obteniendo, por tanto, un parámetro muy importante a la hora de caracterizar sonoramente un determinado espacio urbano.

4.3.3 Características sonoras de las distintas clases de vías urbanas

De entre el total de las 26 localizaciones seleccionadas y desde un punto de vista del tráfico rodado urbano, se ha realizado la siguiente clasificación de vías urbanas:

106 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

1. Vías de circulación periurbana. Carreteras de conexión de la ciudad con el resto de la aglomeración urbana.
2. Vías principales de circulación urbana.
3. Vías secundarias de circulación urbana.
4. Vías de circulación reducida.

Los valores de intensidad del tráfico rodado en cada una de las 4 clases establecidas son mostrados en la tabla 4.3. Obviamente, las vías con mayor circulación de tráfico rodado son las pertenecientes a la clase “vías principales de circulación urbana”, siendo la clase “vías de circulación reducida” las de menos intensidad de tráfico. Para las clases 1, vías de circulación periurbana y, 4, vías de circulación reducida se produce un descenso desde el periodo temporal días hasta el periodo temporal noche. Por lo que respecta a las clases 2 y 3 (vías principales y secundarias de circulación urbana), en el periodo temporal tarde se produce un ligero incremento en la intensidad de tráfico, con respecto al periodo día, siendo de nuevo el periodo temporal noche el de menor intensidad de tráfico.

Por otro lado, en la figura 4.11 a – f, se muestran los valores del descriptor L_{Aeq} y de los niveles percentiles utilizados. Con respecto a los niveles percentiles L_{A1} y L_{A10} , es la clase 2, especialmente en los periodos 07-19 h y 19-23 h, la que posee los mayores valores. Para el resto de clases se puede comprobar cómo el valor de estos descriptores es muy similar.

Para el caso del descriptor L_{Aeq} y el percentil L_{A50} , de nuevo los periodos día y tarde en la clase 2 son los que poseen los mayores valores. No obstante, en este caso, comienzan a aparecer diferencias apreciables en las distintas clases obtenidas, apareciendo en la clase 4, fundamentalmente para los periodos tarde y noche, los niveles más reducidos, así como un mayor nivel de variabilidad en ellos.

Por último, para los niveles percentiles L_{A90} y L_{A99} , caracterizadores del nivel de ruido de fondo, aparecen grandes diferencias entre las 4 clases identificadas. En este caso nuevamente la clase 2 tiene los valores más elevados, así como el menor nivel de variabilidad para estos descriptores. Para el resto de clases se observa un mayor nivel de variabilidad para estos parámetros, así como valores más reducidos, especialmente para los periodos nocturnos, donde aparecen los menores valores para todas las clases.

Tabla 4.3.- Intensidad de tráfico rodado para las distintas clases de vías urbanas, diferenciando entre vehículos ligeros (VL), vehículos pesados (VP), motocicletas-ciclomotores (M-C), vehículos con sirena (VS) y vehículos especiales (VE).

Clase	Período	VL (veh/h)	VP (veh/h)	M-C (veh/h)	VS (veh/h)	VE (veh/h)	Vehículos totales (veh/h)
1	Día	651.94± 542.94	26.33± 16.72	127.22± 147.22	0.11± 0.32	0.61± 0.91	806.22± 695.98
	Tarde	656.00± 525.06	20.50± 7.34	109.50± 97.23	0.20± 0.44	0	786.17± 614.44
	Noche	293.50± 304.76	8.00± 2.83	70.00± 80.09	0	0	371.50± 391.03
2	Día	823.00± 559.04	70.87± 57.85	270.04± 242.00	0.74± 0.97	1.40± 1.80	1166.06± 603.16
	Tarde	930.39± 415.58	52.72± 38.27	220.27± 113.90	0.72± 0.96	0.05± 0.23	1204.17± 387.67
	Noche	614.83± 125.80	6.33± 3.77	157.00± 79.60	0.08± 0.28	0.50± 1.00	778.75± 149.43
3	Día	189.16± 128.69	9.95± 12.02	74.06± 76.68	0.05± 0.22	0.47± 1.04	273.69± 183.41
	Tarde	211.61± 109.49	6.70± 8.30	71.69± 53.84	0.06± 0.24	0.15± 0.50	290.21± 146.24
	Noche	155.73± 112.63	2.20± 2.62	47.00± 36.01	0	0.93± 1.67	205.87± 144.76
4	Día	52.95± 29.41	10.70± 13.63	13.32± 10.63	0	0.18± 0.45	77.16± 39.20
	Tarde	40.67± 41.24	10.33± 14.46	8.20± 4.27	0	0	59.20± 43.10
	Noche	26.20± 209.42	0.40± 0.54	9.00± 7.52	0	0	35.60± 17.81

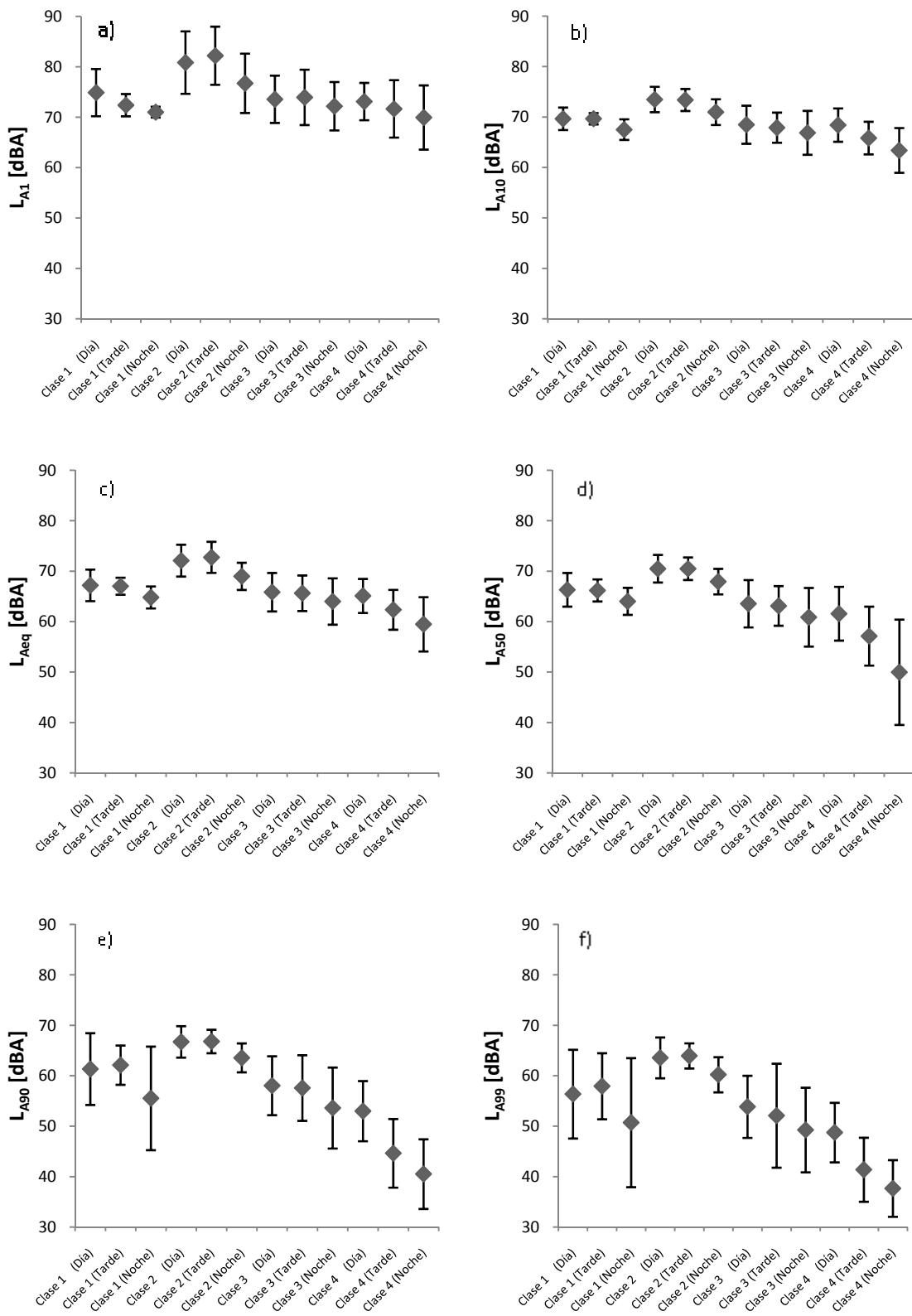


Figura 4.11.-Valor de los descriptores L_{A1} (a), L_{A10} (b), L_{Aeq} (c), L_{A50} (d), L_{A90} (e) y L_{A99} (f) en las distintas clases de vías urbanas.

A la vista de estos resultados (figura 4.11 e y f), se verifica que el nivel de ruido de fondo fluctúa ampliamente, para las clases con menor intensidad de tráfico rodado, a lo largo del día, apareciendo grandes diferencias entre los períodos temporales día, tarde y noche.

Tabla 4.4.-Composición temporal de las distintas clases de vías urbanas, de acuerdo con los parámetros tiempo de estabilización del nivel de presión sonora (ST), varianza temporal del nivel sonoro (TSLV), L_{A10} - L_{A90} y factor cresta (CF).

Clase	Período	ST (min)	TSLV (dB ²)	L_{A10} - L_{A90} (dBA)	CF
1	Día	14.33± 14.14	3.09± 3.10	3.31± 5.18	0.59± 0.31
	Tarde	6.83± 7.54	1.97± 1.49	7.55± 2.90	0.36± 0.03
	Noche	6.84± 8.59	2.90± 3.15	11.97± 8.55	0.40± 0.10
2	Día	22.35± 18.31	3.85± 3.02	6.74± 1.61	1.01± 0.64
	Tarde	21.00± 19.80	3.92± 3.09	6.57± 1.35	1.15± 0.58
	Noche	11.95± 14.73	2.84± 2.43	7.42± 1.38	0.73± 0.53
3	Día	19.23± 14.69	5.08± 4.81	10.44± 4.24	0.56± 0.28
	Tarde	18.27± 15.09	4.46± 4.30	10.31± 5.14	0.67± 0.55
	Noche	25.22± 14.93	7.03± 5.11	13.25± 5.49	0.53± 0.20
4	Día	24.60± 17.59	7.89± 5.45	15.40± 4.67	0.65± 0.56
	Tarde	27.20± 13.26	11.01± 5.85	21.19± 5.54	0.64± 0.53
	Noche	40.40± 17.52	14.99± 6.28	22.86± 4.54	0.65± 0.37

Finalmente, en la tabla 4.4, se muestra la composición temporal de las distintas clases de vías urbanas identificadas. Cada una de estas 4 clases presenta diferentes comportamientos frente a los diversos parámetros utilizados para la caracterización temporal.

Por lo que respecta a los parámetros tiempo de estabilización del nivel de presión sonora y varianza temporal del nivel sonoro, cada clase tiene un comportamiento bien diferente. Para la clase 1, el período día tiene el mayor valor para estos parámetros, siendo en el período tarde y noche estos valores más reducidos y prácticamente similares. En la clase 2, los períodos día y tarde tienen los valores más

110 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

elevados de tiempo de estabilización y TSLV, apareciendo valores más pequeños para el periodo nocturno. En la clase 3 ocurre algo contrario al caso anterior, es decir, en los periodos día y tarde aparecen valores más pequeños que en el periodo nocturno. En este caso se produce un ligero incremento en el valor de estos parámetros con respecto a las clases 1 y 2. A su vez, para la clase 4, aparecen los valores más altos para estos descriptores, observándose un incremento en el valor de éstos desde el periodo día hasta el período temporal noche.

En cuanto al parámetro $L_{A10}-L_{A90}$, se observan dos situaciones diferentes. Por un lado en las clases 2 y 3, los periodos temporales día y tarde tienen valores similares, apareciendo los valores más altos en los periodos nocturnos. Por otro, en las clases 1 y 4, se produce un incremento en el valor de este parámetro desde el periodo día hasta el periodo noche. De nuevo para este parámetro los valores más altos aparecen para el caso de la clase 3 y especialmente la clase 4.

Por último, para el caso del descriptor factor cresta no aparece una tendencia clara. A la vista de los resultados se observa que para el caso de la clase 2 aparecen los valores más elevados de este descriptor. Además, se comprueba que para el caso de los periodos día y tarde se muestran los valores más altos.

4.4 CONCLUSIONES

A la vista de los resultados obtenidos en este capítulo se puede establecer que para el caso de un entorno urbano se pueden identificar diferentes periodos temporales con diferencias estadísticamente significativas desde el punto de vista sonoro. Esto se produce como consecuencia de los ciclos de actividad que se producen en la ciudad, así como a las diversas condiciones de tráfico rodado en función del periodo.

Cada uno de los diversos periodos temporales tiene diversas características sonoras, en cuanto a los descriptores de nivel, L_{Aeq} y niveles percentiles, así como en cuanto a los descriptores de composición temporal, tiempo de estabilización del nivel de presión sonora, varianza temporal del nivel sonoro, $L_{A10}-L_{A90}$ y factor cresta.

Se observa que los periodos temporales día y tarde poseen los mayores valores de nivel de presión sonora, siendo en los períodos nocturnos donde aparecen los valores más reducidos. A su vez, también se observa un descenso en cuanto al nivel de presión sonora en los días tipos sábado y, especialmente domingo, con respecto al día tipo laboral.

No obstante en los períodos temporales nocturnos se muestran los valores más elevados de variabilidad temporal del nivel sonoro, lo cual podría implicar un fuerte impacto sobre la población expuesta, puesto que este tipo de ruido fluctuante supone una importante fuente de perjuicio para diversas actividades humanas, entre las que cabría destacar el descanso nocturno (el sueño) [Eberhardt, 1988; Eberhardt & Akselsson, 1987; Öhrström & Skanberg, 2004; Griefahn et al., 2006; Muzet, 2007; Phan et al., 2010].

Por lo que respecta al tiempo de estabilización, en este capítulo se muestran una serie de gráficos, en los que a partir de los datos de intensidad de tráfico, se puede estimar el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora para cada uno de los diferentes períodos temporales observados. Para el caso de los períodos día y tarde, se aprecia una relación de tipo potencial negativa entre ambas magnitudes, mientras que para el caso de los períodos nocturnos aparece una relación de tipo lineal decreciente entre el caudal de tráfico y el tiempo de estabilización.

Además, de entre el conjunto de localizaciones seleccionadas se ha llevado a cabo una clasificación, obteniendo 4 clases de vías urbanas, en función del tráfico rodado, cada una de las cuales posee también diferentes características sonoras.

CAPÍTULO 5

EVENTOS SONOROS ANÓMALOS EN ENTORNOS URBANOS

One of the typical aspects of the urban soundscapes is the appearance of emergent sound signals or anomalous sound events, occurrences that generate the appearance of sudden increases of sound pressure, in instantaneous time intervals. From the point of view of the effect generated on the exposed population, besides the generation of a great annoyance level, due to the large amount of sound energy that affects sharply on the population, this type of events generate an increase of sensitivity to the surrounding sound environment, increasing the perception of the environmental noise, because this sound event focus the attention towards them. For this reason, this chapter focuses on the study of the appearance of anomalous sound events in urban environments. A study about its sound characteristics, as for its impact on the temporal and spectral composition of urban soundscapes, as well as about its conditions of appearance in the different urban scenarios, is carried out.

5.1 INTRODUCCIÓN

Es ampliamente conocido que la molestia por ruido ambiental puede ser explicada por medio de factores acústicos, tales como el nivel de ruido, composición temporal y espectral, fuente ruidosa, número y magnitud de eventos ruidosos, etc., así como por medio de factores no acústicos como pueden ser factores personales y sociales que tienen incidencia sobre la percepción, la actitud hacia la fuente ruidosa, etc. [Guski, 1999; Ouis, 2001; Paunovic et al., 2009].

Por lo que respecta a la percepción que se tiene de los espacios sonoros urbanos, son numerosos los autores [Lavandier & Barbot, 2003; Raimbault et al., 2003; Notbohm et al., 2004] que establecen la gran influencia de la estructura temporal sobre la

percepción que se tiene de los paisajes sonoros urbanos. Como se mencionó en el capítulo 3, la estructura temporal de los paisajes sonoros urbanos está ampliamente afectada por la aparición de sucesos ruidosos aleatorios, prácticamente instantáneos, los cuales incorporan al medio una gran cantidad de presión sonora. Este tipo de sucesos son llamados en este trabajo Eventos Sonoros Anómalos. Estos eventos aparecen frecuentemente y de forma aleatoria e inesperada en los entornos urbanos y, se trata, tal y como se ha mencionado anteriormente, de focos ruidosos de muy corta duración y cargados con una gran cantidad de energía sonora, generando, por ello, un considerable incremento sonoro sobre el clima acústico presente en el lugar donde aparecen [Torija et al., 2006].

Autores como [Berglund et al., 1995] establecen que situaciones en las que aparecen elevados niveles sonoros en pequeños períodos de tiempo son altamente molestas para la población expuesta. Además de lo anterior, debido a sus propias características, este tipo de sucesos actúan como focos que atraen la atención hacia el ruido ambiental urbano [De Coensel & Botteldooren, 2008; Botteldooren et al., 2008] siendo, por tanto, el oyente más consciente del ruido a su alrededor, lo cual hace que el individuo focalice toda su atención hacia éste, provocando con ello un mayor grado de perjuicio y malestar, así como una percepción de su entorno como altamente contaminado y perjudicial.

Por lo tanto, los eventos sonoros anómalos se comportan dentro de los espacios sonoros como señales acústicas, las cuales suponen un elemento fuertemente perturbador. Éstos, además, marcan fuertemente la estructura temporal de los paisajes sonoros urbanos.

Por otro lado, con la promulgación de la Directiva Europea sobre gestión del ruido ambiental [Directiva 2002/49/CE], se establecía la necesidad de acometer mapas estratégicos de ruido como elemento de diagnóstico para un futuro desarrollo de planes de acción que permitieran conseguir mejorar las condiciones sonoras de las ciudades y, por tanto, reducir lo máximo posible el impacto sonoro sobre la población.

Por lo que respecta a la elaboración de planes de acción, las autoridades competentes se encuentran el problema de qué medidas pueden ser abordables desde un punto de vista técnico y económico para la resolución de los problemas detectados. En este sentido, el trabajo a desarrollar dentro de áreas urbanizadas se encuentra

ciertamente restringido, puesto que gran cantidad de medidas a abordar son técnicamente inviables en muchas zonas ya construidas (especialmente en el caso antiguo de las ciudades). Ejemplos de este tipo de medidas puede ser la colocación de pantallas acústicas, soterramiento de viales, etc. Otras medidas como sustitución de los firmes existentes hacia pavimentos fonoabsorbentes tienen un efecto muy reducido debido a que en los entornos urbanos la velocidad de circulación, principalmente en puntos ubicados en la zona centro de las ciudades, es relativamente pequeña, prevaleciendo en este escenario, por tanto, el ruido generado por el motor [Scholes, 1970].

En este sentido, debido a su frecuente aparición y a su impacto sobre el paisaje sonoro urbano y, por tanto sobre la población, una medida sencilla, barata y técnicamente viable a abordar para la mejora de los problemas detectados en cuanto a la contaminación sonora en un entorno urbano podría ser la identificación y eliminación de los eventos sonoros anómalos presentes en estos ambientes.

Por ello, en este capítulo se lleva a cabo un estudio sobre sus características sonoras, en cuanto a su impacto en la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos, así como sus condiciones de aparición en los distintos escenarios urbanos.

5.2 METODOLOGÍA

Para acometer los objetivos marcados en este capítulo se han seleccionado 120 localizaciones dentro de la ciudad de Granada. Al igual que para los capítulos anteriores, esta selección de vías se ha llevado a cabo intentando obtener un muestra representativa de todos los escenarios sonoros dentro de la ciudad. Para ello estas 120 ubicaciones se han realizado siguiendo los siguientes criterios:

- Se han seleccionado localizaciones de los 8 distritos de la ciudad de Granada, con el objetivo de conseguir englobar la gran variabilidad espacial de la ciudad.

- Se han seleccionado localizaciones con diversas características geométricas, con muy diferente fisionomía, pendiente de circulación, asfaltos, etc.
- Se han seleccionado localizaciones con condiciones de tráfico totalmente diferentes, desde el punto de vista de su intensidad, así como de su composición.
- Se han seleccionado localizaciones en las que el foco sonoro principal no era el tráfico rodado, es decir, ubicaciones en las cuales el tráfico rodado no tenía incidencia directa y había otros focos sonoros, como por ejemplo, actividades comerciales, de ocio, etc.
- Se han seleccionado localizaciones dentro de los espacios públicos y áreas verdes urbanas, en las cuales prevalecen fundamentalmente sonidos humanos, sociales y naturales.

En cada una de estas localizaciones se llevó a cabo mediciones sonoras de una duración de entre 30 y 70 minutos de duración en función del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora [Torija et al., 2007b]. En estas mediciones se obtuvieron los datos sonoros cada segundo, de manera que los eventos instantáneos ruidosos pudieran ser identificados claramente.

Para llevar a cabo la identificación de los eventos sonoros anómalos presentes en los registros sonoros llevados a cabo se utilizó la metodología establecida en el capítulo 3.2.4.

A su vez, los eventos sonoros identificados han sido caracterizados desde el punto de vista sonoro, evaluando la magnitud de su impacto así como su incidencia en la composición temporal y espectral del ambiente sonoro afectado.

Para evaluar su magnitud se ha evaluado tanto su nivel de presión sonora como el incremento generado sobre el nivel de ruido de fondo de la localización donde aparece. Además, se ha realizado un estudio sobre la reducción en el nivel de presión sonora generado por la eliminación de este tipo de sucesos sonoros.

Por lo que respecta a su impacto sobre la composición temporal, se ha calculado el valor de los descriptores varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) y factor cresta (CF) obtenidos con la aparición del evento sonoro anómalo sobre un fragmento de 200 segundos con un nivel de presión sonora constante e igual al nivel de ruido de fondo de la localización en la que aparece.

Para evaluar su incidencia en la composición espectral, en primer lugar se ha utilizado el espectro sonoro, en bandas de 1/3 de octava, desde los 20 Hz hasta los 20 KHz. A su vez, también se ha evaluado la presencia de componentes tonales [Pearson et al., 1969; Scharf & Hellman, 1979; Hellman, 1982; Hellman, 1984; Hellman, 1985a; Hellman, 1985b; Hellman 1986] en el espectro sonoro de los eventos sonoros identificados.

Finalmente, se ha realizado un cálculo del valor del centroide espectral (G), descrito en la siguiente ecuación:

$$G = \frac{\sum_i \left[10^{\frac{L_i}{10}} \times B_i \right]}{\sum_i \left[10^{\frac{L_i}{10}} \right]} \quad (5.1)$$

donde L_i es el nivel de presión sonora en dB, medidos para cada una de las bandas de 1/3 de octava (B_i), desde los 20 hasta los 20000 Hz. Este parámetro representa el centro de gravedad del nivel sonoro dentro del espectro.

5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tal y como se viene mencionando, la aparición de un evento sonoro anómalo en una determinada localización urbana implica un fuerte impacto sobre el nivel de presión sonora recibido por la población, así como sobre la composición temporal y espectral del ambiente sonoro.

Esto se puede comprobar en las figuras 5.1 y 5.2. En la figura 5.1 (a), se observa un registro sonoro de 20 minutos de duración obtenido de una determinada localización de la ciudad de Granada, en el cual se ha eliminado un evento sonoro anómalo presente. En este caso, se trata de un registro sonoro con un nivel sonoro relativamente constante y un valor del descriptor L_{Aeq} de 68.77 dBA. El valor del tiempo de estabilización es de 3.05 minutos y, se obtienen niveles de los descriptores TSLV y CF de 0.54 dB² y 0.65, respectivamente.

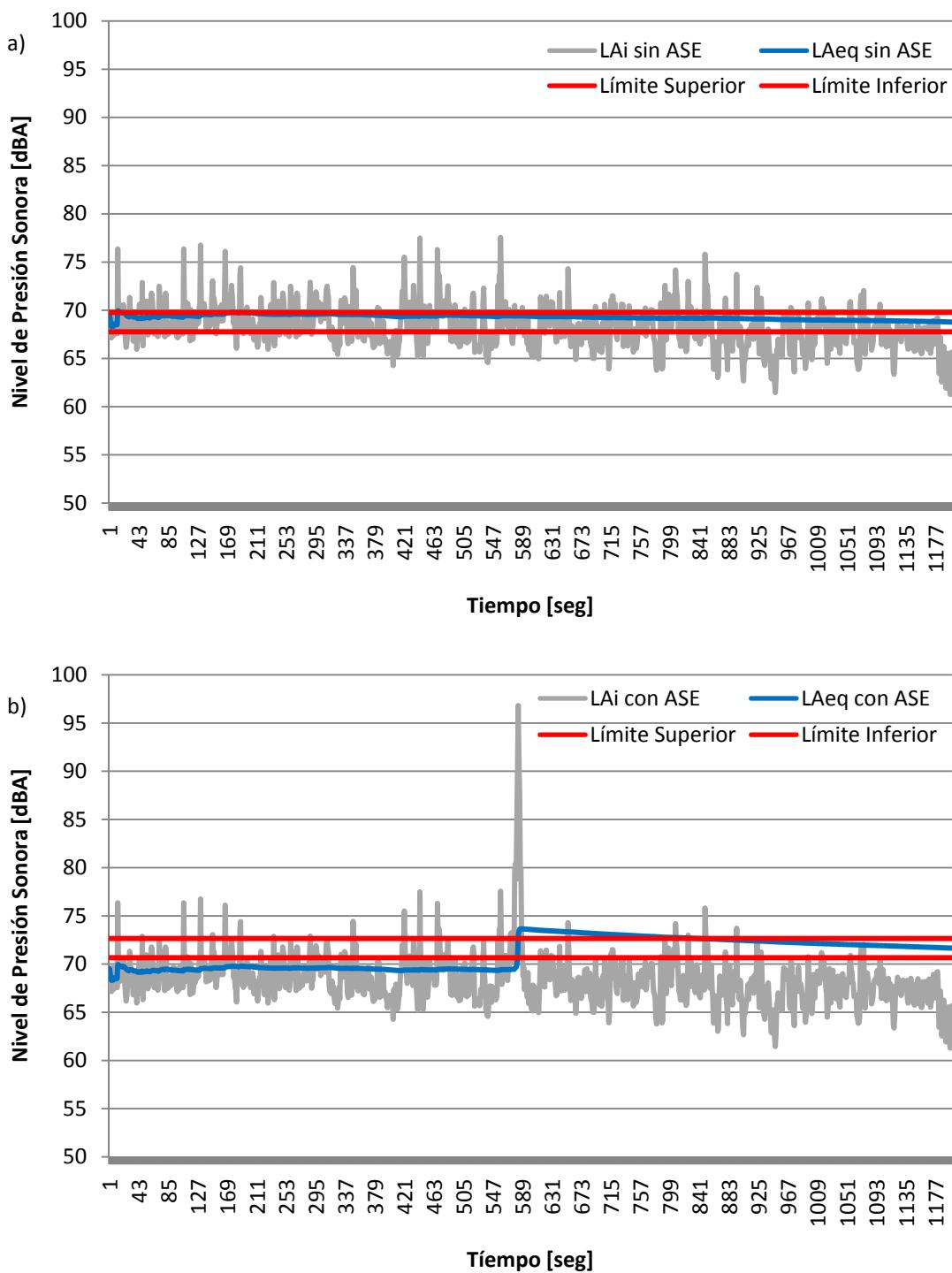


Figura 5.1.-Ejemplo de registro sonoro (de 20 minutos de duración) de una determinada localización de la ciudad de Granada sin (a) y con (b) la aparición de un evento sonoro anómalo.

En la figura 5.1 (b), se presenta el mismo registro sonoro anterior, pero ahora con la presencia del evento sonoro anómalo previamente eliminado. Este evento sonoro anómalo posee un nivel de presión sonora 30.92 dBA superior al nivel de ruido de

fondo de esta localización urbana. En este segundo caso, se produce un incremento en el valor del L_{Aeq} del registro sonoro, el cual tiene un valor de 71.65 dBA. Por lo que respecta al valor de los parámetros para la caracterización de la composición temporal, también se produce un aumento en el valor de los descriptores tiempo de estabilización del nivel de presión sonora (13.92 minutos), TSLV (4.23 dB²) y CF (5.83).

Por lo tanto, se puede verificar como, con la sola eliminación de este evento sonoro anómalo, se alcanza una reducción en el valor del descriptor L_{Aeq} de 2.88 dBA en esta ubicación urbana, lo cual implica una considerable reducción de la contaminación sonora sufrida por la población expuesta. Pero, además, al eliminar este evento sonoro, se elimina un suceso que genera gran perturbación y molestia sobre la población, puesto que se elimina un incremento prácticamente instantáneo de 30.92 dBA sobre el clima acústico de la zona, lo cual constituye un fuerte impacto sobre la población [De Jong, 1990; Job, 1996].

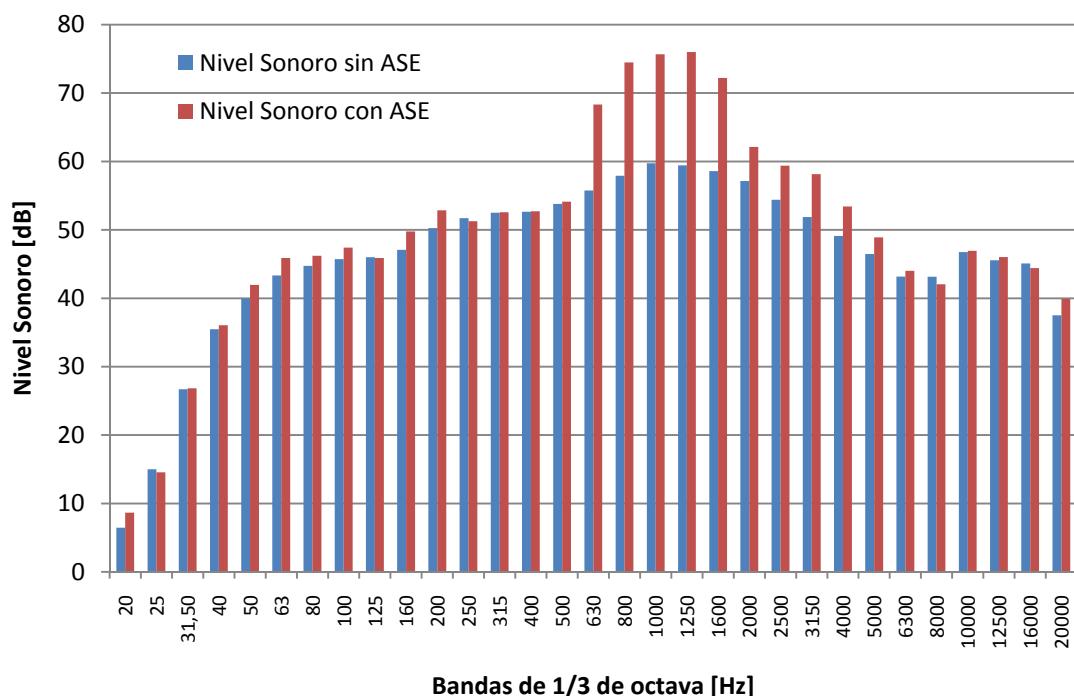


Figura 5.2.- Ejemplo de espectro sonoro de una determinada localización de la ciudad de Granada sin (a) y con (b) la aparición de un evento sonoro anómalo.

Por otro lado, en la figura 5.2 se observa la composición espectral del espacio sonoro ejemplo con y sin la aparición del evento sonoro anómalo. Se observa como la aparición del evento sonoro anómalo genera un fuerte impacto sobre la composición espectral del ambiente sonoro, por medio de un incremento considerable de un determinado rango de bandas de 1/3 de octava, ocasionando a la vez la aparición de componentes tonales, tal y como ocurre en este ejemplo para las frecuencias de 630 Hz y 1600 Hz, lo cual puede ser importantes consecuencias sobre el nivel de molestia generado [Hellman, 1982; Hellman, 1984; Hellman, 1985a; Hellman, 1985b].

5.3.1 Impacto de la aparición de eventos sonoros anómalos sobre el paisaje sonoro urbano

Una vez analizados los registros sonoros de las 120 localizaciones seleccionadas se han identificado un total de 435 eventos sonoros anómalos. Este conjunto de eventos sonoros analizados tienen las características de magnitud e impacto en la composición temporal del ambiente sonoro mostradas en la tabla 5.1.

Tabla 5.1.- Características de magnitud e impacto sobre la composición temporal del ambiente sonoro de los eventos sonoros anómalos (ASE) identificados.

Magnitud del Evento Sonoro Anómalo	L _{Ai} ASE (dBA)	L _{A90} Localización (dBA)	Diferencia (dBA)
	80.38±5.63	56.23±6.82	23.96±5.75
Impacto en la Composición Temporal	L _i ASE (dB)	L ₉₀ Localización (dB)	Diferencia (dB)
	84.94±5.78	68.83±5.63	16.11±5.80
TSLV (dB ²)		CF	
5.31±5.67		2.02±1.40	

Estos eventos sonoros identificados tienen un nivel de presión sonora (L_{Ai}) medio, en ponderación A, de 80.38±5.63 dBA, generando un incremento medio de 23.96±5.75 dBA sobre el nivel de ruido de fondo de las localizaciones estudiadas (L_{A90} Localización), 56.23±6.82 dBA. Por lo que respecta al nivel de presión sonora sin ponderar, los eventos identificados tienen un nivel de presión sonora (L_i) medio de

84.94 ± 5.78 dB. En este caso, se produce un incremento medio de 16.11 ± 5.80 dB sobre el nivel de ruido de fondo sin ponderar (L_{90} Localización), 68.83 ± 5.63 dB.

Por otro lado, tal y como se ha mencionado en el apartado 5.2, para analizar el impacto sobre la composición temporal del ambiente sonoro de las localizaciones evaluadas se han introducido los diferentes eventos sonoros anómalos detectados en un fragmento sonoro de 200 segundos de duración con un nivel de presión constante e igual al nivel de ruido de fondo de la localización en la que aparece el evento ruidoso. De aquí se obtiene que los eventos sonoros detectados generan un incremento medio en el valor de los descriptores TSLV y CF de 5.31 ± 5.67 dB² y 2.02 ± 1.40 , respectivamente.

Analizando la composición espectral de los diferentes eventos sonoros anómalos detectados y, a partir de un análisis de conglomerados jerárquicos, basado en el método Ward, se han identificado tres clases de eventos sonoros anómalos. En la tabla 5.2, se muestran las características de magnitud e impacto sobre la composición temporal y espectral del paisaje sonoro de las tres clases de eventos sonoros anómalos identificadas.

La clase 1 tiene un valor medio del centroide espectral (G) igual a 1387.16 ± 209.88 Hz. Este tipo de evento sonoro anómalo parece corresponder a sucesos tales como vehículos a elevada velocidad, motocicletas con escape libre, gritos, etc. Del total de eventos detectados, el 47.82 % son eventos ruidosos de la clase 1. En este caso, este tipo de eventos generan un incremento medio en el valor de los descriptores TSLV y CF de 5.65 ± 6.10 dB² y 2.11 ± 1.63 , respectivamente. En cuanto a la magnitud de esta clase de eventos sonoros, éstos producen un incremento medio del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo de las localizaciones evaluadas de 24.18 ± 6.01 dBA y 16.69 ± 5.67 dB.

Por su parte, la clase 2 tiene un valor medio del centroide espectral (G) de 2643.18 ± 629.99 Hz. El 39.08 % de los eventos sonoros anómalos detectados pertenecen a la clase 2. En este caso, este tipo de eventos sonoros parecen corresponder a sucesos tales como, sonidos de claxon, frenos de vehículos (especialmente autobuses urbanos), escape de gases de motores (vehículos pesados), golpes metálicos, música a alto volumen, etc. Este tipo de eventos generan un incremento medio del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo inferior al caso anterior, siendo en este caso de 23.32 ± 5.18 dBA y 14.20 ± 4.88 dB. También su impacto sobre la composición

122 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

temporal es ligeramente inferior al de la categoría anterior, teniendo en este caso incrementos medios en los descriptores TSLV y CF de $4.54\pm4.81 \text{ dB}^2$ y 1.81 ± 0.98 , respectivamente.

Tabla 5.2.- Características de magnitud e impacto sobre la composición temporal y espectral del ambiente sonoro de las tres clases de eventos sonoros anómalos (ASE) obtenidas.

Clase	Magnitud del Evento Sonoro Anómalo			Impacto en la Composición Temporal		Impacto en la Composición Espectral
1	L_{Ai} ASE (dBA)	L_{A90} Localización (dBA)	Diferencia (dBA)	TSLV (dB^2)	CF	G (Hz)
	80.82 ± 5.57	56.39 ± 7.16	24.18 ± 6.01	5.65 ± 6.10	2.11 ± 1.63	1387.16 ± 209.88
	L_i ASE (dB)	L_{90} Localización (dB)	Diferencia (dB)			
	85.61 ± 5.35	68.92 ± 5.80	16.69 ± 5.67			
2	L_{Ai} ASE (dBA)	L_{A90} Localización (dBA)	Diferencia (dBA)	TSLV (dB^2)	CF	G (Hz)
	79.51 ± 5.24	56.06 ± 5.87	23.32 ± 5.18	4.54 ± 4.81	1.81 ± 0.98	2643.18 ± 629.99
	L_i ASE (dB)	L_{90} Localización (dB)	Diferencia (dB)			
	82.59 ± 4.86	68.39 ± 5.37	14.20 ± 4.88			
3	L_{Ai} ASE (dBA)	L_{A90} Localización (dBA)	Diferencia (dBA)	TSLV (dB^2)	CF	G (Hz)
	81.34 ± 6.66	56.12 ± 8.19	25.07 ± 6.25	6.33 ± 6.26	2.29 ± 1.52	840.48 ± 188.87
	L_i ASE (dB)	L_{90} Localización (dB)	Diferencia (dB)			
	89.59 ± 6.51	69.82 ± 5.75	19.76 ± 6.66			

Por lo que respecta a la clase o categoría 3, este tipo de eventos sonoros anómalos tienen una mayor magnitud, así como un mayor impacto en la composición temporal del paisaje sonoro. Esta clase de eventos sonoros tienen un valor del centroide espectral (G) igual a 840.48 ± 188.87 Hz. En este caso, tal y como se ha mencionado el

incremento medio en los descriptores TSLV (6.33 ± 6.26 dB²) y CF (2.29 ± 1.52) es superior al de las categorías anteriores. También es superior el incremento del nivel de presión sonora sobre el nivel de ruido de fondo, el cual tiene un valor medio de 25.07 ± 6.25 dBA y 19.76 ± 6.66 dB. Los eventos pertenecientes a esta categoría parecen corresponder a sucesos tales como, vehículos pesados en mal estado, vehículos pesados circulando bajo condiciones muy exigentes (ej: altas pendientes de circulación), vehículos con sirena encendida (ej: ambulancias). Del total de eventos sonoros identificados, el 13.10 % pertenecen a esta categoría.

Para evaluar el impacto de la aparición de eventos sonoros anómalos sobre la composición espectral del paisaje sonoro, además del descriptor G, se ha utilizado el nivel sonoro de las bandas de 1/3 de octava entre 20-20000 Hz (figura 5.3) y, el número medio de componentes tonales para las bandas de 1/3 de octava entre 20-20000 Hz (figura 5.4) de los eventos sonoros identificados.

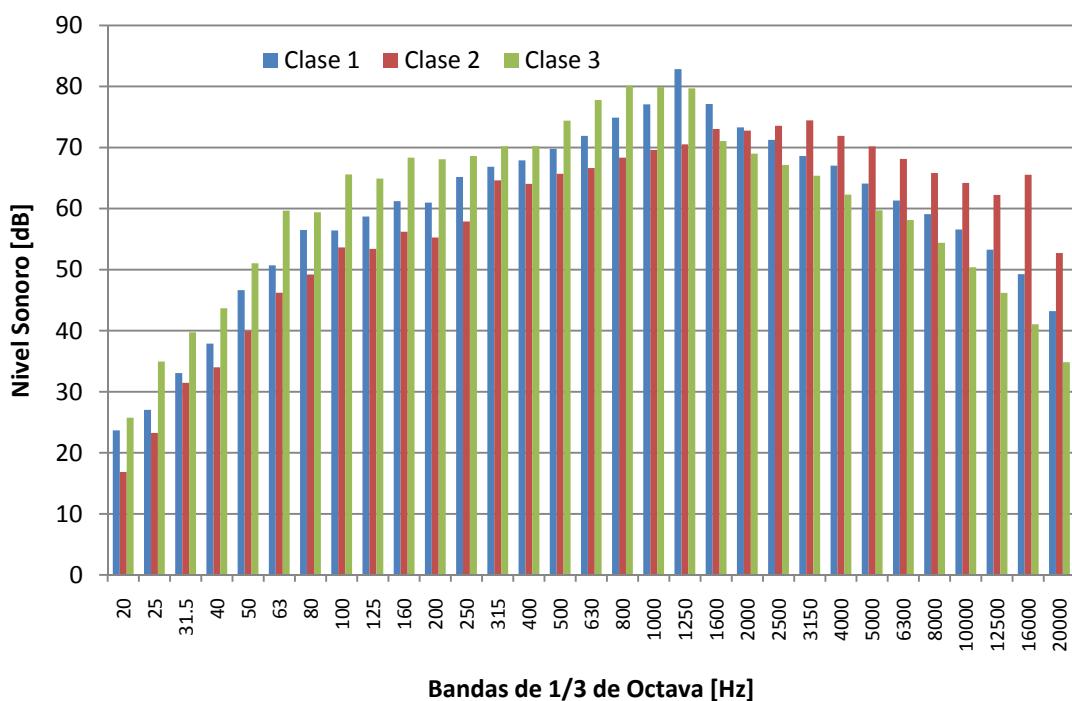


Figura 5.3.- Espectro sonoro de las tres clases de eventos sonoros anómalos obtenidas.

Tal y como se muestra en la figura 5.3, cada categoría de eventos sonoros anómalos tiene un espectro sonoro muy diferente. Por lo que respecta a la clase 1, su composición en medias frecuencias es muy importante, teniendo en el rango entre 630 y 2000 Hz los niveles sonoros más elevados. Por su parte, la categoría 2 tienen una fuerte

composición en altas y muy altas frecuencias. En este caso, por encima de los 2500 Hz, este tipo de eventos sonoros anómalos tienen niveles sonoros muy superiores al resto de categorías. Por último, por lo que respecta a la clase 3, su composición en muy bajas, bajas y medias frecuencias es muy elevada. Los mayores niveles sonoros, para esta categoría de eventos sonoros anómalos, se encuentran entre los 500-1250 Hz.

Por lo que respecta a la aparición de componentes tonales para cada clase de evento sonoro anómalo, en la figura 5.4 se puede observar el número medio de componentes tonales para las frecuencias comprendidas entre los 20 Hz y los 20 KHz.

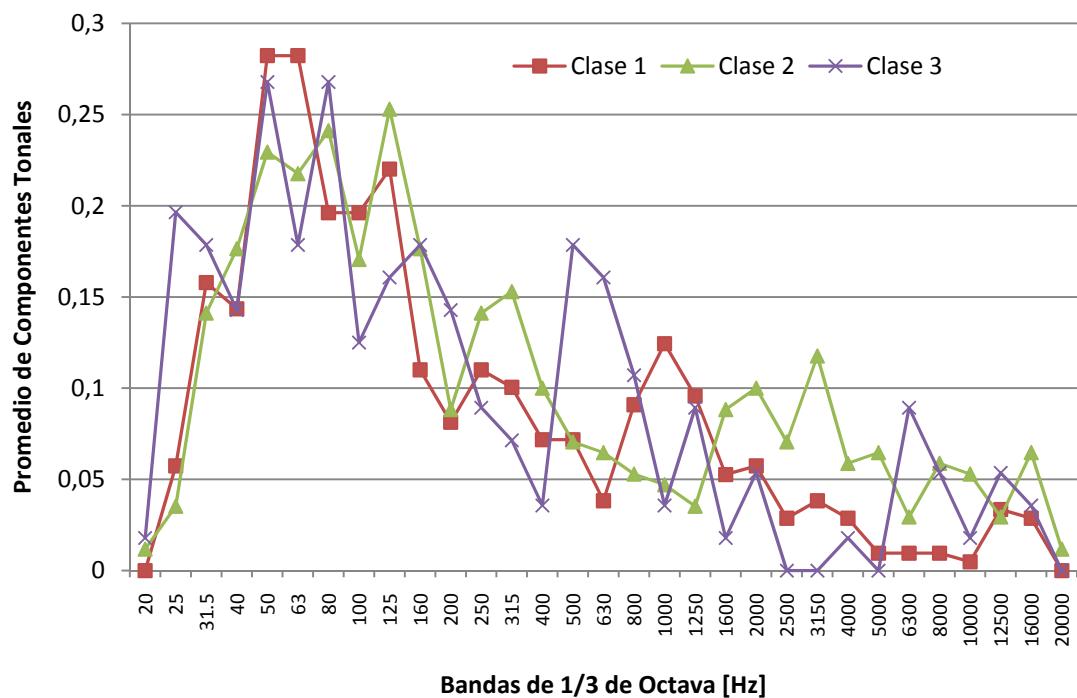


Figura 5.4.- Promedio de componentes tonales para las tres clases de eventos sonoros anómalos detectadas.

En este caso, se puede verificar como en el rango de frecuencias 50-160 Hz aparecen la mayor cantidad de componentes tonales para las tres categorías de eventos sonoros. Además de en ese rango, para la categoría 1, se puede observar un pequeño pico en la distribución del número medio de componentes tonales para la frecuencia de 1000 Hz. Para la categoría 2, también se pueden encontrar, para las frecuencias de 250-315, 1600-5000 y 16000 Hz, valores superiores en el número medio de componentes tonales al resto de categorías. Y, en cuanto a la categoría 3, para las

frecuencias 25-31.5, 500-630 y 6300, se observa un mayor número medio de componentes tonales que en las otras 2 categorías.

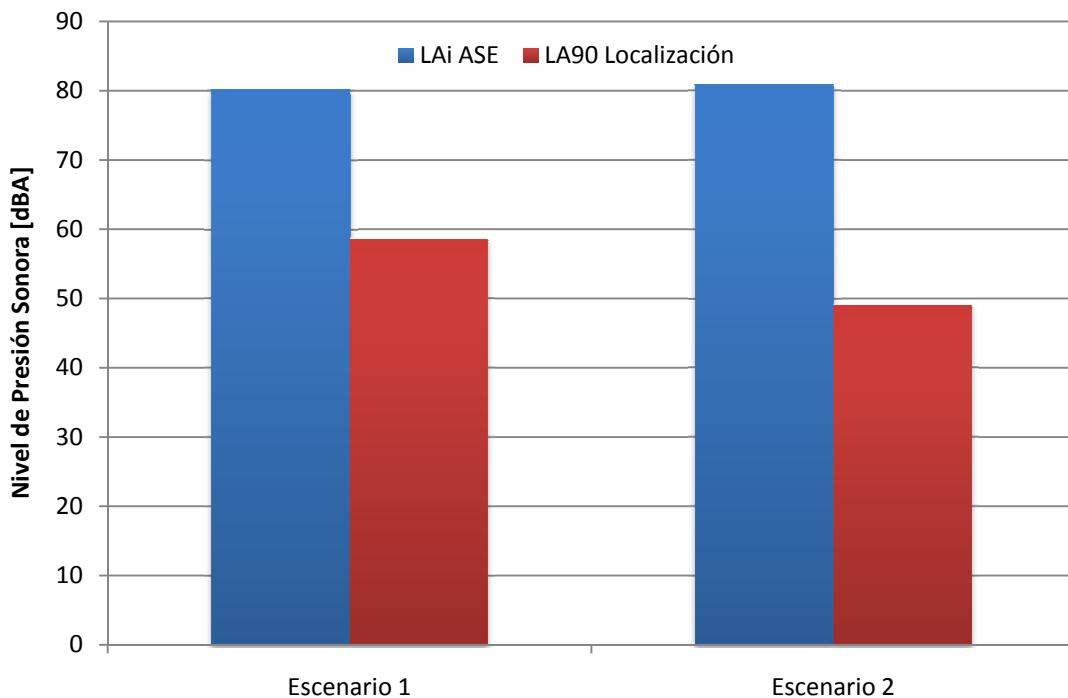


Figura 5.5.- Nivel medio de presión sonora generado por la aparición de eventos sonoros anómalos (L_{Ai} ASE) y nivel medio de ruido de fondo de las diferentes localizaciones en las que aparecen eventos sonoros anómalos (L_{A90} Localización) para dos tipos de escenarios identificados en la ciudad de Granada.

Finalmente, analizando el incremento medio del nivel de presión sonora generado y, realizando, de nuevo, un análisis de conglomerados jerárquicos, se han identificado dos escenarios distintos (figura 5.5). El escenario número 1 se corresponde con ubicaciones en las cuales el nivel medio de presión sonora generado por la aparición de eventos sonoros anómalos (L_{Ai} ASE) es 80.21 ± 5.24 dBA, siendo el nivel medio de ruido de fondo de estas ubicaciones (L_{A90} Localización) igual a 58.56 ± 5.16 dBA. En este caso, el incremento medio, sobre el clima acústico, generado por la aparición de eventos sonoros anómalos es de 21.64 ± 3.69 dBA.

En el escenario número 2, el valor del descriptor L_{Ai} ASE es similar al del escenario anterior, 80.93 ± 6.67 dBA. No obstante, en este caso, el valor del descriptor L_{A90} de la localización es muy inferior al del anterior escenario, teniendo aquí un valor de 49.07 ± 6.34

dBA, lo cual causa que el incremento medio generado sobre el clima acústico de estas ubicaciones sea de 31.08 ± 5.05 dBA.

Estos resultados muestran el gran impacto que puede la aparición de eventos sonoros anómalos en localizaciones en las que el nivel de ruido de fondo sea muy reducido. Generalmente, las calles pertenecientes al casco antiguo de la ciudad o bien muchas de las zonas residenciales tienen un clima acústico caracterizado por un bajo ruido de fondo. En este tipo de ubicaciones la aparición de eventos sonoros anómalos va a tener un fuerte impacto sobre la población expuesta, puesto que el incremento en el nivel de presión sonora va a ser muy elevado. Por lo que respecta a localizaciones en las cuales el nivel de actividad y el tráfico rodado es superior, el nivel de ruido de fondo va a ser mayor, por lo que, en este tipo de ubicaciones este nivel de ruido de fondo va a enmascarar parte de la presión sonora incorporada por la aparición de un evento sonoro anómalo, pudiendo ser menor su impacto sobre la población.

Es por ello que, en los entornos urbanos se debería de establecer un control sobre la aparición de eventos sonoros anómalos, especialmente en aquellas zonas en las cuales su impacto pudiera ser superior.

5.3.2 Análisis de la aparición de eventos sonoros anómalos en diferentes escenarios urbanos

Tal y como se demostró en el capítulo anterior, en los entornos urbanos aparecen una serie de periodos temporales, los cuales tienen unas características sonoras totalmente diferentes. Por esta razón, dentro del conjunto de ubicaciones seleccionadas, se ha estudiado el número medio de eventos sonoros anómalos (de las tres categorías identificadas) que aparecen en cada uno de los períodos diarios (día, tarde y noche), para el caso de días tipo laboral y fin de semana (tabla 5.3).

En la tabla 5.3, se verifica como la distribución de eventos sonoros anómalos en los diferentes períodos temporales diarios es muy diferente dependiendo del tipo de día considerado (laboral, fin de semana). Por lo que respecta al día tipo laboral, el número medio de eventos sonoros anómalos presentes se mantiene relativamente constante a lo largo de los distintos períodos temporales diarios, si bien se detecta un ligero descenso

en la presencia de este tipo de sucesos desde el periodo día hasta el periodo noche. Por el contrario, para el día tipo fin de semana, se produce un considerable aumento en el número medio de eventos sonoros anómalos desde el periodo día hasta el periodo noche.

En cuanto a las diferentes categorías de eventos sonoros anómalos, para el día tipo laboral, se observa como las clases 1 y 2 tienen distribuciones totalmente opuestas. Por un lado, la clase 1 presenta el mayor promedio de eventos sonoros anómalos en los periodos día y noche, apareciendo un descenso en el período tarde; mientras, por otro lado, en la clase 2 el periodo con mayor promedio de eventos sonoros anómalos es el periodo tarde, produciéndose un descenso en los otros dos periodos diarios, especialmente en el periodo nocturno. Para el caso de la clase 3, el promedio de aparición de eventos sonoros anómalos se mantiene prácticamente constante a lo largo del día.

Por lo que respecta al día tipo fin de semana, aparece un considerable incremento desde el periodo día hasta el periodo noche en las categorías 1 y 2. Por contra, la clase 3 sigue una tendencia opuesta, ya que se observa un descenso desde el periodo día hasta el periodo noche.

Tabla 5.3.- Número medio de eventos sonoros anómalos presentes en diferentes periodos temporales para el conjunto de ubicaciones seleccionadas.

Tipo de Día	Período	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Total
Laboral	Día (07-19 h)	1.91±2.08	1.38±1.35	0.47±0.78	3.76±2.81
	Tarde (19-23 h)	1.54±1.48	1.57±2.21	0.57±1.00	3.69±3.08
	Noche (23-07 h)	2.00±0.24	0.67±0.57	0.67±0.48	3.33±0.53
Fin de Semana	Día (07-19 h)	1.40±1.84	1.00±1.15	0.50±0.97	2.90±2.28
	Tarde (19-23 h)	1.50±1.51	1.34±1.51	0.33±0.52	3.17±1.83
	Noche (23-07 h)	2.34±1.86	2.50±1.22	0.17±0.41	5.00±1.90

Además de evaluar el promedio de eventos sonoros anómalos en diferentes periodos temporales, se ha estudiado este promedio para los 4 tipos de vías de circulación de tráfico rodado establecidas en el capítulo 4.3.3.

128 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

Tal y como se puede observar en la tabla 5.4, el número medio de eventos sonoros anómalos aumenta considerablemente desde el tipo de vía 1 (vías de circulación periurbana) hasta el tipo de vía 4 (vías de circulación reducida). Los tipos 2 (vías principales de circulación urbana) y 3 (vías secundarias de circulación urbana) tienen valores intermedios. Con respecto a las clases 1 y 2 de eventos sonoros anómalos, también se produce un ligero incremento en el promedio de sucesos desde los tipos de vía 1 hasta 4. Sin embargo, en cuanto a la clase 3, son los tipos de vías 2 y 4 los que poseen un mayor promedio, mientras que los tipos de vías 1 y 3 tienen valores similares de promedio de eventos sonoros anómalos.

Tabla 5.4.- Número medio de eventos sonoros anómalos presentes en diferentes tipos de vías de circulación de tráfico rodado.

Tipo de Vía	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Total
1	1.84±2.64	0	0.34±0.52	2.17±2.56
2	1.97±1.72	1.34±1.39	0.69±0.87	4.00±2.66
3	2.03±2.16	2.00±1.64	0.34±0.69	4.36±2.71
4	2.34±1.56	2.29±2.15	0.62±1.12	5.24±2.32

Por último, se ha evaluado el impacto que supondría aplicar en un entorno urbano un plan de gestión de eventos sonoros anómalos, por medio de la identificación y eliminación de éstos de las diferentes ubicaciones urbanas.

En la tabla 5.5 y figura 5.6, se observan los niveles medios de presión sonora con ponderación A de los diferentes periodos temporales, para el conjunto de vías seleccionadas, con la presencia de eventos sonoros anómalos y una vez eliminados éstos, así como la reducción media obtenida al llevar a cabo esta medida. Tal y como se puede observar, llevando a cabo una identificación y eliminación de eventos sonoros anómalos, se pueden lograr reducciones medias en el descriptor L_{Aeq} de la localización de entre 1.70 y 2.25 dBA, en todos los periodos temporales evaluados, dentro de un entorno urbano.

Tabla 5.5.- Nivel medio de presión sonora ponderado A de los diferentes períodos temporales, para el conjunto de vías seleccionadas, con la presencia de eventos sonoros anómalos (L_{Aeq} con ASE) y una vez eliminados los eventos sonoros anómalos (L_{Aeq} eliminando ASE).

Tipo de Día	Período	L_{Aeq} con ASE (dBA)	L_{Aeq} eliminando ASE (dBA)
Laboral	Día (07-19 h)	68.57±4.52	66.86±4.40
	Tarde (19-23 h)	69.21±4.06	66.98±3.69
	Noche (23-07 h)	65.20±6.30	63.43±5.29
Fin de Semana	Día (07-19 h)	62.48±4.72	60.58±4.02
	Tarde (19-23 h)	69.81±3.79	68.14±3.36
	Noche (23-07 h)	64.92±2.48	63.14±1.99

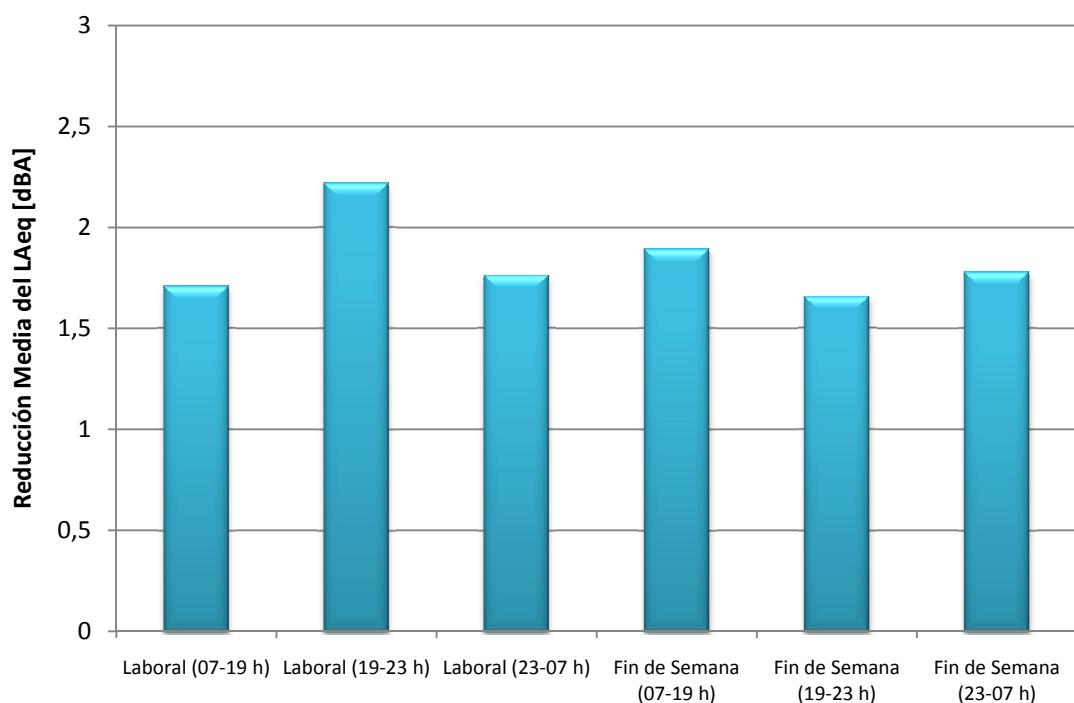


Figura 5.6.- Reducción media del nivel de presión sonora ponderado A (L_{Aeq}), una vez eliminados los eventos sonoros anómalos presentes, en los diferentes períodos temporales (para el conjunto de ubicaciones seleccionadas).

130 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

Siguiendo este mismo planteamiento, se ha evaluado el nivel medio de reducción obtenido para cada uno de los tipos de vías de circulación con la detección y eliminación de eventos sonoros anómalos (tabla 5.6 y figura 5.7).

Tabla 5.6.- Nivel medio de presión sonora ponderada A de las diferentes categorías de vías de circulación de tráfico rodado con la presencia de eventos sonoros anómalos (L_{Aeq} con ASE) y una vez eliminados los eventos sonoros anómalos (L_{Aeq} eliminando ASE).

Tipo de Vía	L_{Aeq} con ASE (dBA)	L_{Aeq} eliminando ASE (dBA)
1	68.64 ± 1.93	67.38 ± 1.90
2	71.24 ± 3.64	69.29 ± 3.29
3	67.33 ± 3.87	65.56 ± 3.68
4	64.98 ± 4.46	62.55 ± 4.26

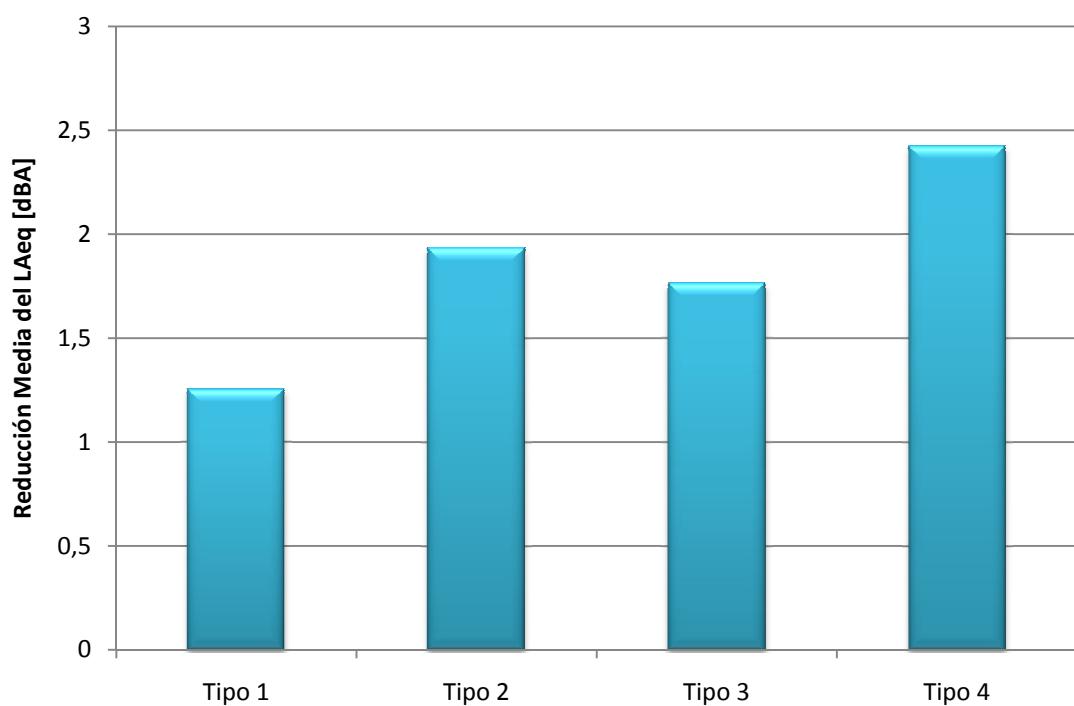


Figura 5.7.- Reducción media del nivel de presión sonora ponderada A (L_{Aeq}), una vez eliminados los eventos sonoros anómalos presentes, en los 4 tipos de vías de circulación de tráfico rodado establecidos.

Como se puede observar en la figura 5.7, el nivel de reducción medio del descriptor L_{Aeq} de la localización oscila entre los 1.30 dBA (vías de circulación periurbana) y 2.45 dBA (vías de circulación reducida). En las vías principales de circulación urbana esta reducción media es igual a 1.95 dBA, mientras que en las vías secundarias de circulación urbana es 1.80 dBA.

Conviene mencionar la gran reducción en el descriptor L_{Aeq} que se logra en las vías tipo 4 (de circulación reducida). En este tipo de vías, el número de eventos sonoros anómalos es muy elevado (tabla 5.4), lo que unido a su reducido nivel de ruido de fondo, ocasiona que el nivel de presión sonora ponderada A se reduzca ampliamente con la eliminación de los eventos sonoros anómalos presentes.

Estos resultados muestran que, tal y como se viene comentando en el capítulo, una correcta gestión de este tipo de eventos ruidosos instantáneos supone una herramienta con una gran aplicabilidad y que obtiene grandes resultados a la hora de reducir los niveles sonoros a que está sometida una determinada ubicación urbana (zona de conflicto), pudiendo ser, por tanto, una herramienta muy útil a la hora de abordar la realización de un plan de acción de gestión y control del ruido ambiental urbano.

5.4 CONCLUSIONES

En vista de los resultados obtenidos en este capítulo se puede concluir que la aparición, en una determinada localización urbana, de un evento sonoro anómalo podría suponer un elemento de fuerte perturbación y molestia sobre la población afectada debido a las características sonoras de este tipo de sucesos sonoros.

Los eventos sonoros anómalos aparecen muy frecuentemente en los entornos urbanos, generando con su presencia un fuerte impacto tanto en el nivel de presión sonora como en la composición temporal y espectral del paisaje sonoro. Este tipo de sucesos sonoros incorporan al ambiente sonoro una gran cantidad de energía sonora (de forma prácticamente instantánea), lo cual tiene una gran incidencia sobre la macroestructura temporal del paisaje sonoro.

132 EVOLUCIÓN NIVEL SONORO DISTINTOS PERIODOS TEMPORALES

A partir de sus características espectrales, se han identificado 3 clases o categorías de eventos sonoros anómalos. La clase 3 (vehículos con sirena encendida, vehículos pesados en mal estado, etc.), está caracterizada por tener un gran contenido en muy bajas, bajas y medias frecuencias, teniendo un valor del descriptor centroide espectral en torno a 850 Hz. Este tipo de eventos sonoros son los que poseen una mayor magnitud, así como un mayor impacto sobre la composición temporal del paisaje sonoro, evaluado por medio del incremento de los descriptores TSLV y CF. En segundo lugar, la clase 1 (vehículos a alta velocidad, motocicletas con escape libre, etc.) tiene un valor de centroide espectral en torno a los 1400 Hz. En este caso, los eventos sonoros anómalos tienen un elevada composición en medias frecuencias (especialmente alrededor de los 1000 Hz). Se trata de la categoría de eventos sonoros anómalos más frecuente en la ciudad evaluada. Este tipo de eventos sonoros tienen tanto una menor magnitud como un menor impacto sobre la composición temporal del ambiente sonoro. Por último, la clase 2 (claxon, golpes metálicos, frenos de autobuses urbanos, etc.) son los que poseen una menor magnitud e impacto sobre la composición temporal. Este tipo de eventos sonoros anómalos tienen una gran composición en medias-altas y muy altas frecuencias, lo cual causa que el valor del centroide espectral sea bastante elevado, alrededor de 2650 Hz.

Además de tener un gran impacto sobre la composición temporal, los eventos sonoros anómalos también tienen una fuerte incidencia sobre la composición espectral del paisaje sonoro, puesto que estos sucesos están caracterizados por contener un elevado nivel sonoro, en diferente rango de frecuencias de acuerdo con la clase de evento sonoro anómalo, así como por ocasionar la aparición de un gran número de componentes tonales.

Conviene comentar también que, en función del incremento de nivel de presión sonora generado por la aparición de un evento sonoro anómalo sobre el clima sonoro de una determinada ubicación urbana, se identifican dos escenarios totalmente diferentes. Estos 2 escenarios son mostrados en la figura 5.5. En esta figura se puede comprobar que partiendo de sucesos sonoros de magnitud similar, el impacto de éstos es muy superior en el escenario con un menor nivel de ruido de fondo. Esto quiere decir que, en un entorno urbano se pueden dar dos situaciones diferentes. Partiendo de un mismo evento sonoro anómalo (de igual magnitud), cuando este se presenta en una localización urbana con un alto nivel de ruido de fondo, parte de la presión sonora incorporada por

este evento es enmascarada por el ruido de fondo presente; sin embargo, cuando este mismo evento sonoro anómalo aparece en una localización donde el nivel de ruido de fondo es muy bajo, la proporción enmascarada va a ser muy pequeña generándose, por tanto, un mayor incremento de nivel de presión sonora sobre el clima sonoro. Debido a esto, convendría tener especial atención, a la hora de identificar y eliminar la presencia de eventos sonoros anómalos, en aquellas zonas donde el clima sonoro sea más silencioso, puesto que este tipo de sucesos sonoros podrían ocasionar en estas localizaciones un muy elevado nivel de molestia y perturbación sobre la población.

Por otro lado, se observa como el promedio de eventos sonoros anómalos que aparecen varía ampliamente en función del periodo temporal considerado, así como en función del tipo de vía de circulación evaluada. Esto mismo ocurre para las 3 clases de eventos sonoros anómalos identificadas, las cuales siguen tendencias muy diferentes de acuerdo con el escenario evaluado.

Finalmente, puede ser muy interesante, para las autoridades urbanas, el considerar un plan de gestión de eventos sonoros anómalos (basado en la identificación y eliminación estos sucesos), como una de las medidas a incorporar a los planes de acción de las zonas de conflicto detectadas en las ciudades, puesto que se ha comprobado como con la identificación y eliminación de este tipo de sucesos sonoros se logran reducciones muy importantes en el nivel de ruido ambiental de la localización evaluada, L_{Aeq} .

PARTE II

PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL Y ESPECTRAL DE LOS PAISAJES SONOROS URBANOS

**PREDICTION OF THE TEMPORAL
AND SPECTRAL STRUCTURE OF
THE URBAN SOUNDSCAPES**

CAPÍTULO 6

MODELOS DE PREDICCIÓN SONORA PARA ENTORNOS URBANOS

In this chapter an introduction to the models of sound prediction for urban environments is realized. The elements of a sound prediction model are described; the evolution in time of these prediction models is analyzed; and the sound prediction models used nowadays are exposed. In addition, in this chapter the structure of the models proposed to predict the temporal and spectral structure of the urban soundscapes is established.

6.1 ELEMENTOS DE UN MODELO DE PREDICCIÓN SONORA PARA ENTORNOS URBANOS

Para que un modelo de predicción sonora pueda ser completamente aplicable debe de constar tanto de un sub-modelo de emisión sonora como de un sub-modelo de propagación sonora [De Muer, 2005; De Coensel, 2007]. En un entorno urbano, tiene tanta importancia una correcta caracterización y estimación de la emisión sonora como la identificación y descripción de los principales sucesos de propagación sonora, ya que gracias a ambos aspectos se va a conseguir predecir el nivel sonoro a que está expuesta la población.

Uno de los aspectos fundamentales a considerar a la hora de construir un modelo de emisión sonora es la realización de una adecuada modelización del tráfico rodado [Peeters, 2004]. Para llevar a cabo tal cometido, se recurre a modelos de flujo de tráfico. Este tipo de modelos de flujo de tráfico se dividen en función de la escala con la que trabajan [De Coensel, 2007]:

- *Modelos macroscópicos:* En este tipo de modelos los vehículos y sus interacciones son descritos con un bajo nivel de detalle. Los flujos de tráfico son caracterizados como un agregado. Este tipo de modelos adoptan la asunción de continuidad, en la cual los parámetros de estado de los flujos de circulación son tratados como continuos [Lighthill & Whitham, 1955; Richards, 1956].
- *Modelos mesoscópicos:* En este tipo de modelos, de nuevo, los flujos de tráfico son tratados como un agregado. Aquí los vehículos y el comportamiento de conducción no son descritos individualmente, sino más bien en términos agregativos, por ejemplo, usando distribuciones de probabilidad. No obstante, en este caso, las reglas de comportamiento son descritas a nivel individual, lo cual permite caracterizar dinámicas más complejas y no lineales [Prigogine & Andrews, 1960].
- *Modelos microscópicos:* En este caso, tanto los vehículos como sus interacciones son descritos con un muy elevado nivel de detalle. Gracias a esto, características del vehículos tales como velocidad, aceleración, progreso, etc., pueden ser simuladas [Algers et al., 1998].
- *Modelos sus-microscópicos:* Estos modelos tienen un mayor grado de detalle. En este caso, este tipo de modelos dividen el vehículo en cada uno de sus componentes [Maerivoet, 2006; Van Arem et al., 1997].

En el marco de la predicción sonora en entornos urbanos, un modelo de emisión sonora busca la caracterización de la emisión generada por el tráfico rodado. Todas las fuentes sonoras asociadas con todos los vehículos son consideradas incoherentes, para de esta manera hacer posible su separación en los cálculos de emisión y propagación sonora. La emisión sonora de un vehículo depende en gran medida de factores tales como el tipo de vehículo, las condiciones de circulación, el tipo de superficie de rodadura, etc. Además, un modelo de emisión sonora debe de considerar diferentes condiciones de flujos de tráfico. Pero, en un entorno urbano también aparecen otras fuentes sonoras diferentes del tráfico rodado que deben de ser caracterizadas y evaluadas, lo cual implica un problema difícil de abordar.

Por otro lado, para conocer el nivel sonoro que incide sobre una determinada parte de la población, es necesario conocer las condiciones de propagación de las ondas sonoras dentro de la localización evaluada. Una vez generada una onda sonora, su propagación en un medio exterior va a depender de aspectos tales como su absorción por parte del aire o bien por parte de los obstáculos con los que se encuentre, su reflexión en fachadas, su apantallamiento por medio de barreras, etc. Por todo ello, se hace indispensable disponer de un modelo de propagación sonora [De Muer, 2005].

Los modelos de propagación sonora se dividen en dos categorías: modelos de discretización y modelos geométricos.

- Los modelos de discretización dividen el ambiente en pequeños elementos, de manera que las ecuaciones de onda acústica son discretizadas y convertidas en lineales. Algunos ejemplos de estos modelos son: métodos de elementos de contorno (BEM) [Seibert & Wu, 1998] y métodos de elementos finitos (FEM) [Van Renterghem, 2003].
- Los modelos geométricos son conocidos como modelos basados en rayos. Este tipo de modelos están basados en la asunción de que las ondas sonoras pueden ser descritas como rayos [Heckbert & Hanrahan, 1984].

Como resumen, se puede establecer que, la predicción del nivel sonoro en un entorno urbano se basa siempre en el estudio de dos factores principales, la generación de las ondas acústicas y su subsiguiente propagación en un contexto determinado.

6.2 EVOLUCIÓN DE LOS MODELOS DE PREDICCIÓN SONORA PARA ENTORNOS URBANOS

A través del tiempo ha crecido la preocupación respecto de la calidad de vida de la población, y se ha tomado conciencia del aporte que el ruido hace en la disminución de la misma; particularmente el ruido del tráfico urbano. Por ello, en los últimos años se vienen desarrollando distintos métodos de predicción sonora para su utilización en la construcción de nuevas calles y edificaciones, tratando de evitar complicaciones futuras o solucionar problemas ya existentes. Estos modelos representan una poderosa

herramienta cuyo campo de aplicación incluye la planificación de espacios, control de impacto acústico sobre el ambiente, desarrollo de nuevas legislaciones para regular la contaminación acústica, entre otros.

El objetivo de un modelo de predicción sonora es el de disponer de una herramienta que permita prever los niveles sonoros que producirá una nueva vía de circulación del tráfico rodado o bien una modificación de una vía existente. La comparación entre tales previsiones y los máximos niveles sonoros permitidos en la normativa de aplicación permitirán conocer de antemano el impacto acústico de la futura actuación y plantear, a nivel de proyecto, las medidas correctoras necesarias. Esta forma de proceder, cual medicina preventiva, evitará impactos no deseados y medidas correctoras posteriores, sin duda, más costosas.

En general, permiten asociar parámetros geográficos con datos, ya sean medidos o calculados, de niveles sonoros con las fuentes que los producen, con las condiciones del campo acústico y con parámetros temporales o estacionales. El desarrollo de modelos cada vez más complejos y abarcativos ha ido creciendo de la mano de la computación. Con el objeto de poner en relevancia algunas características de los principales modelos predictivos desarrollados por distintos autores de la literatura abierta internacional, a continuación se presenta una revisión actualizada de estos modelos en forma cronológica [Azzurro et al., 2000].

En 1977 Gilbert [Gilbert, 1977] elaboró una ecuación para predecir el nivel percentil L_{A10} en calles urbanas, la cual se derivó del análisis de las mediciones hechas en 190 lugares en Edimburgo y otros. La validez de la ecuación se confirmó por medio de un análisis de 134 mediciones hechas en Sheffield y Rotherham. Esta ecuación incluye variables de tráfico, las cuales son actualmente difíciles de predecir, y una ecuación alternativa que usa variables fácilmente predecibles, que han sido derivadas de los datos de Sheffield y Rotherham. Los errores estándar de los dos métodos de predicción fueron de casi 3 dB(A). Se demostró que este error no es significativamente afectado por la instrumentación desplegada, siempre y cuando se alcancen los grados de estandarización industrial, o por el periodo de muestreo de los niveles medidos, con tal que estos no sean menores que 15 minutos. Sobre el rango de los datos estudiados el error estándar no fue afectado significativamente por no linealidades o discontinuidades en las 22 variables numéricas consideradas en el análisis de regresión, ni varió sistemáticamente con cualquiera de las 11 variables descriptivas que se examinaron.

Hubo alguna indicación, sin embargo, de que la técnica de análisis de regresión no detectaba interacciones significativas entre variables. Cuando algunas de las variables descartadas como no significativas se agregaron y el análisis de la regresión se repitió, se logró una reducción importante en la predicción del error estándar.

En 1980 Lawrence y Burgess [Lawrence & Burgess, 1980], presentaron una comparación entre algunos métodos de predicción de la atenuación por apantallamiento del ruido de tráfico causado por edificios, y las atenuaciones reales medidas en áreas residenciales típicas. Se encontró que el método desarrollado por el Departamento de Ambiente en el Reino Unido daba una predicción razonablemente precisa de la atenuación por apantallamiento en situaciones bastante simples. En situaciones más complejas, y particularmente donde una posición de recepción estaba cercana a una estructura significativamente apantallante, tal como un edificio, la atenuación obtenida no era predicha por el método DOE (Department of Environment), de este modo los niveles de diseño de fachada para el fondo de un edificio eran predichos en exceso; como en otras situaciones. Las atenuaciones medidas para eventos individuales bajo condiciones nominales idénticas, mostraron tener grandes variaciones. Se concluyó que los niveles predichos entre una fuente y un receptor tuvo dos componentes básicos, uno la distancia entre ellos, y otro la atenuación que produce el apantallamiento.

Bernard M. Favre [Favre, 1983], hace un análisis de los distintos métodos predictivos y los divide en tres métodos principales. Los métodos manuales (formulas o nomogramas), que llegan a predecir el nivel de ruido a través de una serie de ajustes respecto de un nivel de referencia. Entre los que se pueden mencionar:

- a) El Método del Reino Unido que desarrolló un procedimiento para predecir el nivel percentil L_{A10} , que se usó junto a las Regulaciones para Aislación de ruido (1975) y para propósitos de evaluación y planeamiento general. Éste procedimiento se revisó, y la revisión retiene la filosofía básica de aproximación pero extiende el rango de aplicación del método para tomar en cuenta una amplia variación de escenarios de predicción y resultados de estudios recientes. En particular se hicieron modificaciones significativas a las correcciones de flujo vehicular, tomando en cuenta el flujo reducido, las correcciones por superficie de rodadura y configuraciones de barreras.

- b) En Estados Unidos la FHWA (Federal Highway Administration) desarrolló un método de fácil uso para predecir el descriptor L_{Aeq} . El modelo se presentó en un formato lógico paso a paso con apéndices que cubren el respaldo teórico e identifican las suposiciones y limitaciones del método. Algunos de los pasos son el cálculo del nivel de referencia, y la clasificación de los vehículos. Ya que el análisis de los niveles de ruido vía por vía es muy tedioso especialmente en avenidas o autopistas multivía se elaboró un término para simplificar el cálculo, además el modelo toma en cuenta el exceso de atenuación por bosques, el apantallamiento dado por edificios tomando en cuenta la discontinuidad, y también da un factores de conversión de fórmulas y monogramas que se pueden tener en una calculadora programable.
- c) En Escandinavia también se desarrolló un método de predicción manual de predicción conjuntamente con Dinamarca, Finlandia, Noruega y Suiza. El método daba la posibilidad de calcular el descriptor L_{Aeq} .

La mayoría de los métodos manuales propuestos hasta ahora se basan en la predicción de niveles sonoros siguiendo un proceso de ajuste sucesivo a partir de un cierto nivel sonoro de referencia. En general, dicho proceso consta de las siguientes etapas:

1. División del trazado de la vía en varios segmentos homogéneos en función de los oportunos cambios de dirección o en relación con posibles cambios en las características del tráfico rodado que circula por ella. En cualquier caso, se trata de asegurar que los niveles de ruido originados en cada uno de estos tramos son uniformes.
2. Cálculo para cada uno de estos segmentos de un nivel sonoro de referencia para una determinada distancia de referencia al mismo, en función de las características más importantes del tráfico (volumen de tráfico, velocidad media de los vehículos, composición de la flota de vehículos, etc.).
3. Cálculo de ciertos ajustes menores a introducir en los citados niveles de referencia que tengan en cuenta los efectos producidos por ciertos factores secundarios, tales como las variaciones en la distancia citada, los efectos producidos por la naturaleza del suelo o la presencia de obstáculos, etc.
4. Adición de las diferentes contribuciones de cada uno de los segmentos considerados para calcular el impacto sonoro producido por toda la carretera

sobre un determinado receptor situado en sus proximidades. Como un segundo método menciona los métodos computacionales que se desarrollaron desde los'60 comenzando de los primarios métodos de cálculo pero en la actualidad se llegó a modelos de mayor sofisticación. Algunos de ellos son programas de síntesis de flujo de tráfico, programas de síntesis de flujo de propagación, y métodos basados en fórmulas. Este tipo de planteamientos resulta indicado en la resolución de problemas particularmente complejos o cuando se pretende generalizar los correspondientes resultados (por ejemplo, para trazar un mapa sonoro detallado, con curvas isofónicas, en los alrededores de una autopista, etc.) La utilización de este tipo de programas ofrece también unas posibilidades muy interesantes en la investigación de las complejas relaciones que existen entre la generación y la propagación del ruido ambiental.

El programa “Model 77”, desarrollado en 1980 por la Oficina Federal para la Protección del Medio Ambiente de Suiza para predecir la propagación del ruido de tráfico en espacios abiertos constituye un buen ejemplo de estos modelos computacionales. Otro ejemplo es el “Bruit”, desarrollado en 1984 en la Universidad de Lyon (Francia) como herramienta para estudiar el problema que nos ocupa en zonas urbanas.

Por último se mencionan los modelos a escala, los cuales fueron útiles en el caso de que las formulaciones matemáticas no lleguen a acordar con el esquema de las calles, son particularmente útiles en esquinas de calles complejas o distribuidores de tránsito en autopistas. Como es natural, esta opción requiere la disponibilidad de medios humanos y materiales muy considerables y, por ello, son relativamente escasos los centros especializados que están en disposición de plantearla.

En este sentido, las instalaciones del Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, en Grenoble (Francia), se pueden considerar modélicas. La sala en que se construyen las maquetas tiene un volumen de 1350 metros cúbicos y sus paredes están recubiertas con lana mineral para reducir las reflexiones. Las maquetas se construyen sobre una mesa cuadrada de 10x10 metros, en una escala hasta de 1:100. En su construcción se suelen utilizar bloques de poliestireno expandido de alta densidad recubierto con resina dura o material absorbente, dependiendo de los coeficientes de reflexión que se requieran en cada caso (por ejemplo, simulando las fachadas de los edificios). Las fuentes de ruido se simulan utilizando chorros de aire a presión. En los

puntos en que se desean medir los niveles sonoros producidos por estas fuentes se sitúa un pequeño micrófono (1/8 pulgadas), desplazándolo automáticamente.

En 1987 Jraiw [Jraiw, 1987] presentó un modelo computacional para predecir el ruido producido por el transporte en áreas urbanas y suburbanas bajo condiciones de flujo de tráfico libre. El modelo utiliza expresiones empíricas desarrolladas de estudios de campo hechos en 204 sitios en Bath (Gran Bretaña). Se tomaron en cuenta el flujo de tráfico, velocidad y composición, porcentaje de vehículos medianos y pesados, la distancia de los alrededores de las fachadas de los edificios, y la distancia de varias esquinas. Un buen nivel de concordancia se logró entre los valores medidos y los predichos. Se usaron los niveles percentiles L_{A10} , L_{A50} , L_{A90} y el descriptor L_{Aeq} en dB(A).

Radwan y Oldman [Radwan & Oldham, 1987] en el año 1987, desarrollaron un modelo computacional para predecir niveles de ruido generados por tráfico urbano bajo condiciones de flujo interrumpido. El modelo está compuesto de dos subsecciones. La primera predice las características de propagación del sonido en configuraciones típicas de calles y el segundo simula el flujo de tráfico callejero en áreas urbanas. Las dos subsecciones son luego combinadas para obtener un modelo capaz de predecir niveles de ruido de tráfico en condiciones urbanas. El modelo propiamente dicho utiliza el método de trazado de rayos. Las predicciones obtenidas de la aplicación de este modelo se comparan con aquellas aportadas por la aplicación de modelos predictivos basados en mediciones de campo. El acuerdo entre las predicciones es bueno. Se muestra que el modelo descrito en este documento puede predecir niveles de ruido para situaciones en las cuales los modelos basados en mediciones de campo no pueden manejar.

En 1989, en el trabajo [Rao et al., 1989] desarrollaron ecuaciones semiempíricas para predecir niveles de ruido en diferentes zonas de la ciudad de Visakhapatnam mediante la medición extensiva de niveles de ruido y densidad de tráfico en distintas zonas de la ciudad (65 puntos cubriendo cuatro zonas). Para este trabajo, primero se eligieron los lugares de medición y se grabaron los valores del descriptor L_{Aeq} por hora. Al mismo tiempo se obtuvo la densidad vehicular contando los vehículos que pasaban por el punto de medición. Se clasificaron las áreas de acuerdo al uso a que estaban dedicadas en, residenciales, residenciales - comerciales e industriales. De un estudio anterior, se obtuvo el número equivalente de vehículos que emitían el mismo nivel de ruido que un solo vehículo, para después tener una densidad de tráfico equivalente.

El acuerdo entre los valores predichos y experimentales estaba dentro de los $\pm 5\text{dB(A)}$.

Cammarata, Cavalieri y Fichera [Cammarata et al., 1995] presentaron en 1995 la aplicación de redes neuronales al problema de la predicción de ruido causado por tráfico urbano. La variable física más representativa para cuantificar emisiones de ruido es el nivel equivalente de presión sonora. Hasta ahora ha sido identificado basándose en modelos semiempíricos, típicamente análisis de regresión, los cuales generalmente no dan aproximaciones muy precisas de la tendencia seguida por el nivel de presión sonora. Los autores establecieron el objetivo de superar esta dificultad adoptando una aproximación neuronal basada en una red de retropropagación (Back Propagation Network - BPN). Los resultados obtenidos de la comparación de la aproximación BPN con aquellos aportados por las relaciones seleccionadas encontradas en la literatura, muestran cuán buena es la aproximación propuesta.

La solución neuronal al problema mostró la necesidad, en ciertas etapas, de un grupo de mediciones acústicas, las cuales debían ser tan libres de error como fuere posible. La complejidad de la identificación del error por medio de las aproximaciones clásicas ha llevado a los autores a explorar la posibilidad de una solución neuronal a este problema también. Los autores por consiguiente proponen el uso de una arquitectura neuronal hecha de dos niveles de cascada. En el primer nivel una red de clasificación supervisada, la red de vector de cuantificación y aprendizaje (LVQ: Learning Vector Quantization), filtra los datos descartando todas las mediciones erróneas, mientras que el segundo nivel la BPN predice el nivel de presión sonora.

En el trabajo [Fossa et al., 1995] se hace mención a que se habían dedicado grandes esfuerzos para desarrollar modelos de predicción para la estimación del L_{Aeq} y L_{A10} como una función de un grupo de parámetros de tráfico restringidos. Es muy importante poder predecir el ruido de tráfico tan precisamente como sea posible, para usar los modelos predictivos como herramientas de planeamiento. Este objetivo puede ser alcanzado usando diferentes estrategias que incluyen restricciones de tráfico, planeamiento de uso de tierra, aislación de fuentes y/o moradas, barreras acústicas, etc. De este modo los modelos de predicción se deben aplicar a un gran número de casos prácticos tal como la evaluación del efecto del ruido cuando se planea una nueva calle, o cuando una calle existente es reubicada, ensanchada, o se introduce una intersección señalizada. De hecho, las correlaciones disponibles para el cálculo del L_{Aeq} son insuficientes para esta tarea, dando solo información parcial y siendo incapaz de

considerar la influencia de algunos parámetros como ciclos de semáforos. En este trabajo se aplicó una aproximación evento por evento para evaluar la historia del ruido en el tiempo, en ubicaciones asignadas cerca de las calles como una función del flujo del tráfico, de la distribución de clases de los vehículos y de la configuración de la calle. Se han considerado condiciones de tráfico distintas, incluyendo la presencia de intersecciones señalizadas. La comparación con mediciones disponibles y datos teóricos confirmó la validez del modelo propuesto.

En 1995 Biasi y colaboradores [Biasi et al., 1995] desarrollaron un software basado en modelos de predicción, haciendo mención a que sólo recientemente la opinión pública ha tomado conciencia de que los niveles de ruido son componentes importantes de la calidad ambiental. Este trabajo representa una contribución a la investigación involucrada en el desarrollo de código de computadora especialmente orientado al análisis del ruido producido por el tráfico urbano.

En 1997, Prascevic y otros [Prascevic et al., 1997] publicaron los resultados del modelado del nivel de ruido de tráfico a través de la tendencia de los datos recolectados en 11 sitios de medición en la ciudad de Nis (Yugoslavia). Se presentaron los modelos que describen el nivel de ruido con sólo una ecuación para todos los sitios, los que tienen dos ecuaciones para dos rangos de nivel y aquellos que tienen una ecuación para cada sitio. Se demostró que es prácticamente imposible modelar tráfico con una única ecuación, que modelar ruido con ecuaciones separadas por dos rangos de nivel de ruido es bastante correcto y fácil de usar, y que los modelos con una ecuación por punto de medición tienen mayor precisión pero son relativamente complejos por la cantidad de ecuaciones, y muestran que el modelo de dos rangos/ecuaciones es más preciso que el de una ecuación.

Chakraborty y otros [Chakraborty et al., 1997], midieron el ruido de tráfico en 24 cruces de calles de Calcuta (India) durante el verano de 1997, con la grabación simultánea del número de vehículos que pasaban. Se determinaron los valores ponderados A de $L_{Aeq,24}$, L_{dn} , L_{A10} , L_{A90} , L_{A99} , L_{NP} (nivel de contaminación sonora) [Robinson, 1969] y TNI (índice de ruido de tráfico) [Griffiths & Langdon, 1968]. Se desarrollaron las ecuaciones de regresión $L_{Aeq,h}$ como una función del logaritmo del número equivalente de vehículos livianos/pesados por hora para toda la ciudad y zonas dentro de la ciudad. En este trabajo se cuenta con una complicación extra que es la falta de uniformidad de las calles de la ciudad. Se hicieron mediciones para establecer las

condiciones del campo acústico. Se categorizaron los vehículos y se determinó la media del ruido ponderado A para cada categoría de vehículos. Como las distancias del micrófono a la línea de circulación eran distintas se convirtió la distancia a una distancia, por fórmula, de acuerdo a la distancia mínima observada. Los autores destacan el éxito en la obtención de los objetivos propuestos.

Federico Miyara [Miyara, 1999] en Argentina, brinda los fundamentos físicos, estadísticos y algorítmicos de la predicción del ruido del tránsito automotor. Desarrolla los conceptos de propagación del sonido en exteriores, incluyendo los efectos de la divergencia geométrica, atenuación en el aire, reflexión y absorción superficial, efectos del viento y los gradientes térmicos, potencia sonora emitida por un vehículo, efectos de la pendiente, aceleración y desaceleración, firma acústica, distribución espectral, intensidad y distribución estadística del tránsito, perfiles de velocidad, y las consecuencias sobre la magnitud, espectro y parámetros estadísticos del ruido total. Finalmente, dio pautas para protocolos de medición y ajuste de los parámetros en situaciones específicas.

González [González, 2000] aplicó un procedimiento de optimización del tiempo de muestreo y desarrolló un modelo predictivo que toma en cuenta un entorno atípico considerando eventos anómalos (bocinas, alarmas, escapes ruidosos de motos, vehículos en mal estado, propaganda callejera estática y móvil, etc.) muy comunes en ciudades latinoamericanas, dado que las referencias bibliográficas no se adaptan en general a la realidad de este tipo de ciudades. Concluye proponiendo un modelo considerando los eventos mencionados, obteniendo muy buenos resultados.

6.3 MODELOS DE PREDICCIÓN SONORA UTILIZADOS ACTUALMENTE EN ENTORNOS URBANOS

6.3.1 Modelo Francés “NMPB-ROUTES-96”

De conformidad con el artículo 6 y el anexo II de la Directiva sobre gestión y evaluación de ruido ambiental [Directiva 2002/49/CE], se recomienda la adopción de un método de cálculo provisional para la determinación de los indicadores comunes L_{den} y L_{night} para el ruido del tráfico rodado a los Estados miembros que no cuenten con métodos de cálculo nacionales o deseen cambiarlos [Recomendación de la Comisión, 2003]. El método de cálculo provisional recomendado para el ruido procedente del tráfico rodado es el método nacional francés «NMPB-Routes-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)», mencionado en el «Arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières, Journal officiel du 10 mai 1995, article 6» y en la norma francesa «XPS 31-133». Este método describe un procedimiento detallado para calcular los niveles sonoros causados por el tráfico en las inmediaciones de una vía, teniendo en cuenta los efectos meteorológicos sobre la propagación.

En primer lugar este modelo lo que hace es determinar el nivel de potencia acústica dependiente de la frecuencia L_{AWi} , en dB(A), de una fuente puntual compleja i en una determinada banda de octava j se calcula a partir de los niveles de emisión sonora individuales correspondientes a los vehículos ligeros y pesados indicados en el nomograma 2 de la «Guide du Bruit 1980» (La «Guide du bruit» proporciona nomogramas que dan el valor del nivel sonoro L_{Aeq} (1 hora) en dB(A), conocido también como emisión sonora E. El nivel sonoro se da separadamente para un solo vehículo ligero (emisión sonora E_{lv}) y para un vehículo pesado (emisión sonora « E_{hv} » por hora)) mediante la ecuación:

$$L_{AWi} = L_{AW/m} + 10 \cdot \log(l_i) + R(j) + \varphi \text{ dBA} \quad (6.1)$$

donde:

$L_{Aw/m}$ es el nivel total de potencia acústica por metro de vía en dB(A) atribuido a la línea de fuentes especificada, y se obtiene con la fórmula siguiente:

$$L_{AW/m} = 10 \cdot \log \left(10^{\frac{Elv+10 \cdot \log(Qlv)}{10}} + 10^{\frac{Ehv+10 \cdot \log(Qhv)}{10}} \right) + 20 \text{ dBA} \quad (6.2)$$

donde:

— Elv es la emisión sonora de vehículos ligeros según se define en el nomograma 2;

— Ehv es la emisión sonora de vehículos pesados según se define en el nomograma 2;

— Qlv es el volumen de tráfico ligero durante el intervalo de referencia;

— Qhv es el volumen de vehículos pesados durante el intervalo de referencia,

φ es la corrección realizada para tener en cuenta el nivel sonoro producido por el pavimento, indicada en la tabla 6.1.

l_i es la longitud del tramo de la línea de fuentes representada por una fuente de puntos componentes l en metros,

$R(j)$ es el valor espectral, en dB(A), por banda de octava j , indicado en la tabla 6.2.

Tabla 6.1.-Corrección por tipo de asfalto [Recomendación de la Comisión, 2003].

Clases de pavimento	Corrección del nivel de ruido Ψ		
Pavimento poroso	0-60 (km/h)	61-80 (km/h)	81-130 (km/h)
	-1 dB	-2 dB	-3 dB
Asfalto liso (hormigón o mástique)	0 dB		
Cemento hormigón y asfalto rugoso	+2 dB		
Adoquinado de textura lisa	+3 dB		
Adoquinado de textura áspera	+6 dB		

Tabla 6.2.-Espectro normalizado del ruido del tráfico por bandas de octava con ponderación A, calculado a partir del espectro en bandas de tercio de octava según EN 1793-3

j	Banda de octava (Hz)	Valores de R(j) (dBA)
1	125	-14.5
2	250	-10.2
3	500	-7.2
4	1000	-3.9
5	2000	-6.4
6	4000	-11.4

Posteriormente a este nivel de potencia se le debe de aplicar una serie de correcciones que tengan en cuenta la propagación del sonido.

Uno de los aspectos más tratados en este modelo es la corrección meteorológica y el cálculo de niveles a largo plazo.

El nivel a largo plazo $L_{longterm}$ se calcula aplicando la fórmula siguiente:

$$L_{longterm} = 10 \cdot \log \left[p \cdot 10^{\frac{LF}{10}} + (1-p) \cdot 10^{\frac{LH}{10}} \right] \text{ dBA} \quad (6.3)$$

donde:

L_F es el nivel sonoro calculado en condiciones favorables a la propagación del sonido,

L_H es el nivel sonoro calculado en condiciones homogéneas de propagación del sonido,

p es la ocurrencia a largo plazo de condiciones meteorológicas favorables a la propagación del sonido.

6.3.2 Modelo Nord 2000 y modelo Harmonoise

Actualmente se está proponiendo una transición desde el *modelo Francés*, expuesto en el anterior apartado hasta un modelo armonizado para el conjunto de la Unión Europea *modelo Harmonoise*.

Los *modelos Nord 2000* y *Harmonoise* están caracterizados por considerar, en su modelo de emisión, cada vehículo individualmente [Kragh et al., 2001; De Vos et al., 2005]. Ambos modelos tienen una concepción similar.

Por lo que respecta al *modelo Nord 2000*, el objetivo final de este modelo es muy ambicioso. El modelo trata de proporcionar una completa separación del ruido generado por el contacto neumático-calzada, ruido generado por el motor y ruido aerodinámico. En este modelo se proponen 5 categorías de vehículos, algunas de las cuales son divididas en varias sub-categorías. Además, se proponen 8 categorías de vías de circulación y, se establecen correcciones para 6 diferentes tipos de condiciones de circulación. Con cada fuente, se asocia un espectro sonoro en bandas de 1/3 de octava, el cual depende del tipo de vehículos y de su velocidad [Kragh et al., 2001]. Por último, el *modelo Nord 2000* incluye patrones sonoros en función de la velocidad, con una dependencia logarítmica de la altura, para mejorar la modelización del efecto de refracción [Taraldsen, 2004].

El *proyecto Harmonoise* trata de obtener un modelo de predicción que pueda ser utilizado para la realización de mapas de ruido en todos los Estados Miembros. Los métodos han sido relacionados para predecir los niveles de ruido en términos de L_{den} y L_{night} , los cuales han sido los indicadores establecidos por la Directiva de evaluación y gestión del ruido ambiental [Directiva 2002/49/CE].

El *modelo Harmonoise* ha sido desarrollado para el cálculo del nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A causado por el tráfico rodado bajo condiciones meteorológicas variables. Contiene una descripción de las fuentes de tráfico rodado, así como una descripción de la atenuación durante la propagación [Watts, 2005].

La potencia sonora emitida por fuentes individuales en movimiento, es combinada en una potencia sonora equivalente emitida por el flujo total de tráfico, representado por una fuente lineal. Los patrones de propagación punto a punto son obtenidos por segmentación de estas fuentes puntuales, considerando sub-fuentes emisoras a diferentes alturas.

El método de propagación describe la atenuación entre cada fuente puntual y un punto receptor arbitrario. El nivel de ruido total para cortos períodos de tiempo en el punto receptor es determinado por la suma de todas las contribuciones de todas las fuentes puntuales.

Los niveles de ruido para cortos períodos de tiempo varían en el tiempo (por ejemplo, por variaciones en el flujo de tráfico, condiciones meteorológicas de propagación, etc.,). Los niveles de ruido medios para largos períodos de tiempo tales como L_{den} y L_{night} son obtenidos por combinación de todos los niveles representativos de ruido de cortos periodos de tiempo, ponderados por su periodo de ocurrencia.

Dicho modelo presenta una gran cantidad de variables a tener en cuenta, de forma que su utilización es muy compleja, y no corresponde a nuestra intención el análisis pormenorizado del procedimiento de cálculo. Por lo tanto, en este apartado solamente vamos a mostrar los principales parámetros considerados en este método de cálculo.

En primer lugar se divide la fuente en 3 sub-fuentes, a 0,01 m, 0,30 m y 0,75 m sobre la superficie. Para cada una de estas sub-fuentes se calcula su potencia sonora, para lo cual se consideran las siguientes variables:

- Potencia sonora generada por el ruido de rodadura.
- Potencia sonora generada por el ruido de tracción.
- Coeficientes del ruido de rodadura.
- Coeficientes del ruido de tracción.
- Velocidad.
- Velocidad de referencia (70 Km/h para todas las categorías de vehículos).
- Corrección por condiciones de circulación.
- Corrección por directividad horizontal y vertical.
- Corrección por superficie de rodadura.

- Corrección por desviaciones regionales en la potencia sonora emitida por la flota de vehículos.
- Corrección por temperatura de superficie rodante.
- Corrección por edad del vehículo.
- Corrección para superficies húmedas.

Una vez realizadas todas las correcciones para caracterizar la fuente sonora se pasa a calcular la emisión sonora del caudal total de tráfico rodado en circulación, a través de la integración de fuentes.

Cuando se obtiene el valor de potencia sonora emitido se introducen una serie de correcciones de propagación necesarias que nos van a atenuar el nivel de sonido emitido y nos va a proporcionar el nivel de presión sonora recibido por un punto receptor arbitrario. Para ello la formula principal de atenuación considera las siguientes variables:

- Atenuación debida a la divergencia geométrica.
- Atenuación debida a la absorción atmosférica.
- Exceso de atenuación debido a los efectos de reflexión y difracción ocasionados por la superficie horizontal.
- Atenuación debida a la pérdida de energía durante la reflexión.
- Atenuación debido a las zonas de dispersión.

Una vez presentados estos dos modelos, conviene comentar que, la tendencia actual consiste en realizar una gran apuesta ingenieril e informática, de forma que se utilicen complejos algoritmos matemáticos basados en una gran cantidad de variables difíciles de conseguir y medir, y por tanto, son modelos complicados de utilizar para los no expertos.

6.4 ESTRUCTURA DEL MODELO PROPUESTO PARA LA PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL Y ESPECTRAL DE LOS PAISAJES SONOROS URBANOS

En este apartado se presenta la estructura del modelo de predicción propuesto para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. La metodología utilizada para la construcción de este modelo sigue las directrices marcadas en el marco de trabajo DPSIR (fuerza motriz-presión-estado-impacto-respuesta) [Smeets & Weterings, 1999], metodología definida por la Agencia Europea de Medioambiente y ampliamente utilizada para la evaluación del impacto ambiental.

En este contexto de trabajo, para la obtención de un modelo que pueda actuar como un soporte de decisión ambiental, conviene establecer las siguientes aseveraciones:

- Nos centramos en una de las fuerzas motrices más importantes en un entorno urbano: el tráfico rodado.
- Se considera presión al nivel de ruido generado por la fuerza motriz tráfico rodado.
- Para la evaluación del estado del ambiente se hace uso tanto del nivel de presión sonora como la composición temporal y espectral del paisaje sonoro que el que interactúa la población.
- La valoración del impacto sobre la población está inspirada en la visión holística de los paisajes sonoros, donde se aborda el problema desde un enfoque positivo, donde el sonido constituye una necesidad existencial.

Para llevar a cabo una correcta caracterización y descripción física de los paisajes sonoros interactuantes con la población en entornos urbanos, por medio del nivel y la composición temporal y espectral de la presión sonora, es necesario llevar a cabo una adecuada selección de variables acústicamente relevantes.

La gran mayoría de las variables de entrada del modelo propuesto han sido analizadas y estudiadas en capítulos anteriores de este trabajo, evaluando, principalmente, su incidencia sobre el nivel y la composición temporal y espectral de la presión sonora en ambientes urbanos.

El modelo propuesto consta de dos módulos: (i) un módulo de emisión sonora y (ii) un módulo de propagación sonora, tal y como se muestra en la figura 6.1.

6.4.1 Variables para la caracterización del entorno

Dentro del conjunto de variables para la caracterización del entorno se incluyen variables como el periodo temporal en el cual se evalúa el ambiente sonoro, es decir, el tipo de día (día laboral, sábado, domingo) y el periodo del día (día, tarde noche). La relevancia de estas dos variables ha quedado patente a lo largo de algunos de los capítulos anteriores, donde se ha mostrado que cada periodo temporal tiene características sonoras muy diferentes.

La variable tipo de localización, indica si la ubicación donde se va a evaluar el ambiente sonoro es una vía de circulación de tráfico rodado, una calle peatonal, una plaza urbana o un parque. Obviamente las características sonoras de cada una de ellas van a ser muy diferentes, por lo que parece muy interesante el considerar estas diversas situaciones.

La presencia de actividades comerciales o de ocio, así como la aparición de obras de construcción van a llevar aparejados mayores niveles de ruido de fondo, así como variaciones en la evolución del nivel sonoro. Además, en este tipo de situaciones se pueden producir fuertes incrementos en el nivel de presión sonora [Ballesteros et al., 2010].

Por último, la presencia de fuentes de agua o vegetación, a la que va asociada multitud de avifauna, puede ocasionar, en ambientes tranquilos y silenciosos, un determinado impacto en la composición espectral del paisaje sonoro [Torija et al. 2008b].

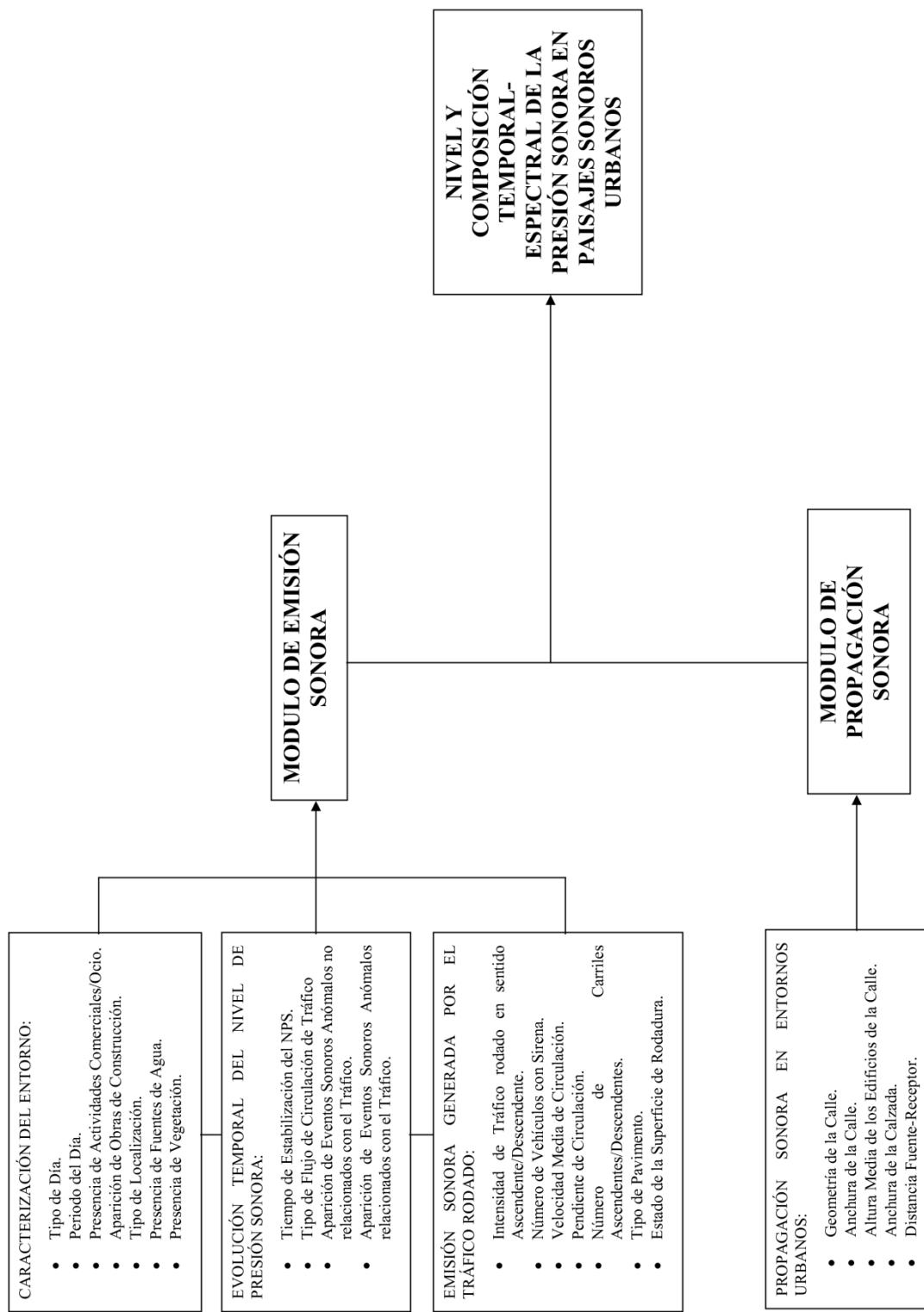


Figura 6.1.- Estructura del modelo propuesto para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos.

6.4.2 Intensidad de tráfico rodado

Debido al hecho de que la fuente ruidosa más importante en los entornos urbanos es el tráfico rodado, un factor crucial a considerar en cualquier modelo para la descripción acústica de un paisaje sonoro urbano es la intensidad de tráfico. No obstante, dentro del tráfico rodado se pueden encontrar varios tipos de vehículos, los cuales tienen muy diversas características por lo que respecta a potencia sonora, velocidad de circulación, espectro sonoro, etc. [Nelson, 1985; Harris, 1998].

En este trabajo, el tráfico rodado se divide en 5 tipos de vehículos: vehículos ligeros, vehículos pesados, autobuses urbanos, motocicletas-ciclomotores y vehículos de servicio, limpieza y acondicionamiento urbano (e.g. vehículos de recogida de basuras). Para cada uno de los diferentes vehículos considerados, se tiene en cuenta tanto el caudal de vehículos en carriles con pendiente ascendente como en carriles con pendiente descendente.

También se incluye el número de vehículos con sirena (e.g. ambulancia, coches de policía, camión de bomberos, vehículos de emergencias, etc.). Estos vehículos generan un nivel de presión sonora muy elevado, de forma prácticamente instantánea, además de suponer un fuerte impacto sobre la composición temporal y espectral del ambiente sonoro en el que aparecen.

6.4.3 Velocidad promedio de circulación

La influencia de la velocidad de circulación sobre la generación de ruido ha sido ampliamente estudiada [Scholes, 1970]. A este respecto, han sido establecidos dos rangos de velocidad: (i) por encima de los 50-60 km/h (como puede aparecer en un flujo de tráfico fluido); (ii) por debajo de 30-40 km/h (flujos de circulación congestionados). Sin embargo, daba la gran complejidad de las condiciones de circulación, es imposible establecer límites rígidos entre estos dos rangos de velocidades. Cuando un vehículo circula a baja velocidad (con marchas bajas), el nivel sonoro promediado generado por el tráfico rodado es prácticamente independiente del

vehículo; sin embargo, cuando la velocidad de circulación es elevada (circulando con marchas altas), los niveles sonoros se incrementan logarítmicamente con la velocidad.

6.4.4 Pendiente de circulación

El trabajo [Blitz, 1974] indica que el nivel de ruido generado depende en gran medida de la pendiente de circulación de la vía. El incremento en los niveles sonoros es especialmente significativo en el caso de vehículos pesados. Por ejemplo, pendientes del 12 % generan incrementos en el nivel de ruido generado en el rango entre los 5 y los 10 dBA, dependiendo del porcentaje de vehículos pesados. En este caso, además, aparecen diferencias muy significativas entre áreas urbanas y espacios abiertos. Lógicamente, la aparición de una pendiente ascendente genera que el vehículo deba de recurrir a marchas más bajas, por lo que el nivel de revolución del motor es mayor, lo que se refleja en un aumento en el nivel sonoro generado, así como en la composición espectral del vehículo en circulación.

Un parámetro considerado, en relación con este aspecto, es el número de carriles ascendentes y descendentes de la vía de circulación evaluada.

6.4.5 Tipo de superficie de rodadura

Ha sido observado por varios autores que la textura de la superficie de rodadura puede tener un considerable efecto sobre los niveles sonoros generados por el tráfico rodado [Nelson & Abbott, 1987]. Esto sucede como consecuencia de la incidencia que tiene la textura del pavimento en la interacción entre el neumático del vehículo y la superficie de rodadura. Dependiendo del tipo de pavimento, así como de su estado de conservación, el nivel de presión sonora generado por un determinado vehículo puede variar en un extenso rango. Desde una perspectiva acústica, superficies de circulación rugosas causan in significativo incremento en los niveles de ruido [Attenborough & Howorth, 1990]. Por lo tanto, tales factores deben ser considerados a la hora de construir un modelo de emisión sonora.

6.4.6 Tipo de flujo de circulación de vehículos

Tal y como se ha mencionado en el capítulo 2, en aglomeraciones urbanas raramente aparecen flujos continuos de circulación de tráfico. La presencia de intersecciones, junto con la señalización vertical asociadas a ellas, origina la presencia de escenarios de deceleración-parada-aceleración en el tráfico urbano [Jones & Waters, 1981; Bowlby et al., 1989; Nijis, 1989; Makarewicz et al., 1999; De Coensel et al., 2005; Abo-Qudais & Alhiary, 2007], lo cual origina que el flujo de circulación de vehículos sea, principalmente, pulsado, aunque también pueden aparecer flujos congestionados cuando se supere la saturación de la vía. Como consecuencia, se puede afirmar que en un entorno urbano raramente van a aparecer distribuciones Gausianas [Don & Rees, 1985].

Los diversos tipos de flujos de circulación de vehículos van a llevar aparejados diferentes características estadísticas en cuanto a la distribución de los niveles sonoros generados, en lo que respecta al nivel medio y al valor de los parámetros asimetría y curtosis de la distribución. El valor de estos parámetros varía ampliamente en función del tipo de flujo de circulación de vehículos, adoptando valores muy alejados de los de una distribución Gausiana en todos los flujos de circulación, excepto en el continuo fluido. Esto va a incidir sobre la evolución de los niveles de presión sonora en los diferentes ambientes sonoros urbanos, por ejemplo, la evolución del nivel de presión sonora será muy diferente para el caso de un flujo intermitente o un flujo congestionado.

6.4.7 Tiempo de estabilización del nivel de presión sonora

En el capítulo 3, se definió el tiempo de estabilización del nivel de presión sonora como el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora se estabilice, dentro de un rango previamente definido. Esto se traduce en que, el tiempo de estabilización representa el mínimo tiempo requerido para extraer una muestra representativa de un determinado paisaje sonoro. De manera que, este tiempo representa, además, el mínimo tiempo al que se deben de integrar las variables de entrada y salida de un modelo de predicción

sonora, para conseguir una adecuada y representativa caracterización de la zona estudiada.

Por otro lado, la variable tiempo de estabilización del nivel de presión sonora describe la evolución del nivel sonoro a lo largo del tiempo, debido a que este parámetro está íntimamente relacionado con la variabilidad temporal del nivel de presión sonora [Torija et al., 2007b]. Por este motivo, se considera muy interesante incluir este parámetro como una de las variables del modelo propuesto.

6.4.8 Aparición de eventos sonoros anómalos

La aparición de un evento sonoro anómalo, tal y como se ha demostrado, ocasiona un considerable incremento en el nivel de presión sonora que es recibido por la población expuesta. Además, este tipo de sucesos genera un considerable impacto sobre la composición temporal y espectral del ambiente sonoro afectado. Esto se traduce en que, este tipo de sucesos sonoros, suponen un elemento de gran interés a la hora de caracterizar acústicamente un determinado entorno sonoro, por lo que parece muy recomendable incluir esta variable en un modelo para la predicción de la estructura temporal y espectral de un paisaje sonoro urbano.

6.4.9 Variables para la caracterización de la propagación sonora en entornos urbanos

Una vez caracterizada la emisión sonora generada por la multitud de fuentes presentes en los diversos escenarios que aparecen en un entorno urbano, es necesario estudiar cómo se distribuye espacialmente estos niveles sonoros generados, es decir, cual es su propagación desde que es emitida hasta que es recibida por la población.

De entre las variables a considerar, en primer lugar, las características de la superficie de rodadura de la vía tienen una incidencia directa sobre el factor de reflexión. Por ejemplo, una superficie con un alto porcentaje de porosidad tiene un muy bajo coeficiente de reflexión. Esto significa que la energía sonora reflejada disminuye

en comparación con superficie lisas, las cuales poseen un gran coeficiente de reflexión [Golebiewski, 2008].

Por otro lado, en una gran multitud de estudios se ha demostrado la gran influencia que tiene la presencia de edificios sobre la propagación sonora y el nivel efectivo de presión sonora recibido por la población en entornos urbanos [Walerian et al., 2001a,b; Kang, 2002; Janczur et al., 2006]. En función de la geometría de la calle, unido a las características de altura media de los edificios, anchura de la vía y de la calzada, distancia receptor-fuente, etc., el nivel de presión sonora se distribuye espacialmente de manera muy diferente. La propagación sonora va a ser muy diferente, por ejemplo, en localizaciones con campo libre (sin construcciones en el entorno) con respecto a localizaciones en las cuales aparezcan edificios a ambos lados de la vía, es decir, en localizaciones con efecto cañón (calles tipo “U”), donde el grado de reflexiones (el campo reverberante) va a ser muy superior [Walerian et al., 2001a,b; Kang, 2002; Janczur et al., 2006]. De aquí radica la importancia de incluir un modelo de propagación sonora para la realización de la caracterización acústica de un determinado paisaje sonoro urbano.

Una vez presentada la estructura del modelo propuesto para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos, conviene comentar que para conseguir abordar la gran complejidad que supone el objetivo a alcanzar, se ha optado por recurrir, para la construcción del modelo, a una interesante herramienta de *data mining*, las *redes neuronales artificiales (ANN)*, las cuales son presentadas en el siguiente capítulo.

CAPÍTULO 7

INTRODUCCIÓN A LAS REDES NEURONALES ARTIFICIALES (ANN)

In this chapter an introduction to the basic principles on artificial neural networks (ANN) is carried out.

7.1 INTRODUCCIÓN

Desde hace algunos años, las Redes Neuronales Artificiales (ANN) vienen recibiendo un fuerte interés como una metodología para la minería de datos, ya que ofrece los medios para modelar de manera eficiente y efectiva problemas complejos y no lineales [Zeng & Wang, 2006; Romero & Alquézar, 2007; Teschl et al., 2007; Beg et al., 2008; Akay et al., 2009; Du & Lam, 2009; Ghosh-Dastidar & Adeli, 2009; Hedayat et al., 2009; Liu, 2009; Wang et al., 2009]. Un modelo basado en ANN es capaz de encontrar relaciones (patrones) de forma inductiva por medio de varios algoritmos de aprendizaje basados en los datos existentes.

Las ANN suponen una metodología para resolver problemas, de forma individual o combinadas con otros métodos, para las tareas de clasificación, identificación, diagnóstico, optimización o predicción en las que el balance datos/conocimiento se inclina hacia los datos y donde, adicionalmente, puede haber la necesidad de aprendizaje en tiempo de ejecución y de cierta tolerancia a fallos. Por todo ello, las ANN tienen la capacidad de adaptarse dinámicamente reajustando constantemente los “pesos” de sus interconexiones.

Se podría establecer que una Red Neuronal Artificial (ANN) es un paradigma de aprendizaje y procesamiento automático que busca como último objetivo emular el comportamiento cerebral, o al menos algunas de sus funciones, tales como el aprendizaje [Haykin, 1998].

Las ANN se basan en la analogía que existen en el comportamiento y función del cerebro humano, en particular del sistema nervioso, el cual está compuesto por redes de neuronas biológicas que poseen bajas capacidades de procesamiento, sin embargo toda su capacidad cognitiva se sustenta en la conectividad de éstas. Por lo tanto, las ANN están compuestas por un grupo interconectado de neuronas artificiales (AN) o procesadores elementales. Estas conexiones, como en un cerebro biológico, tratan de seguir un esquema de interconexión con una alta densidad y paralelismo. Además, tienen asociados unos “pesos” (sinapsis) cuya modificación representa el aprendizaje de la red [Lavine & Blank, 2009].

Estas neuronas artificiales tienen una capacidad limitada de calcular, en general, una suma ponderada de sus entradas, para luego aplicar una función de activación para obtener una señal que será transmitida a la próxima neurona. Las neuronas artificiales se agrupan en capas o niveles y poseen un alto grado de conectividad entre ellas, conectividad que es ponderada por los pesos. A través de un algoritmo de aprendizaje supervisado o no supervisado, las ANN ajustan su arquitectura y parámetros con el objetivo de minimizar alguna función de error que indique el grado de ajuste a los datos y la capacidad de generalización de las ANN.

Comúnmente las redes neuronales artificiales son ajustadas, o entrenadas, de manera que un particular conjunto de datos de entrada conduzca hacia un específico conjunto de salidas objetivo. Esta situación es mostrada en la figura 7.1. Aquí, la red neuronal es ajustada, a partir de la comparación entre el conjunto de datos de salida y el conjunto de datos objetivo, hasta que el conjunto de datos de salida ofrecidos por la red se iguales al conjunto de datos objetivo. Típicamente muchos de estos pares datos de entrada/datos objetivo son utilizados, mediante un aprendizaje supervisado, para entrenar una red neuronal artificial.

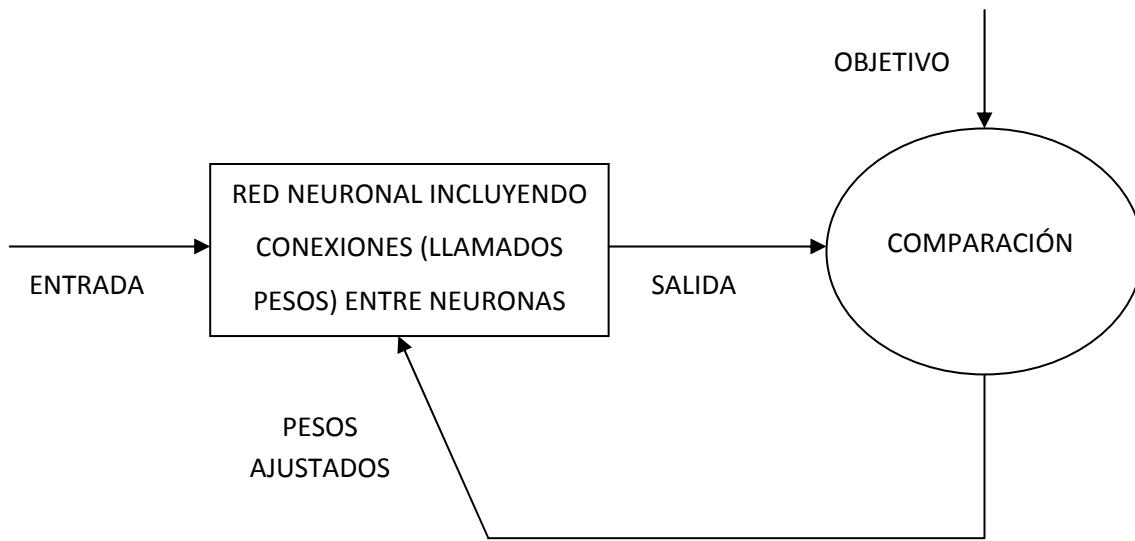


Figura 7.1.-Diagrama de aprendizaje supervisado de una red neuronal artificial.

7.2 UNIDAD DE PROCESAMIENTO ELEMENTAL: NEURONA ARTIFICIAL

Los autores McCulloch y Pitts concibieron, en 1943, un modelo abstracto y simple de una neurona artificial [McCulloch & Pitts, 1943], el elemento básico de procesamiento en una red neuronal artificial.

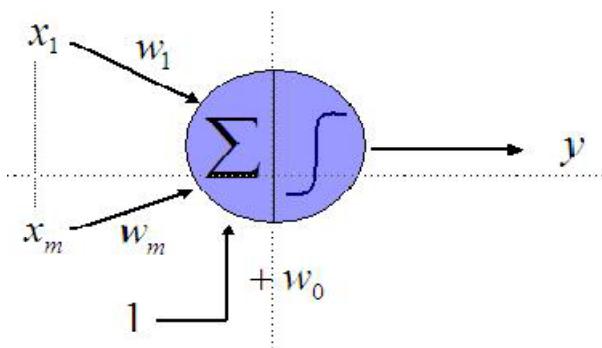


Figura 7.2.-Esquema de una neurona artificial.

El modelo está compuesto por un vector de pesos $\bar{w} = (w_1, \dots, w_d)^T$ equivalente a las conexiones sinápticas en una neurona real, w_0 es el umbral de acción o activación, el vector \bar{x} es la entrada y el escalar y es la salida de la unidad. La actividad consiste en generar una única salida y , a partir de la aplicación de la función de activación γ a la suma ponderada entre el vector de entrada $\bar{x} = (x_1, \dots, x_m)^T$ y al vector de pesos $\bar{w} = (w_1, \dots, w_d)^T$ más un sesgo w_0 , por medio de la siguiente expresión:

$$y = \gamma(\sum_{i=1}^m w_i x_i + w_0) \quad (7.1)$$

donde γ es una función no-lineal. La función propuesta por McCulloch-Pitts posee una salida binaria ± 1 conocida como la función de todo o nada que equivale a la función signo dada por

$$\gamma(z) = sgn(z) = \begin{cases} 1 & z \geq 0 \\ -1 & z < 0 \end{cases} \quad (7.2)$$

Otra función con salida binaria es la función escalón unitario descrita por

$$\gamma(z) = U(z) = \begin{cases} 1 & z \geq 0 \\ 0 & z < 0 \end{cases} \quad (7.3)$$

Cuando se consideran neuronas con respuestas de procesamiento gradual, entonces se pueden usar funciones de activación de forma lineal $\gamma(z) = z$ o de forma sigmoidal como la función logística $\gamma(z) = \frac{1}{1+e^{-z}}$ o la tangente hiperbólica $\gamma(z) = \tanh(z)$.

Por lo tanto, cada neurona artificial es un nodo, el cual procesa información recibida desde varias entradas, y da una determinada salida como respuesta al estímulo recibido. Una neurona artificial recibe, normalmente, información de entrada procedente de otras neuronas (o de fuera del sistema) y produce una respuesta, que

puede ser tomada por otra neurona artificial o bien, puede ser la salida del sistema. Los datos de entrada son ponderados y el nodo es excitado por la agregación de las entradas ponderadas. Como se ha establecido anteriormente, la salida de la neurona es obtenida por la aplicación de una función de activación sobre la excitación en el nodo. En determinadas ocasiones, aparece una entrada adicional, conocida con el nombre de “bias connection”, la cual posee un valor fijo de 1 para todos los ejemplos.

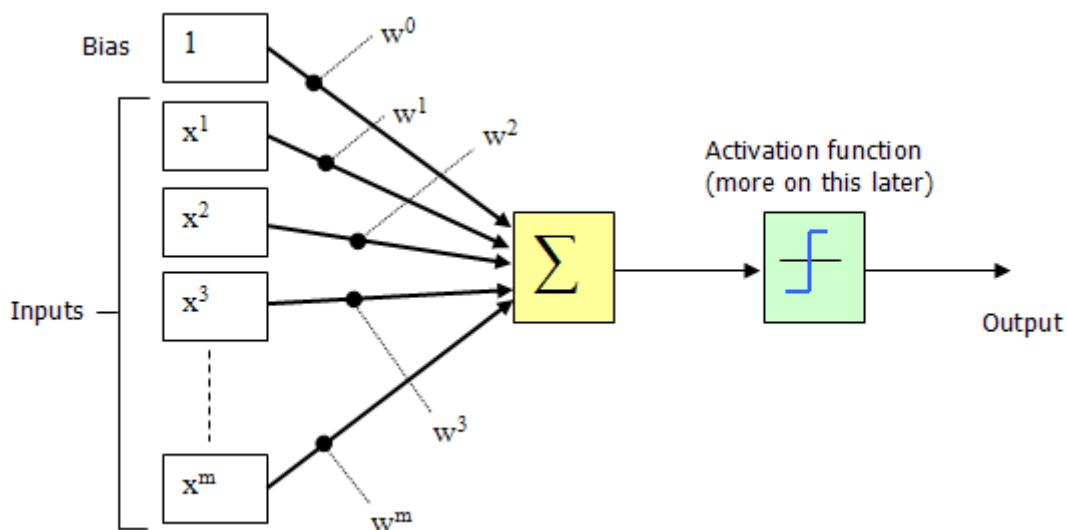


Figura 7.3.-Configuración de una red neuronal artificial, con “bias” como entrada adicional.

7.3 TIPOS DE REDES NEURONALES ARTIFICIALES

Una red neuronal artificial (ANN) es un esquema de computación distribuida inspirada en la estructura del sistema nervioso humano. La arquitectura de una red neuronal está conformada de manera que se conectan múltiples procesadores elementales, siendo éste un sistema adaptativo que posee un algoritmo para ajustar sus pesos, y así alcanzar los requerimientos de desempeño del problema basado en muestras representativas.

Por lo tanto, se puede señalar que una ANN es un sistema de computación distribuida caracterizada por:

- Un conjunto de unidades elementales, cada una de las cuales posee bajas capacidades de procesamiento.
- Una densa estructura interconectada usando enlaces ponderados.
- Parámetros libres (pesos) que deben ser ajustados para satisfacer los requerimientos de desempeño.
- Un alto grado de paralelismo.

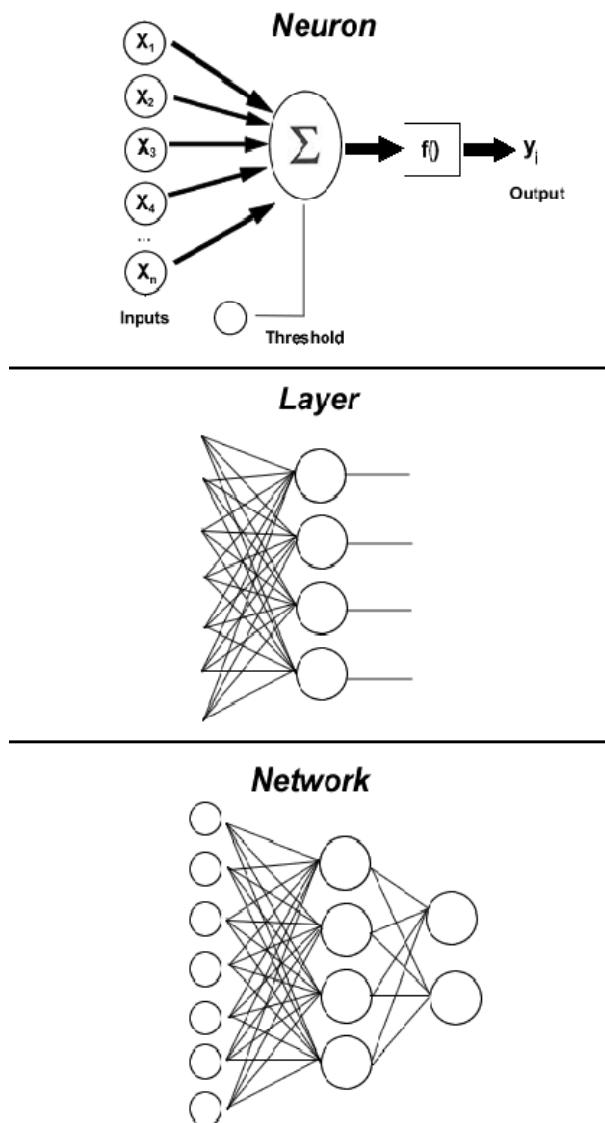


Figura 7.4.-Estructura de una red neuronal artificial unidireccional

Es importante señalar que una de las propiedades más importantes de las redes neuronales artificiales es su capacidad de aprender a partir de un conjunto de patrones

de entrenamientos, es decir, es capaz de encontrar un modelo que ajuste los datos presentados.

La arquitectura o topología de una red neuronal consiste en la organización y distribución de las neuronas y sus conexiones. Las neuronas artificiales pueden estar conectadas en capas y, además, una red neuronal artificial puede tener una o más capas (figura 7.4). Cuando la información de propaga unidireccionalmente, es decir, no hay realimentación, se habla de redes neuronales artificiales unidireccionales (feedforward) [Lavine & Blank, 2009].

No obstante, se puede existir otra forma de conectar neuronas artificiales. En este otro caso, las neuronas artificiales se conectan como nodos en un gráfico con arcos bidireccionales, de manera que no se distingue ninguna capa. Las redes neuronales con este tipo de conexión entre neuronas se denominan redes neuronales recurrentes [Dubuisson, 2004]. En este caso, se produce una realimentación de información hacia las neuronas previas (tiene lugar el llamado efecto memoria).

Pueden encontrarse una gran multitud de modelos de ambos tipos de redes neuronales en la literatura existente. Ejemplos de redes unidireccionales (feedforward) son las tipo Perceptron [Rosenblatt, 1958; Rosenblatt, 1962], las tipo Adaline y Madaline [Widrow, 1962], o las del tipo Perceptron Multicapa (MLP) [Rumelhart et al., 1986; Werbos, 1994], y de redes recurrentes son las redes ART [Carpenter, 1996], las del tipo Memoria Asociativa Bidireccional [Kosko, 1987], del tipo Cognitron [Fukushima, 1975], redes Hopfield [Hopfield, 1982], Máquina Boltzmann [Ackley et al., 1985] o redes tipo Kohonen [Kohonen, 1984].

Las redes neuronales artificiales aprenden a solventar problemas desde la observación de una serie de ejemplos o muestran que representan el tipo de problema. De manera que, la ANN debe ser entrenada, usando parte de las muestras (conjunto de entrenamiento), para modificar los pesos de las conexiones, con la meta de dar una respuesta correcta para cada uno de los ejemplos del problema considerado. Para verificar que se produce un correcto aprendizaje, un grupo de muestras, las cuales no son utilizadas en el proceso de aprendizaje, deben ser usadas como conjuntos de verificación. Si la red entrenada ofrece una buena respuesta para el conjunto de verificación, entonces se puede establecer que la ANN generaliza bien y que el entrenamiento ha sido adecuado.

Las redes neuronales unidireccionales utilizan un aprendizaje supervisado donde, para cada ejemplo, se conoce el valor objetivo de la salida. El aprendizaje supervisado consiste en entrenar la red a partir de un conjunto de datos o patrones de entrenamiento compuesto por patrones de entrada y salida. El objetivo del algoritmo de aprendizaje es ajustar los pesos de la red de manera tal que la salida generada por la ANN sea lo más cercanamente posible a la verdadera salida, dada una cierta entrada. Es decir, la red neuronal trata de encontrar un modelo al proceso desconocido que generó la salida y . En este aprendizaje, por tanto, se conoce el patrón de salida, el cual ejerce la función de supervisor de la red. Por el contrario, en el aprendizaje no supervisado se presenta sólo un conjunto de patrones a la ANN, siendo el objetivo del algoritmo de aprendizaje ajustar los pesos de la red de manera tal que la red encuentre alguna estructura o configuración presente en los datos. En este último caso, no se conoce (o utiliza) el valor objetivo de la salida.

Para el caso de un aprendizaje supervisado, el rendimiento de la red es evaluado con una función de los errores (por ejemplo, error cuadrático medio) entre las salidas calculadas y esperadas (correctas) para todo el conjunto de ejemplos de entrenamiento, función que debe ser minimizada. En un aprendizaje no supervisado, el rendimiento de la red se evalúa por medio de una función de distancia.

7.4 REDES NEURONALES UNIDIRECCIONALES (FEEDFORWARD)

Las redes neuronales unidireccionales (FANN) se corresponden con la clase de ANN más estudiada por el ámbito científico y, quizás la más utilizada en los diversos campos de aplicación. Este apartado se centra específicamente en las redes tipo Perceptron Multicapa (MLP). Es MLP es una red neuronal unidireccional, es decir, con neuronas artificiales organizadas en capas y con ausencia de realimentación. El entrenamiento supervisado es realizado con el algoritmo de error de retro-propagación (o sus variantes) [Rumelhart et al., 1986; Werbos, 1994] basado en técnicas de gradiente, habitualmente utilizadas para la optimización matemática no-lineal [Kelley, 1999]. El algoritmo

minimiza una función, comúnmente cuadrática, de los errores entre las salidas esperadas (salidas del sistema) y las calculadas (por la ANN) en cada uno de los ejemplos de entrenamiento, modificando los parámetros del sistema (pesos de conexión de la ANN).

Morfológicamente, las redes neuronales unidireccionales están organizadas en capas (figura 7.5), tal y como se ha mencionado anteriormente.

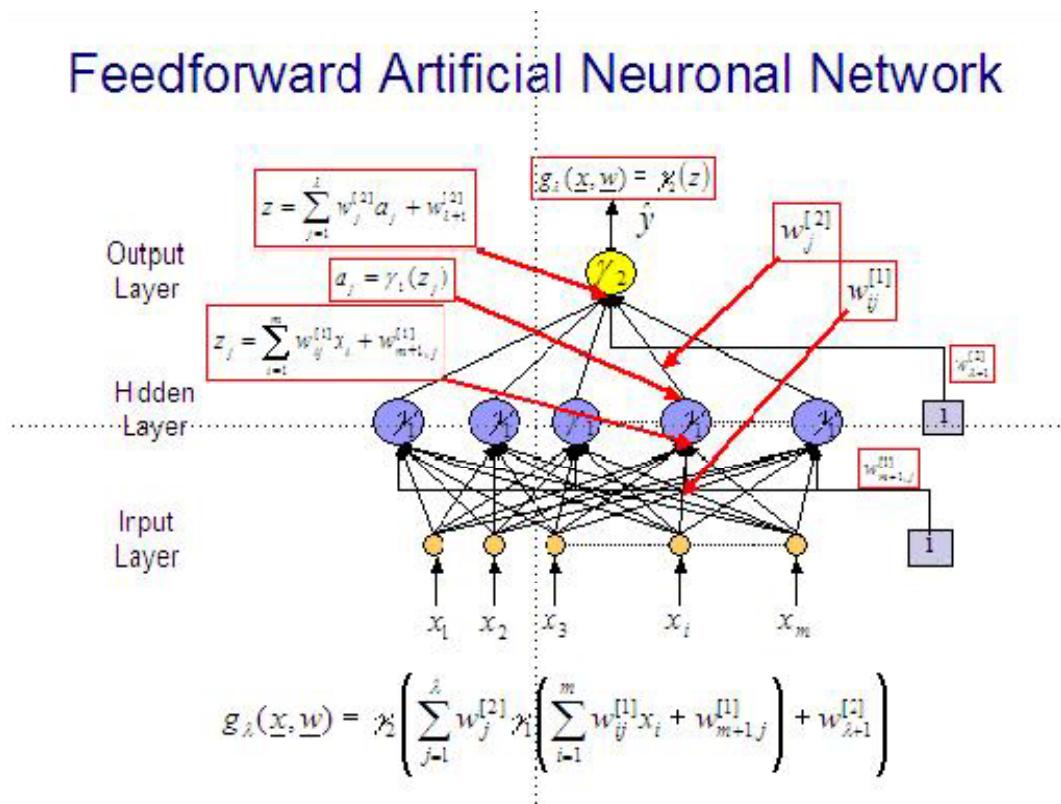


Figura 7.5.-Morfología de una red neuronal artificial unidireccional [Allende et al., 2002].

De la morfología mostrada se pueden identificar tres elementos principales: capa de entrada, capa oculta y capa de salida.

Dato un conjunto de observaciones, la tarea del aprendizaje neuronal es construir un estimador $g_\lambda(\bar{x}, \bar{w})$ de la función desconocida $h(\bar{x})$ del cual se conoce sólo un conjunto de datos.

$$g_\lambda(\bar{x}, \bar{w}) = \gamma_2 \left(\sum_{j=1}^k w_j^{[2]} \gamma_1 \left(\sum_{i=1}^m w_{ij}^{[1]} + w_{m+1,j}^{[1]} \right) + w_{k+1}^{[2]} \right) \quad (7.4)$$

donde $\bar{w} = (w_1, \dots, w_d)^T$ es el vector paramétrico a ser estimado y equivale a las ponderaciones de las conexiones entre las neuronas de la red, γ_1 es una función no-lineal acotada y diferenciable con forma de función sigmoide o de radio basal, γ_2 es una función que puede ser lineal o no lineal y λ es el parámetro de control que indica el número de neuronas en capa oculta.

La función γ_1 es típicamente la función sigmoidal dada por

$$\gamma_1(z) = \frac{1}{1+e^{-z}} \quad (7.5)$$

Si la función γ_2 se elige no-lineal, deber ser estrictamente monótona, acotada y diferenciable. Estos requisitos son satisfechos por la función sigmoidal.

Una vez definida la arquitectura que se desea utilizar en un determinado problema, la red neuronal debe ajustarse a una muestra data a través del proceso de aprendizaje. El algoritmo de aprendizaje consiste en un problema de inferencia de los parámetros libres de la red dato por las conexiones entre las neuronas. Como se ha establecido antes, el proceso de aprendizaje de una red neuronal unidireccional se caracteriza por ser supervisado, pues los parámetros de la red, conocidos como pesos, son estimados a partir de un conjunto de patrones de entrenamiento compuesto por patrones de entrada y salida [Allende et al., 2002].

Por tanto, este tipo de red neuronal está entrenado de acuerdo con un esquema de aprendizaje supervisado, mediante el cual, la red aprende del conjunto de datos de entrada y ofrece un conjunto de datos de salida. Es, por lo tanto, posible calcular un error E entre los valores calculados por la red neuronal (Y) para cada entrada (X) y la respuesta esperada u objetivo T. Durante el entrenamiento, para un conjunto de pares de datos (X,T), el error entre la respuesta de la red y la respuesta deseada para el conjunto completo de pares deber ser minimizado:

$$\min E = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^M \sum_{j=1}^N (T_j - Y_j)^2 \quad (7.6)$$

donde M es el número de ejemplos de entrenamiento y N es el número de neuronas en la capa de salida.

Para estimar los parámetros de la red minimizando iterativamente la función de error, en 1986, Rumelhart, Hinton y Williams reformularon el algoritmo de retropropagación como una generalización de la Regla Delta propuesta por Widrow-Hoff [Widrow & Hoff, 1960]. El término retropropagación se refiere a la forma en que el gradiente de la función de error es calculado para redes neuronales unidireccionales. El aprendizaje involucra un ajuste de los pesos comparando la salida deseada con la respuesta de la red de manera que el error sea mínimo. La Regla Delta Generalizada expresa la manera en la que los pesos cambian para reducir el error entre la respuesta deseada y la respuesta de la ANN, para cada entrada X, y es expresada como:

$$w_{ji}(t + 1) = w_{ji}(t) + \alpha(T_j - Y_j)X_i + \beta\Delta w_{ji}(t - 1) \quad (7.7)$$

donde w_{ji} es el peso de conexión entre las neuronas i y j; T_j e Y_j son los valores esperados y calculados respectivamente, en la neurona de salida j, para la entrada X; X_i es el valor en la neurona i de la entrada X; β es un coeficiente opcional de momento, el cual sirve para acelerar el entrenamiento de la red; α es la tasa de aprendizaje de la red.

Cualquier valor introducido en la capa de entrada de la red neuronal es propagado hacia las subsiguientes capas. La respuesta de la red es comparada con los valores deseados y un valor de error es producido, el cual se propagado hacia las capas anteriores, de forma que los pesos son cambiados de acuerdo con la Regla Delta Generalizada. Con los nuevos pesos, la señal de entrada es de nuevo propagada hacia la capa de salida y un nuevo valor de error es calculado. Este proceso se repite hasta que el error llegue a ser mínimo o bien hasta que se alcanza un valor de error previamente especificado.

Una de las características más importantes y poderosas de las redes neuronales unidireccionales es su capacidad como aproximadores universales, esto es, dada cualquier función derivable y acotada, existe una red neuronal con un número suficiente de neuronas en la capa oculta que puede aproximar dicha función con el nivel de precisión deseada. La demostración de esta propiedad fue desarrollada por [Hornik et

al., 1989] a partir de una generalización del teorema de Stone-Weierstrass (ver [Rudin, 1964]). En el trabajo [Hornik et al., 1989] se demostró que las redes neuronales unidireccionales, en particular las redes neuronales unidireccionales con 3 capas, y con función de activación de tipo sigmoidal pueden aproximar cualquier función derivable y acotada con grado de precisión arbitrario para un número suficiente de neuronas en la capa oculta. Posteriormente, en [White, 1992] se extendieron los resultados obtenidos a las redes neuronales unidireccionales con funciones de activación no-sigmoidal en la capa oculta.

Por todo lo establecido anteriormente, se ha decidido la utilización de una red neuronal unidireccional, a partir de la estructura mostrada en el capítulo anterior, para la construcción de un modelo de predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos.

CHAPTER 8

USE OF BACK-PROPAGATION NEURAL NETWORKS TO PREDICT BOTH LEVEL AND TEMPORAL-SPECTRAL COMPOSITION OF SOUND PRESSURE IN URBAN SOUND ENVIRONMENTS

The modeling and prediction of environmental noise in urban agglomerations is a complex and non-linear problem. For this reason, two prediction models based on a back-propagation neural network are proposed and analyzed to solve this problem. The first prediction model (STACO) is intended to predict the short-term (integration period of 5 minutes) level and temporal-spectral composition of the sound pressure of urban sonic environments, whereas the second prediction model (ROTRIM) aims to assess the impact of road traffic on urban soundscapes. The latter aspect is of great importance because road traffic noise is one of the most disturbing and annoying problems in urban agglomerations. We use a series of parameters to describe (60 minute integration period) the level and temporal-spectral composition of the sound pressure of these soundscapes. Both models yield a very precise and accurate prediction. The prediction models proposed in this research may serve as a tool for the integration of acoustical variables in town planning, so as to obtain soundscapes adapted to the exposed population.

8.1 INTRODUCTION

Urban sustainability is an increasingly important goal for researchers as well as policy makers [United Nations, 2004]) Urban environments, with their intrinsic characteristics, can give rise to severe environmental problems [Frumkin, 2002; Ewing et al., 2003; Beck, 2005], and one of the most harmful for the population is the noise generated by

road traffic [Belojevic et al., 2008]. Urban planners need to develop strategies and plans to mitigate such problems [Stevens et al., 2007].

To reduce the problem of environmental noise, as well as to adapt sonic environments to populations, city authorities require tools that would allow them to design, manage and assess urban soundscapes [Shafer, 1994]. To this end, a perceptual and social assessment of the soundscape is needed [Rimbault & Dubois, 2005; Tardieu et al., 2008; Kang & Zhang, 2010], and from a physical point of view, it is necessary to model environmental noise in the urban setting [Tang & Wang, 2007]. This stands as an imposing problem. Firstly, because the great complexity of urban forms has a strong influence on the modeling of environmental noise [Kang, 2002; Tang & Wang, 2007], making necessary the consideration of urban heterogeneity to obtain a correct characterization of the sonic environment. Furthermore, any physical characterization of a soundscape calls not only for consideration of the A-weighted sound pressure level (L_{Aeq}), but also requires description of the temporal and spectral composition of the soundscape [Berglund & Nilsson, 2001; Botteldooren et al., 2006]. These factors bear great weight in the perception of noise [Viollon & Lavandier, 2000; Berglund & Nilsson, 2001; Botteldooren et al., 2006] and in its negative impact (specific annoyance) on the population [Berglund et al., 2002; Björk, 2002; Lercher & Schulte-Fortkam, 2003].

Urban soundscapes emerge naturally as a result of all the typical activities that take place in the urban environment. Currently, urban soundscapes are strongly affected by road traffic, often implying impoverishment and dulling of the living environment [Botteldooren et al., 2006]. The noise generated by road traffic can also mask the rest of the sounds present in urban environments [Ma & Yano, 2004], acting as an element of displeasure for the population. In addition, the characteristics of road traffic noise in urban environments, high noise levels, temporal variability, impulsiveness, noisy spectrum, etc., cause the annoyance levels of the exposed population to grow considerably [Rasmussen, 1979; Gjestland, 1987; Klaeboe et al., 2004; Jakovljevic et al., 2009]. Research has found that soundscapes mostly composed of road traffic noise are described as unpleasant, the ideal soundscapes being those that include a lot of human and natural sounds [Guastavino, 2003]. Nevertheless, road traffic is not the only noisy source in urban settings: we also encounter noise proceeding from construction work, commercial activity, recreation, etc. At the same time, we can find soundscapes in

which road traffic does not have a direct incidence, e.g. green urban areas, in which natural and social sounds predominate.

The heterogeneous physiognomy of urban environments, together with the characteristics of environmental noise, with their great spatial, temporal and spectral variability, makes the matter of modeling and prediction a very complex and non-linear problem, to which we may apply a powerful tool of data mining —artificial neural networks. These constitute a paradigm of automatic processing that ultimately seek to emulate the biological brain, or at least some of its functions, such as learning [Patra & Panda, 1998]. Artificial neural networks (ANNs) are widely used in environmental modeling_and prediction [Chelani et al., 2002; Hamed et al., 2004; Maier et al., 2004; Almasri & Kaluarachchi, 2005; Ordieres et al., 2005] as a preference to more conventional statistical techniques [Maier & Dandy, 1998]. The reason is that ANNs are non-linear [Chakraborty et al., 1992], relatively insensitive to data noise [Tang et al., 1991; Burke & Ignizio, 1992], they perform reasonably well when limited data are available [Tang et al., 1991; Schizas et al., 1994], and they provide flexibility, accuracy and some amount of fault tolerance in changing environments [Patra & Panda, 1998]. Several authors have used ANNs for urban noise level prediction [Cammarata et al., 1995; Avsar et al., 2004], for noise annoyance prediction [Botteldooren & Lercher, 2004; Zaheeruddin, 2006] and for noise classification [Berg, 2002; Couvreur & Laniray, 2004; Betkowsa et al., 2005].

The present chapter has two main aims. Firstly (Section 8.2), a model for predicting the short-term level and the temporal and spectral composition of the sound pressure in urban environments (STACO model), based on a back-propagation neural network, is presented. Secondly, in Section 8.3, we develop a model (ROTRIM model) based on a back-propagation neural network to predict the level and the temporal and spectral composition of urban soundscapes with the final goal of assessing the impact of road traffic on urban sonic environments.

8.2 SHORT-TERM LEVEL AND SPECTRAL- TEMPORAL COMPOSITION OF THE SOUND PRESSURE PREDICTION MODEL (STACO MODEL)

8.2.1 Data sampling

To include the great diversity of situations present in urban environments, a sample measurement of environmental noise throughout the city of Granada (southern Spain) was carried out. The measurement locations, 120 in number, were selected to be as generically representative as possible of the wide range of urban scenarios. To reflect the heterogeneity of acoustically relevant situations, the selection included locations where the main source of environmental noise at the time of measurement was road traffic. Some locations were affected by other noise sources as well. Overall, there were variations in traffic intensity, traffic flow dynamics, geometry of the traffic routes, types of road surface, traffic slope and speed, and situation within the city. Moreover, because urban environments do not necessarily entail the direct incidence of road traffic noise, we also selected settings with other sound sources, such as pedestrian areas, locations with commercial/leisure activities, and squares or urban parks where the soundscape would principally comprise social and natural sounds.

A characterization of each selected urban location was carried out simultaneously, according to the considered input variables (table 8.1). Measurements were obtained following international procedures of reference; all microphones were mounted away from reflecting facades, at a height of 4 m above local ground level [Directive 2002/49/EC]. Once all the measurements had been taken, the different acoustical descriptors were calculated, so that from the different selected input variables the prediction of each one of the used acoustical indicators could be effected, with 5 minutes as the integration period.

Table 8.1.-Input and output variables for the development of the STACO model.

Input variables			Output variables
Module	Sub-module	Variable	Values range
Sound emission	Sound environment	Type of day	Working day (0.3); Saturday (0.6); Sunday (0.9)
		Day period	Day (0.3); Evening (0.6); Night (0.9)
		Commercial/leisure environment	No (0) – Yes (1)
		Appearance of construction works	No (0) – Yes (1)
		Type of location	Road traffic route (0.2); Pedestrian walk (0.4); Square (0.6); Park (0.8)
		Presence of water fountains	No (0) – Yes (1)
		Presence of vegetation	No (0) – Yes (1)
		Stabilization time of the sound level	0 – 60 min
		Type of traffic flow dynamic	No flow (0); Constant fluid (0.1); Constant pulsed (0.2); Decelerated in pulses (0.3); Accelerated in pulses (0.4); Banked (0.5); Intermittent (0.6)
		Anomalous sound events related/no related to traffic	No (0) – Yes (1)
Road traffic noise emission	Road traffic	Ascendant/descendant light vehicles	0 – 165 veh/5min
		Ascendant/descendant heavy vehicles	0 – 5 veh/5min
		Ascendant/descendant buses	0 – 15 veh/5min
		Ascendant/descendant motorcycles-mopeds	0 – 60 veh/5min
		Ascendant/descendant urban cleaning vehicles	0 – 2 veh/5min
		Vehicles with siren	0 – 2 veh/5min
		Average speed	0 – 80 Km/h
		Traffic slope	0 – 20 %
		Number of upward/downward lanes	0 – 8
		Type of pavement	No type (0); Porous asphalt (0.2); Smooth asphalt (0.4); Paved (0.6)
Sound spread	Street geometry	Condition of surface	Good (0.2); Regular (0.4); Bad (0.6); Very bad (0.8)
		Street geometry	Type "U" (0.2); "J" (0.4); "L" (0.6); "Free field" (0.8)
		Street width	0 – 100 m
		Street height	0 – 50 m
		Roadway width	0 – 40 m
		Distance source-receptor	0 – 60 m

8.2.2 Input and output variables for the development of the STACO model

For the development of the STACO model, as we see in table 8.1, a series of input variables was selected (33 variables), within 2 modules: a module of sound spread and a module of sound emission, which in turn consists of 3 sub-modules. These sub-modules contain variables for the characterization of the sound environment, variables related to the temporal evolution of the sound pressure, and variables for the characterization of the sound emission generated by the road traffic, respectively. In addition, we considered 36 output variables, the A-weighted equivalent sound pressure level (L_{Aeq}) and no weighted equivalent sound pressure level (L_{eq}), the difference between both descriptors, the temporal sound level variance and the impulsiveness of the sound level (temporal composition), as well as the sound level for each of the 1/3-octave bands between 20-20000 Hz (spectral composition).

For the assessment of the temporal variability of the sound pressure and the impulsiveness of the sound level, in this work the descriptors Temporal Sound Level Variance (TSLV) and Crest Factor (CF) are used [Torija et al., 2007c, 2008a].

8.2.3 Structure of the STACO model

The main aim of this model is to predict the short-term level and temporal-spectral composition of the sound pressure in urban environments, under the wide range of each of the selected input variables. As we mentioned above, this is a complex and non-linear problem due to the great spatial, temporal and spectral variability of the sound pressure in urban environments. For this reason we chose to apply a back-propagation neural network. The STACO model involves implementation of the Levenberg-Marquardt variant with Bayesian regulation back-propagation (Trainbr as training function). The internal parameters and geometry of the back-propagation neural network were carefully studied [Maier & Dandy, 1998], and the ANN structure affording major precision, minor prediction error, and low computation time was selected.

The structure of the ANN can be seen in figure 8.1. The adaptation learning function is Learngdm and the performance function is MSE. The ANN has 33 input variables, 36 neurons on the hidden layer and 36 output variables. The transfer function is Tangsig (layer 1) + Purelin (layer 2) and the Marquardt adjustment parameter (mu) is 0.005.

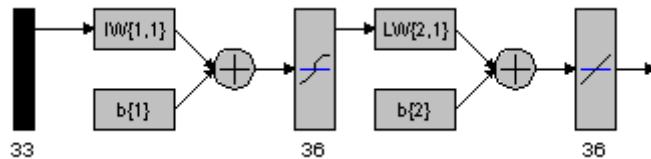


Figure 8.1.-Structure of the proposed neural network (STACO model).

Having selected the structure of the ANN, we built 5 different data sets, constructed randomly from the 533 input records. Therefore, we obtained five sets of data containing a training set and a test set, each one made up in turn of different records. The training sets contained 350 records and the test sets contained 183 records. The ANN was run five times, each time with different initial weights, for each of the five sets of data. This gave 25 trials to evaluate the accuracy of prediction of the different acoustical descriptors used to characterize the short-term level and temporal-spectral structure of the sound pressure.

8.2.4 Results: Relationship between input variables and acoustical descriptors used

Table 8.2 shows the variables with a greater degree of correlation in terms of the different acoustical indicators used in this work. We first observe that for the descriptors L_{Aeq} and L_{eq} , motorcycle-moped flow ($r = 0.65$) and bus flow ($r = 0.65$) are the input variables with the greatest correlation level. Road traffic flow, involving different types of vehicles, is the input variable with the most impact according to these sound pressure level indicators. Only commercial/leisure activities and type of day have statistically representative correlation with L_{Aeq} ($r = 0.41$) and L_{eq} ($r = -0.42$), respectively.

Table 8.2.-Input variables with greater correlation level with the used acoustical descriptors (integration period of 5-min). *In brackets the correlation level, by mean of Pearson's r factor, is showed.

Acoustical descriptors	Input variables	
L_{Aeq}	Motorcycles-mopeds flow (0.65); Light vehicles flow (0.52); Buses flow (0.44); Heavy vehicles flow (0.43); Commercial/leisure activities (0.41).	
L_{eq}	Buses flow (0.65); Light vehicles flow (0.51); Motorcycles-mopeds flow (0.51); Heavy vehicles flow (0.48); Type of day (-0.42).	
$L_{eq}-L_{Aeq}$	Number of vehicles with siren (-0.29); Average speed (-0.27); Traffic slope (0.24).	
TSLV	Stabilization time of the sound level (0.84); Appearance of anomalous sound events (0.59); Number of vehicles with siren (0.48); Traffic slope (0.49).	
CF	Appearance of anomalous sound events (0.83); Number of vehicles with siren (0.63); Stabilization time of the sound level (0.52); Motorcycles-mopeds flow (0.42).	
20-25 Hz	Buses flow (0.37); Heavy vehicles flow (0.33); Type of pavement (0.23); Traffic slope (0.21).	
31.5-125 Hz	Buses flow (0.56); Heavy vehicles flow (0.54); Light vehicles flow (0.48); Motorcycles-mopeds flow (0.46); Type of pavement (0.37).	
1/3-octave bands level	160-2500 Hz	Buses flow (0.56); Motorcycles-mopeds flow (0.54); Light vehicles flow (0.50); Heavy vehicles flow (0.49); Number of vehicles with siren (0.43); Commercial/leisure activities (0.41).
3150-20000 Hz	Motorcycles-Mopeds flow (0.47); Commercial/leisure activities (0.44); Light vehicles flow (0.40); Buses flow (0.36); Heavy vehicles flow (0.32).	

The number of vehicles with sirens, average speed and traffic slope are the input variables having statistically representative correlation with the parameter $L_{eq}-L_{Aeq}$ ($r = -0.29, -0.27$ and 0.24 , respectively).

In turn, the variables stabilization time ($r = 0.84$) and appearance of anomalous sound events ($r = 0.83$) are the input variables showing a greater degree of correlation with the descriptors for the temporal characterization of the sound level, TSLV and CF, respectively. Stabilization time is the time necessary for the sound pressure level to become steady, which provides information about the short-term variability of the sound pressure (TSLV); whereas the anomalous sound events are acoustical occurrences that generate sudden sound level maxima (CF), that is, instantaneous and strong increases in the sound pressure level [Torija et al., 2007a, 2008a].

With respect to the 1/3-octave bands (20 Hz - 20 KHz), differences depend on the range of frequencies. In the ranges 20-25 Hz, 31.5-125 Hz and 160-2500 Hz, bus flow is the variable with the highest correlation level ($r = 0.37, 0.56$ and 0.56 , respectively). Meanwhile, in the range 3.15-20 KHz, motorcycle-moped flow has the

greatest correlation degree ($r = 0.47$). As for the level descriptors, road traffic has the most impact on the 1/3-octave bands. Nevertheless, there are other variables that also have statistically representative correlation: traffic slope with the 1/3-octave bands between 20-25 Hz ($r = 0.21$), type of pavement with the 1/3-octave bands between 20-25 Hz and 31.5-125 Hz ($r = 0.23$ and 0.37 , respectively), number of vehicles with siren with the 1/3-octave bands between 630-1250 Hz ($r = 0.43$) and commercial/leisure activities with the 1/3-octave bands between 1600-2500 Hz and 3150-20000 Hz ($r = 0.41$ and 0.44 , respectively).

8.2.5 Results of the implementation of the STACO model

The back-propagation neural network shown in Section 8.2.3. was trained and tested 25 times, 5 times for each of the previously established 5 training-test sets. The ANN was trained with a number of epochs between 57 (data set 1) and 74 (data set 4). The obtained results can be seen in table 8.3.

With regard to the descriptors L_{Aeq} , L_{eq} and $L_{eq}-L_{Aeq}$, the mean prediction error (MPE) for the test sets corresponds to $1.24\pm0.04\%$, $1.29\pm0.09\%$ and $9.64\pm0.76\%$ of the average value, for the 533 input records, of the descriptors L_{Aeq} (68.22 dB(A)), L_{eq} (77.69 dB) and $L_{eq}-L_{Aeq}$ (10.07), respectively. For the descriptors TSLV (22.56 dB^2) and CF (2.92), the MPE values are $4.83\pm0.37\%$ and $5.06\pm0.27\%$ of the average values of these descriptors. For the frequency bands between 20-20000 Hz, the MPE values correspond to $3.96\pm0.07\%$ of the average values of these 1/3-octave bands.

Meanwhile, for the parameters L_{Aeq} , L_{eq} and $L_{eq}-L_{Aeq}$ the R^2 -value decreases from the training sets to test sets to $2.48\pm0.57\%$, $1.08\pm0.00\%$ and $3.33\pm1.95\%$, respectively. With regard to the parameters TSLV and 1/3-octave bands (20-20000 Hz) this decrease is $1.02\pm0.72\%$ and $4.47\pm1.38\%$, respectively. A special case can be observed for descriptor CF, where an increase in the R^2 -value takes place from the training sets to test sets (2.29 %).

In figure 8.2, some examples of the results obtained by de STACO model are showed.

Table 8.3.-Mean prediction error (MPE) and R^2 -value of the training and test sets for the STACO model.

Acoustical descriptors	Dataset 1		Dataset 2		Dataset 3		Dataset 4		Dataset 5	
	MPE	R^2								
L_{Aeq} [dB(A)]	0.71±0.64	0.96	0.70±0.67	0.96	0.71±0.69	0.96	0.68±0.62	0.97	0.70±0.63	0.97
L_{eq} [dB]	0.86±0.80	0.92	0.94±0.81	0.91	0.89±0.76	0.92	0.88±0.78	0.92	0.89±0.79	0.92
L_{eq} - L_{Aeq}	0.85±0.78	0.83	0.90±0.80	0.82	0.86±0.78	0.83	0.78±0.72	0.86	0.83±0.76	0.84
TSLV [dB ²]	0.91±0.84	0.98	0.92±0.87	0.98	0.89±0.88	0.98	0.92±0.90	0.98	0.91±0.92	0.98
CF	0.15±0.17	0.86	0.15±0.17	0.86	0.15±0.16	0.87	0.14±0.16	0.87	0.14±0.16	0.87
1/3-octave bands [Hz]	1.54±1.46	0.89	1.59±1.46	0.89	1.57±1.48	0.89	1.51±1.44	0.90	1.52±1.45	0.90

Acoustical descriptors	Dataset 1		Dataset 2		Dataset 3		Dataset 4		Dataset 5	
	MPE	R^2								
L_{Aeq} [dB(A)]	0.82±0.76	0.93	0.86±1.05	0.93	0.85±0.95	0.94	0.83±0.92	0.95	0.90±0.81	0.95
L_{eq} [dB]	0.90±0.73	0.91	1.08±0.84	0.90	0.97±0.85	0.91	1.05±0.89	0.91	1.04±0.86	0.91
L_{eq} - L_{Aeq}	0.86±0.70	0.82	1.05±0.95	0.78	0.92±0.83	0.82	1.02±0.93	0.82	0.97±0.91	0.80
TSLV [dB ²]	0.96±1.05	0.98	1.14±1.25	0.97	1.10±1.15	0.97	1.18±1.12	0.97	1.07±1.18	0.96
CF	0.15±0.15	0.85	0.16±0.18	0.87	0.15±0.16	0.89	0.16±0.16	0.89	0.14±0.15	0.89
1/3-octave bands [Hz]	1.70±1.69	0.83	1.79±1.86	0.85	1.76±1.78	0.86	1.72±1.73	0.87	1.76±1.72	0.86

Validation

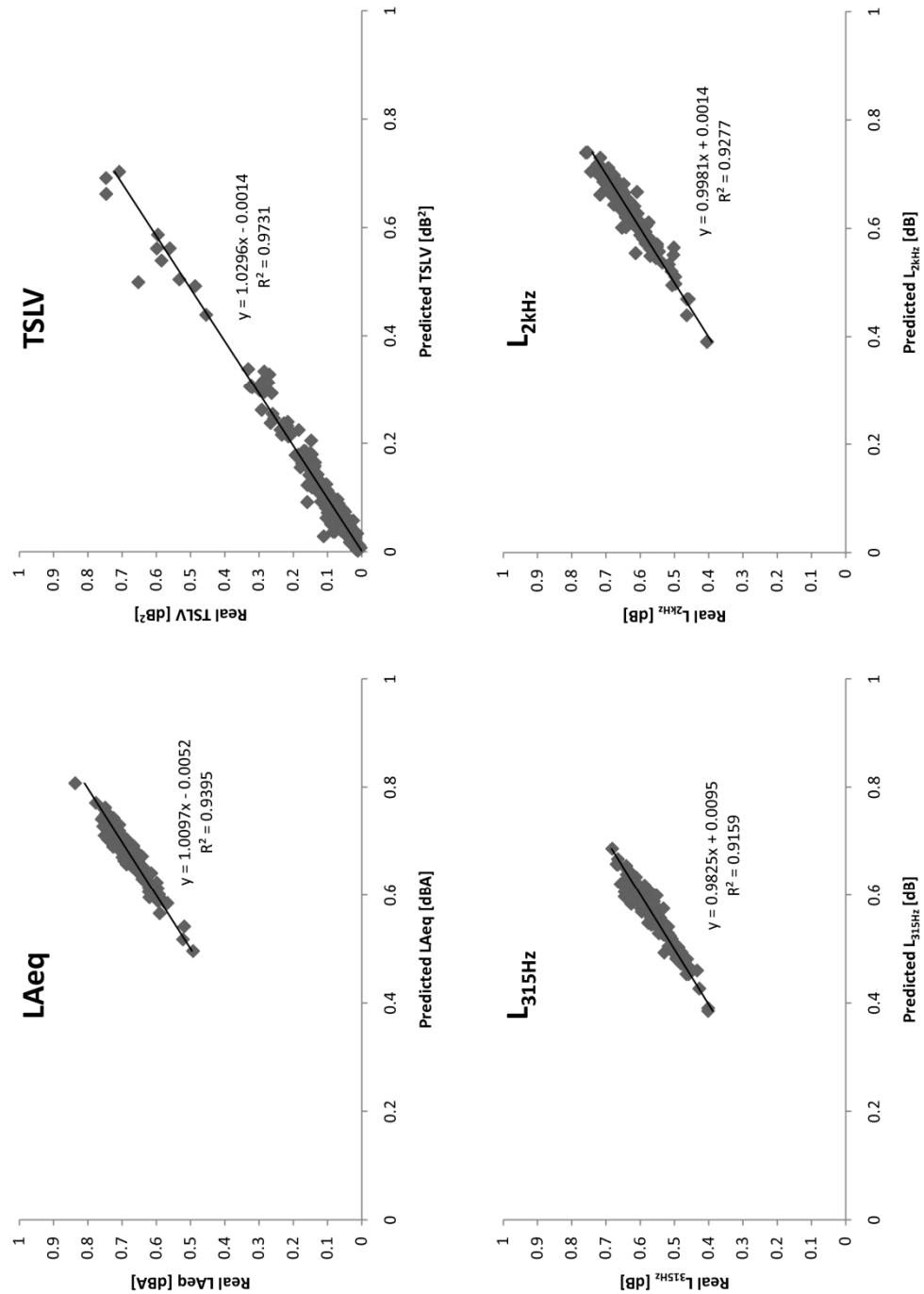


Figure 8.2.-Examples of the results obtained by the STACO model.

As can be seen in figure 8.3, the correlation factor of prediction varies depending on the 1/3-octave band considered. The bands with a greater value for the R^2 factor are located somewhere between 125 and 3150 Hz, whereas the bands with a lower correlation degree lower are located between 20-31.5 Hz, 80-100 Hz and 16-20 KHz. Nevertheless, in view of the average value of the R^2 factor for the 5 datasets, we can verify that the minimum value is 0.77, while the highest value attained is 0.92.

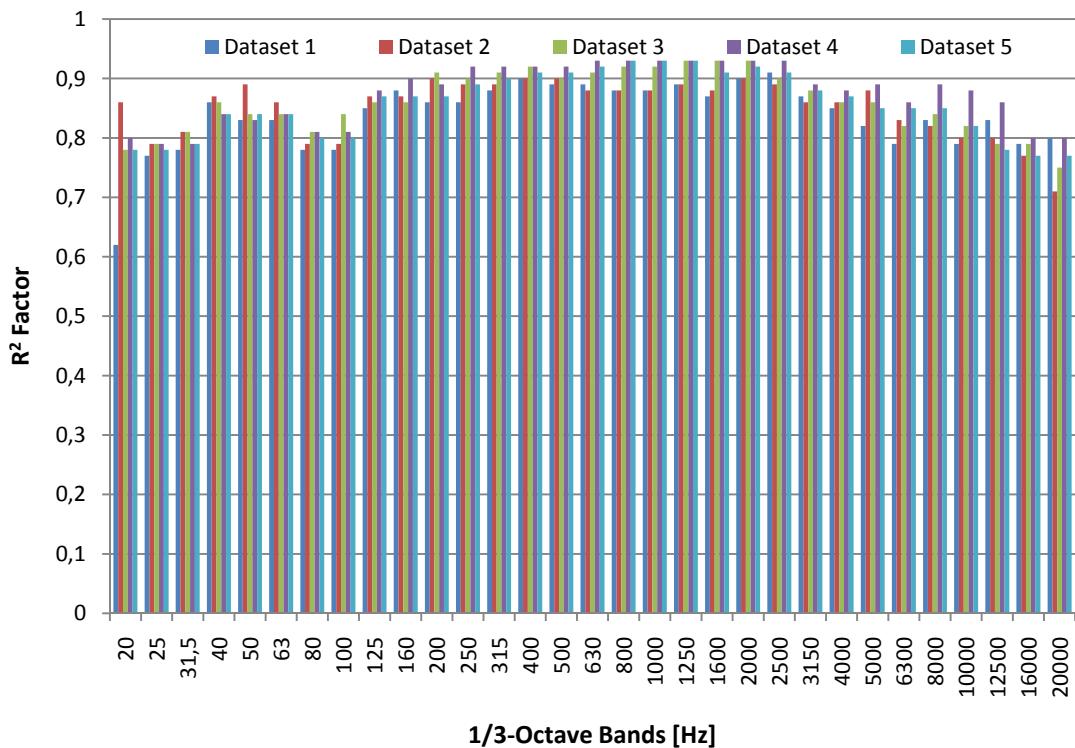


Figure 8.3.- R^2 -value for the 1/3-octave bands (20-20000 Hz) of the ANN test sets.

In view of the obtained results, where the proposed model achieves prediction with a reasonably low mean prediction error (MPE), and shows a great capacity for generalization, we may affirm that the proposed neural network (STACO model) is capable of predicting, with considerable precision and accuracy, both the sound pressure level (A-weighted and not weighted) and the temporal and spectral composition of the different types of situations presented to the network. These situations involve great heterogeneity and complexity (characteristics of urban agglomerations), representing different sonic environments, each featuring totally different characteristics.

Once the precision and accuracy of the prediction model based on artificial neural networks (ANN) had been analyzed, we compared the results thus obtained with the results that we would obtain if we were to use multiple linear regression (MLR) instead, but with the same input variables [Sousa et al., 2007; Al-Alawi et al., 2008; Adeloye, 2009]. As the results in table 8.4 indicate, the utilization of an ANN enhances considerably the degree of precision and accuracy when estimating the acoustical parameters used here, especially in the case of the parameters L_{eq} - L_{Aeq} , TSLV and 1/3-octave bands.

Table 8.4.-Comparison of the results (MPE and R^2) obtained by means of the proposed ANN (STACO model) and the MLR.

Acoustical descriptors	Training				Test			
	ANN		MLR		ANN		MLR	
	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2
L_{Aeq} [dB(A)]	0.76±0.72	0.96	1.92±1.80	0.67	0.87±0.90	0.94	1.96±1.78	0.71
L_{eq} [dB]	0.92±0.83	0.91	1.70±1.43	0.69	1.01±0.89	0.91	1.79±1.47	0.71
$L_{eq}-L_{Aeq}$	0.85±0.78	0.84	1.50±1.17	0.51	1.03±0.99	0.81	1.96±1.56	0.29
TSLV [dB ²]	0.90±0.87	0.98	2.97±2.93	0.77	0.92±1.00	0.97	2.84±2.56	0.75
CF	0.14±0.16	0.87	0.16±0.21	0.75	0.16±0.16	0.88	0.19±0.30	0.75
1/3-octave bands [Hz]	1.59±1.51	0.90	2.92±2.67	0.61	1.82±1.78	0.86	3.15±2.83	0.56

As for the value of the R^2 factor of the different frequency bands, obtained using the proposed ANN and multiple linear regression (figure 8.4), we can verify that the back-propagation neural network provides greater precision in estimating the whole sound spectrum. Moreover, as in the case of applying the proposed ANN, we observe that using a MLR, the bands giving the highest values for the R^2 factor are located in the range 125-3150 Hz; yet in this case the estimation of very low and very high frequencies entailed a very low level of precision.

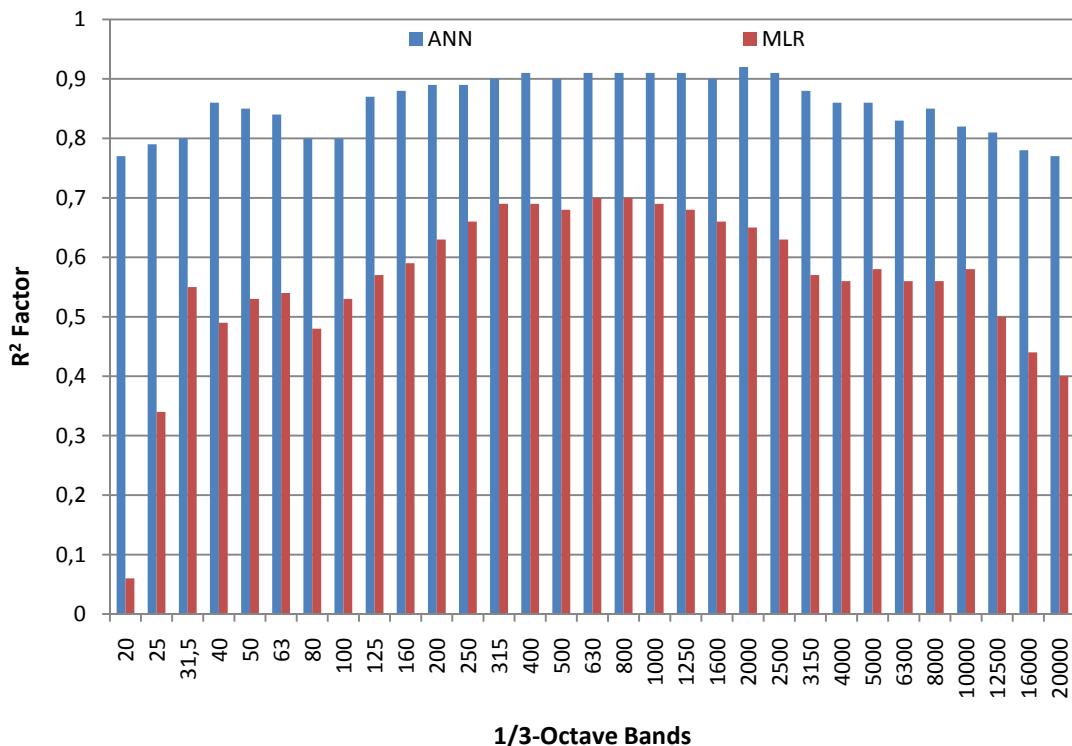


Figure 8.4.-R²-value for the 1/3-octave bands (20-20000 Hz) of the comparison between the proposed ANN and MLR.

8.2.6 Analysis of the tricky cases (STACO model)

After analyzing the capacity of prediction of the neural network for the set of 533 records —which include, as we mentioned previously, a great heterogeneity of acoustically relevant situations— we looked at the response of the model to a series of “tricky cases”, situations involving extreme values in some of the input variables. These kinds of situations are very frequent in urban agglomerations. The selected tricky cases are specified in table 8.5.

Table 8.5.-Description of the analyzed tricky cases (STACO model).

Case	Description
1	Urban park.
2	Night period with very high stabilization time of the sound level.
3	Urban square with water fountain
4	Pedestrian walkway
5	Location with very low road traffic flow
6	Location with great traffic slope
7	Location with a large amount of vehicles with siren
8	Traffic congestion
9	Commercial location without road traffic in its proximity
10	Very narrow street

Table 8.6.-Mean prediction error (MPE) value of the analyzed tricky cases (STACO model).

Acoustical descriptors	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5	Case 6	Case 7	Case 8	Case 9	Case 10	Average
L_{Aeq} [dB(A)]	0.40	0.27	0.42	0.63	0.27	1.11	0.30	0.29	0.35	0.62	0.47±0.26
L_{eq} [dB]	0.52	0.19	0.25	0.46	0.71	1.03	0.65	1.15	0.64	0.98	0.66±0.32
$L_{eq}-L_{Aeq}$	0.38	0.23	0.24	0.02	1.03	0.02	0.47	0.93	0.49	1.68	0.55±0.52
TSLV [dB ²]	0.23	1.70	0.40	0.42	1.48	4.50	4.92	0.37	0.51	0.42	1.50±1.77
CF	0.13	0.32	0.05	0.12	0.02	0.18	0.62	0.07	0.11	0.02	0.16±0.18
1/3-octave bands [Hz]	1.55	2.10	0.72	1.51	1.95	1.68	1.07	1.32	1.78	1.55	1.52±1.34

Table 8.6, meanwhile, shows that for each of the acoustical descriptors, between 60% and 90% of the studied tricky cases have a smaller MPE than the average MPE of the 5 test datasets for the same descriptor (table 8.4). For the descriptors L_{Aeq} , L_{eq} and $L_{eq}-L_{Aeq}$ the percentage of tricky cases with an MPE lower than the average MPE of 5 test sets is 90%, whereas for descriptors TSLV, CF and the spectral composition (1/3-octave bands) it is 60%, 70% and 80%, respectively. The cases in which we can observe a higher prediction error are case 2 (night period with very high stabilization time of the sound level), 5 (location with very low road traffic flow), 6 (location with great traffic slope) and 9 (commercial location without road traffic in the proximity), for which we can verify that the maximum prediction error appears in descriptor TSLV and in the spectral composition (cases 2, 5 and 6), and in descriptor $L_{eq}-L_{Aeq}$ and spectral composition (case 9).

As seen in figure 8.5, the mean prediction error of the analyzed tricky cases for the 1/3-octave bands is between 20 Hz and 20 KHz. In this case we confirm that the greatest values of mean prediction error appear between 40 Hz and 100 Hz, and then again above 6300 Hz.

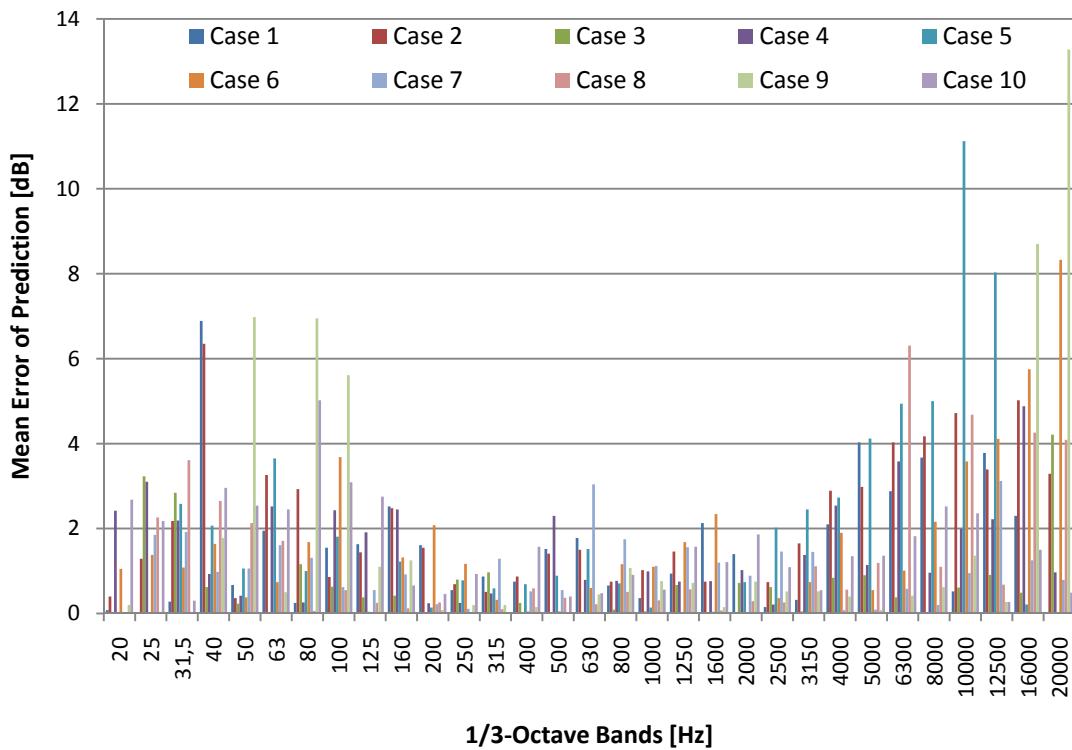


Figure 8.5.-Mean prediction error (MPE) value for the 1/3-octave bands (20-20000 Hz) of the analyzed tricky cases.

8.3 IMPACT OF ROAD TRAFFIC ON URBAN SOUNDSCAPE PREDICTION MODEL (ROTRIM MODEL)

8.3.1 Data sampling

To implement the ROTRIM model, a sample measurement of environmental noise in the 120 selected locations of the city of Granada (see Section 8.2.1.) was carried out. As explained before, the measurement locations were selected to be as generically representative as possible of different urban soundscapes. A measurement of 1 hour was carried out in each of the selected locations, after which the different acoustical descriptors used to assess the impact of the road traffic in the urban soundscapes were defined. This allowed us to use the selected array of input variables to predict each one of the established acoustical indicators, with 60 minutes as the integration period.

8.3.2 Input and output variables for the development of the ROTRIM model

Shown in table 8.7 are the same 33 input variables that were used in the STACO model, to assess the impact of road traffic (ROTRIM model). However, road traffic flows and the other input variables related to road traffic are considered in this case with an integration period of 60 minutes (veh/h).

Here the ROTRIM model has 8 output variables (table 8.7). The parameters A-weighted equivalent sound pressure level (L_{Aeq}), not weighted equivalent sound pressure level (L_{eq}), the difference between both descriptors ($L_{eq}-L_{Aeq}$) and sound pressure level in the frequency bands 31.5-2500 Hz ($L_{31.5-2500,Hz}$) were used for the characterization of the urban soundscape sound level.

Table 8.7.-Input and output variables for the development of the ROTRIM model.

Input variables			Output variables
Module	Sub-module	Variable	
Sound emission	Sound Environment	Type of day	Working day (0.3); Saturday (0.6); Sunday (0.9)
		Day period	Day (0.3); Evening (0.6); Night (0.9)
		Commercial/leisure environment	No (0) – Yes (1)
		Appearance of construction works	No (0) – Yes (1)
		Type of location	Road traffic route (0.2); Pedestrian walk (0.4); Square (0.6); Park (0.8)
		Presence of water fountains	No (0) – Yes (1)
		Presence of vegetation	No (0) – Yes (1)
		Stabilization time of the sound level	0 – 60 min
		Type of traffic flow dynamic	No flow (0); Constant fluid (0.1); Constant pulsed (0.2); Decelerated in pulses (0.3); Accelerated in pulses (0.4); Banked (0.5); Intermittent (0.6)
		Anomalous sound events related/no related to traffic	No (0) – Yes (1)
Road traffic noise emission		Ascendant/descendant light vehicles	0 – 1700 veh/h
		Ascendant/descendant heavy vehicles	0 – 20 veh/h
		Ascendant/descendant buses	0 – 50 veh/5h
		Ascendant/descendant motorcycles-mopeds	0 – 430 veh/h
		Ascendant/descendant urban cleaning vehicles	0 – 5 veh/h
		Vehicles with siren	0 – 5 veh/h
		Average speed	0 – 80 Km/h
		Traffic slope	0 – 20 %
		Number of upward/downward lanes	0 – 8
		Type of pavement	No type (0); Porous asphalt (0.2); Smooth asphalt (0.4); Paved (0.6)
Sound spread		Condition of surface	Good (0.2); Regular (0.4); Bad (0.6); Very bad (0.8)
		Street geometry	Type "U" (0.2); "J" (0.4); "L" (0.6); "Free field" (0.8)
		Street width	0 – 100 m
		Street height	0 – 50 m
		Roadway width	0 – 40 m
		Distance source-receptor	0 – 60 m

To characterize the temporal and spectral composition of the sound pressure of urban soundscapes, the temporal sound level variance (TSLV) and the crest factor (CF) [Torija et al., 2007a, 2008a], as well as the spectrum centroide (G) [Rimbault et al., 2003] and percentage of sound pressure in the 1/3-octave bands 31.5-2500 Hz (PSP) [Torija et al., 2008a] were used. All these descriptors were calculated for the 60-min measurement.

8.3.3 Structure of the ROTRIM model

The final goal of this model is to predict the level and temporal-spectral composition of the sound pressure in urban environments to analyze how urban soundscapes are affected by road traffic. The diverse soundscapes of urban settings [Rimbault & Dubois, 2005] feature broadly diverse acoustical characteristics; and so, for this second prediction model, as in the first (Section 8.2.3.), the internal parameters and geometry of the ANN were again carefully selected [Maier & Dandy, 1998].

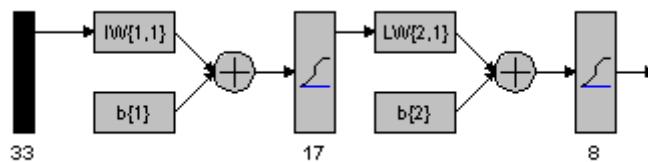


Figure 8.6.-Structure of the proposed neural network (ROTRIM model).

Figure 8.6 illustrates the structure of the proposed back-propagation neural network. The training function is Trainbr, the adaptation learning function is Learngdm, and the performance function is MSE. The ANN has 33 input variables, 17 neurons on the hidden layer, and 8 output variables. The transfer function is Logsig (layer 1) + Logsig (layer 2), while the Marquardt adjustment parameter (mu) is 0.005.

As in the STACO model, we built 5 different data sets, constructed randomly from the 120 input records. The training sets contain 90 records and the test sets contain 30 records. The ANN was run five times, on each occasion using different initial

weights, with each of the five sets of data, thereby giving us 25 trials to evaluate the precision of the ROTRIM model.

8.3.4 Results: Acoustical characteristics of the different urban soundscapes

A hierarchical clustering analysis of the total selected locations was done, using the Ward method, to identify the different types of urban soundscapes in the city. Results are shown in table 8.8. Six types of urban soundscapes can be distinguished in the city of Granada, Spain. Urban soundscapes 1 and 2 are strongly affected by the road traffic, even though urban soundscape 1 consists of main traffic routes, with very high intensity, while soundscape 2 comprises downtown locations with low road traffic intensity and intermittent traffic flow dynamics. Urban soundscape 3 corresponds to urban squares with road traffic in their proximities, and soundscape 4 contains residential streets with the sporadic appearance of vehicles. Elsewise, urban soundscape 5 comprises commercial/leisure streets (without road traffic) and urban soundscape 6 is that of parks, squares and pedestrian walks (without road traffic).

Table 8.8.-Description of the different urban soundscapes.

Soundscape	Description
1	Main routes of road traffic, with high traffic intensity. Streets type "U", with great width and height.
2	Routes with road traffic, which have intermittent traffic flow dynamic and low traffic intensity. Streets type "U", low width and relatively high height, placed in the downtown.
3	Urban squares with a certain incident of road traffic in their proximities.
4	Residential streets in which, sporadically, some (light) vehicle appears.
5	Commercial streets and squares with absence of road traffic. Presence of a large amount of recreative, commercial and leisure activities.
6	Urban parks and squares, as well as pedestrian walks, with absence of road traffic in its proximities and, with the presence of vegetation, birds, water fountains, etc.

Table 8.9 gives the acoustical descriptors of the different types of urban soundscapes. With regard to the sound level parameters, soundscape 1 shows the greatest values. For the descriptor L_{Aeq} , the soundscapes strongly affected by road traffic, that is 1 (71.16 ± 3.33 dBA) and 2 (66.92 ± 2.95 dBA), have the highest values, whereas soundscape 5 (62.49 ± 1.07 dBA) has a value close to that of soundscape 3 (63.71 ± 2.95 dBA). The soundscapes with the lowest values are residential streets (60.46 ± 3.56 dBA) and urban squares, parks and pedestrian walks (57.96 ± 3.60 dBA)—soundscapes 4 and 6, respectively. Concerning L_{eq} and $L_{31.5-2500,Hz}$, the soundscapes affected by the road traffic show greater values— L_{eq} between 74.34 ± 1.52 - 79.86 ± 3.45 dB (soundscape 4 and 1, respectively) and $L_{31.5-2500,Hz}$ between 72.91 ± 2.01 - 78.86 ± 3.67 dB (soundscape 4 and 1, respectively)—than soundscapes 5 ($L_{eq} = 71.71\pm2.23$ dB and $L_{31.5-2500,Hz} = 70.51\pm1.97$ dB) and 6 ($L_{eq} = 69.68\pm1.77$ dB and $L_{31.5-2500,Hz} = 68.48\pm1.60$ dB). Likewise, for the parameter $L_{eq}-L_{Aeq}$ the soundscapes with a direct incidence of road traffic have higher values, between 9.75 ± 1.72 (soundscape 2) and 11.86 ± 1.04 (soundscape 3), than the soundscapes without road traffic (5.26 ± 1.67 in soundscape 5 and 6.78 ± 3.04 in soundscape 6).

Table 8.9.-Acoustical descriptors value of the analyzed urban soundscapes.

Acoustical descriptors	Soundscape 1	Soundscape 2	Soundscape 3	Soundscape 4	Soundscape 5	Soundscape 6
L_{Aeq} [dB(A)]	71.16 ± 3.33	66.92 ± 2.95	63.71 ± 2.84	60.46 ± 3.56	62.49 ± 1.07	57.96 ± 3.60
L_{eq} [dB]	79.86 ± 3.45	76.31 ± 2.77	75.56 ± 2.45	74.34 ± 1.52	71.71 ± 2.23	69.68 ± 1.77
$L_{eq}-L_{Aeq}$	10.07 ± 1.23	9.75 ± 1.72	11.86 ± 1.04	10.50 ± 1.37	5.26 ± 1.67	6.78 ± 3.04
$L_{31.5-2500Hz}$ [dB]	78.86 ± 3.67	74.67 ± 2.98	73.28 ± 1.88	72.91 ± 2.01	70.51 ± 1.97	68.48 ± 1.60
TSLV [dB ²]	6.13 ± 4.27	8.91 ± 6.31	4.68 ± 2.53	7.84 ± 4.26	1.67 ± 0.42	0.65 ± 0.65
CF	2.29 ± 1.27	2.66 ± 1.20	0.89 ± 0.27	1.41 ± 0.93	0.78 ± 0.16	0.52 ± 0.23
G [Hz]	1393 ± 120	1350 ± 149	1362 ± 155	1247 ± 237	1682 ± 52	1806 ± 173
PSP [%]	88.49 ± 1.89	86.41 ± 1.34	83.71 ± 1.60	78.70 ± 0.63	79.16 ± 1.58	76.92 ± 0.56

Soundscapes 2 (8.91 ± 6.31 dB²) and 4 (7.84 ± 4.26 dB²) gave the greatest values for the descriptor TSLV. This can be attributed to the intermittent traffic flow dynamics that characterize these soundscapes. To the contrary, the soundscapes without road traffic have very low values (1.67 ± 0.42 and 0.65 ± 0.65 dB² in soundscapes 5 and 6, respectively). For the crest factor value, the soundscapes strongly affected by road

traffic yield the greatest values (2.29 ± 1.27 and 2.66 ± 1.20 in soundscapes 1 and 2, respectively), whereas the other soundscapes have relatively minor values, between 0.52 ± 0.23 (soundscape 6) and 0.78 ± 0.16 (soundscape 5). When road traffic is present, the impulsiveness of the sound pressure is greater; therefore, the crest factor value grows [Torija et al., 2008a].

With regard to the parameters used for characterization of the spectral composition, descriptor G gave values between 1247 ± 237 and 1393 ± 120 Hz (soundscapes 4 and 1, respectively), while the value of this parameter increased in soundscapes 5 (1682 ± 52 Hz) and 6 (1806 ± 173 Hz). The soundscapes dominated by road traffic are considered as low fidelity (low-fi) soundscapes, due to the great saturation and accumulation of noisy sources, whereas the soundscapes composed of natural and human noise are considered as high fidelity (hi-fi) soundscapes, because the sound can be distinguished [Schafer, 1994]. According to [Schafer, 2005], this parameter could be a suitable indicator to distinguish between high fidelity and low fidelity soundscapes. Finally, for the PSP descriptor, soundscapes 1-3 (88.49 ± 1.89 , 86.41 ± 1.34 and 83.71 ± 1.60 % in soundscapes 1, 2 and 3, respectively) show greater values than soundscapes 4-6 (78.70 ± 0.63 , 79.16 ± 1.58 and 76.92 ± 0.56 % in soundscapes 4, 5 and 6, respectively). As we will see in the next section, the soundscapes with greater road traffic flow also have a greater value for the descriptors PSP and $L_{31.5-2500,Hz}$.

We can corroborate from figure 8.7 that soundscapes 1 and 2 have the highest values in the frequency bands between 20-20000 Hz, although soundscape 1 has greater values in low frequencies than soundscape 2. Yet soundscapes 3 and 4 have even lower values in these frequency bands. As for the soundscapes without road traffic, the greatest differences are found in the low-middle frequencies. Soundscapes 5 and 6 exhibit very small values in the low frequencies, whereas in the middle frequencies (particularly soundscape 5) and high frequencies the values are more similar to those obtained in road traffic soundscapes.

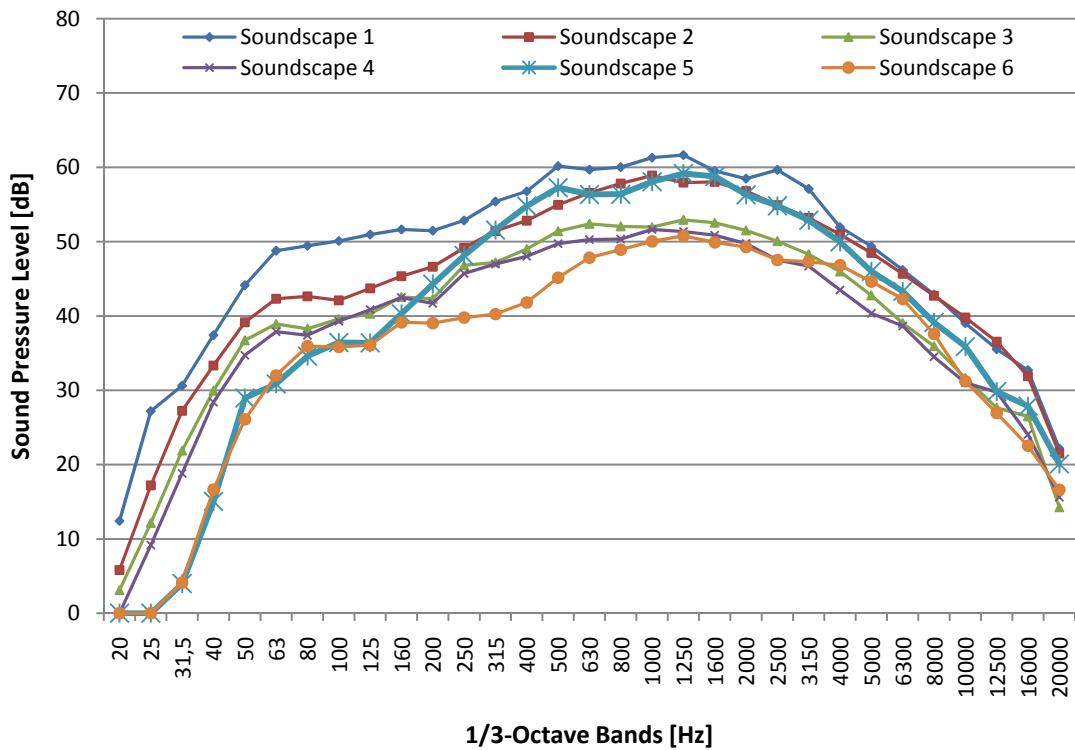


Figure 8.7.-Sound spectrum (frequency bands between 20-20000 Hz) of the different urban soundscapes.

8.3.5 Results: Relationship between input variables and acoustical descriptors used

As we saw in Figure 8.6, the major contrast between the soundscapes affected and not affected by road traffic become evident in the low frequencies. Therefore, we examined the relationship existing between the road traffic flow and the factor r for each of the bands of frequency from 20-20000 Hz. Figure 8.8 (a) reveals the value of the factor r for each of the considered frequency bands, depending upon the type of road traffic vehicle. Our data lead us to verify that, for the low-middle frequencies, the different types of considered vehicles have relatively high correlation values (r), which begin to diminish after 2000-3150 Hz. This behavior is observed regarding all the types of vehicles, with a stark contrast between low-middle and remarkably high frequencies,

with the exception of motorcycles-mopeds. The vehicles producing a greater correlation level with the low frequencies are buses, and heavy and light vehicles, in this order. In turn, in terms of middle and high frequencies, buses and motorcycles-mopeds yield the greater values.

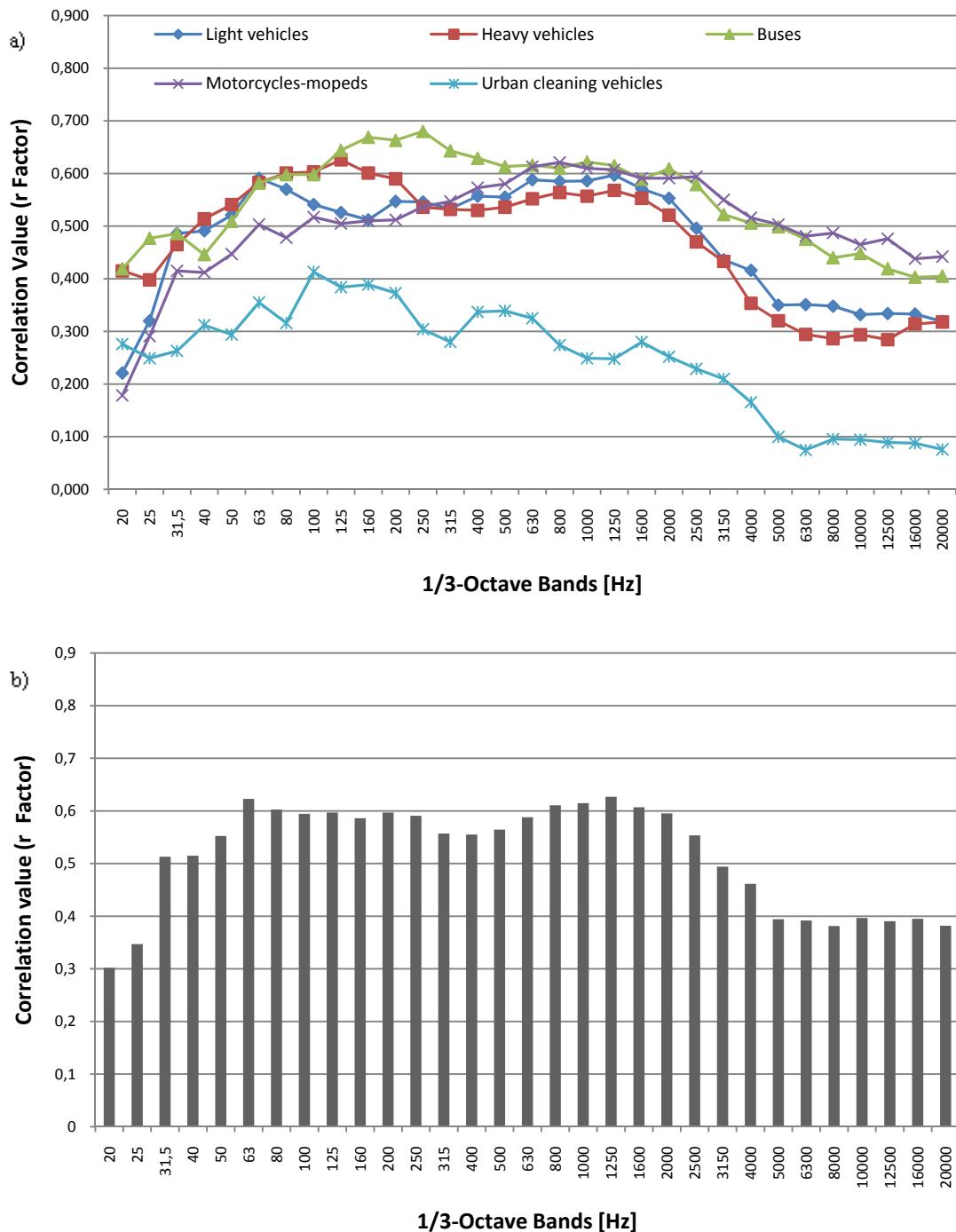


Figure 8.8.-Correlation values (r factor) of the different road traffic vehicles (a) and of the overall road traffic with regard to the 1/3-octave bands between 20-20000 Hz.

The correlation value for the considered 1/3-octave bands for the overall road traffic flow can be viewed in figure 8.8 (b). We are able to confirm that, indeed, the frequencies sharing a higher degree of correlation (r) with the road traffic flow are located within the range 31.5-2500 Hz.

In light of our findings, we must underline the potential usefulness of the indicators $L_{31.5-2500,\text{Hz}}$ and PSP, similarly used in previous research to characterize the annoyance generated by road and railway traffic [Torija et al., 2008a], in order to evaluate the impact of road traffic on urban soundscapes.

Table 8.10.-Input variables with greater correlation level with the used acoustical descriptors (integration period of 60-min). *In brackets the correlation level, by mean of Pearson's r factor, is showed.

Acoustical descriptors	Input variables
L_{Aeq} [dB(A)]	Buses flow (0.80); Motorcycles-mopeds flow (0.79); Light vehicles flow (0.74); Type of location (-0.69); Heavy vehicles flow (0.66).
L_{eq} [dB]	Buses flow (0.76); Motorcycles-mopeds flow (0.72); Light vehicles flow (0.70); Heavy vehicles flow (0.70); Type of location (-0.64).
$L_{\text{eq}} - L_{\text{Aeq}}$	Presence of water fountains (-0.55); Traffic slope (0.45); Type of pavement (0.44); Type of location (-0.43).
$L_{31.5-2500,\text{Hz}}$ [dB]	Buses flow (0.81); Light vehicles flow (0.72); Motorcycles-mopeds flow (0.72); Heavy vehicles flow (0.72); Type of location (-0.70).
TSLV [dB^2]	Stabilization time of the sound level (0.93); Appearance of anomalous sound events (0.64); Day period (0.49); Type of location (-0.49).
CF	Appearance of anomalous sound events (0.77); Number of vehicles with siren (0.74); Motorcycles-mopeds flow (0.58); Buses flow (0.53).
G [Hz]	Presence of water fountains (0.70); Type of location (0.61); Traffic slope (-0.58); Type of pavement (-0.57).
PSP [%]	Type of location (-0.80); Buses flow (0.77); Light vehicles flow (0.73); Motorcycles-mopeds flow (0.73); Heavy vehicles flow (0.73).

Meanwhile, as in the aforementioned prediction model, we studied the input variables showing greater correlation with each of the output parameters, and exhibit these results in table 8.10. For parameters L_{Aeq} and L_{eq} , the input variables with higher correlation are those related to road traffic: bus flow ($r = 0.80$ and 0.76 for L_{Aeq} and L_{eq} , respectively) and motorcycle-moped flow ($r = 0.79$ and 0.72 for L_{Aeq} and L_{eq} , respectively) have the top values, with the sole exception of type of location ($r = -0.69$ and -0.64 for L_{Aeq} and L_{eq} , respectively). The same occurs for $L_{31.5-2500,\text{Hz}}$, with

correlation values (r) between 0.81 (buses flow) and -0.70 (type of location). The parameter L_{eq} - L_{Aeq} informs about the content in low frequencies of the soundscape. In this case, the input variable with greater correlation value is the presence of water fountains ($r = -0.55$). The other input variables with statistically representative correlation are traffic slope ($r = 0.45$), type of pavement ($r = 0.44$) and type of location ($r = -0.43$).

With regard to the parameters of temporal characterization of soundscapes, TSLV and CF, the input variables with the greatest correlation values are stabilization time of the sound level ($r = 0.93$) and appearance of anomalous sound events ($r = 0.77$), respectively. For TSLV, the other input variables showing statistically representative correlation are: appearance of anomalous sound events ($r = 0.64$), period of day ($r = 0.49$) and type of location ($r = -0.49$). For CF, they are: number of vehicles with siren ($r = 0.74$), motorcycle-moped flow ($r = 0.58$) and bus flow ($r = 0.53$).

The G parameter has the same input variables with statistically representative correlation, yet the presence of water fountains is the one exhibiting the highest correlation ($r = 0.70$). The type of location, traffic slope and type of pavement have correlation values (r) of 0.61, -0.58 and -0.57, respectively. Finally, for the PSP descriptor, we found the type of location to be the input variable with the greatest correlation ($r = -0.80$). Other variables with statistically significant correlation are bus flow ($r = 0.77$), light vehicle flow ($r = 0.73$), motorcycles-mopeds ($r = 0.73$) and heavy vehicle ($r = 0.73$) flow.

8.3.6 Results of the implementation of the ROTRIM model

The back-propagation neural network applied in our research (Section 8.3.3.) was trained and tested 25 times, 5 times for each of the previously established 5 training-test sets. The ANN was trained with a number of epochs between 17 (data set 5) and 27 (data set 2).

Table 8.11.-Mean prediction error (MPE) and R^2 -value of the training and test sets for the ROTRIM model.

Acoustical descriptors	Dataset 1			Dataset 2			Dataset 3			Dataset 4			Dataset 5		
	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	
L_{Aeq} [dB(A)]	0.64±0.50	0.97	0.46±0.38	0.98	0.63±0.55	0.97	0.71±0.59	0.97	0.73±0.72	0.96					
L_{eq} [dB]	0.62±0.51	0.96	0.53±0.40	0.97	0.63±0.51	0.96	0.72±0.52	0.95	0.63±0.52	0.95					
$L_{eq}-L_{Aeq}$	0.75±0.55	0.91	0.60±0.50	0.93	0.66±0.50	0.93	0.69±0.56	0.92	0.70±0.57	0.93					
$L_{31.5-2500Hz}$ [dB]	0.76±0.64	0.97	0.53±0.48	0.98	0.60±0.54	0.98	0.80±0.62	0.97	0.78±0.62	0.97					
TSLV [dB^2]	0.60±0.53	0.97	0.50±0.39	0.98	0.52±0.53	0.98	0.72±0.72	0.97	0.66±0.60	0.98					
CF	0.16±0.15	0.96	0.15±0.11	0.97	0.16±0.12	0.98	0.15±0.13	0.98	0.16±0.13	0.98					
G [Hz]	41.26±30.19	0.94	34.60±26.21	0.96	45.58±34.43	0.94	44.02±31.31	0.94	42.57±28.17	0.95					
PSP [%]	0.62±0.56	0.96	0.45±0.41	0.98	0.56±0.48	0.97	0.74±0.63	0.96	0.85±0.69	0.94					

Acoustical descriptors	Dataset 1			Dataset 2			Dataset 3			Dataset 4			Dataset 5		
	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	
L_{Aeq} [dB(A)]	1.01±1.07	0.94	0.90±1.06	0.94	1.06±0.94	0.94	1.19±0.94	0.93	1.24±0.82	0.95					
L_{eq} [dB]	0.82±0.62	0.93	1.03±0.62	0.93	0.77±0.79	0.93	1.05±0.72	0.92	1.19±1.06	0.93					
$L_{eq}-L_{Aeq}$	1.08±1.07	0.60	1.18±0.80	0.82	1.43±1.19	0.68	1.31±1.29	0.74	0.92±0.86	0.72					
$L_{31.5-2500Hz}$ [dB]	1.21±1.04	0.93	1.22±1.15	0.94	1.25±0.85	0.93	1.38±0.98	0.93	1.29±1.06	0.94					
TSLV [dB^2]	1.20±1.16	0.96	0.83±0.54	0.96	0.84±0.67	0.96	0.94±1.05	0.96	0.94±0.65	0.96					
CF	0.28±0.29	0.97	0.21±0.14	0.94	0.18±0.16	0.96	0.30±0.21	0.96	0.22±0.15	0.96					
G [Hz]	69.60±61.59	0.84	56.68±38.78	0.88	75.35±50.81	0.87	53.04±36.08	0.93	43.70±38.29	0.87					
PSP [%]	1.19±1.12	0.89	1.26±1.05	0.88	1.19±1.16	0.90	0.97±0.73	0.94	1.16±0.89	0.88					

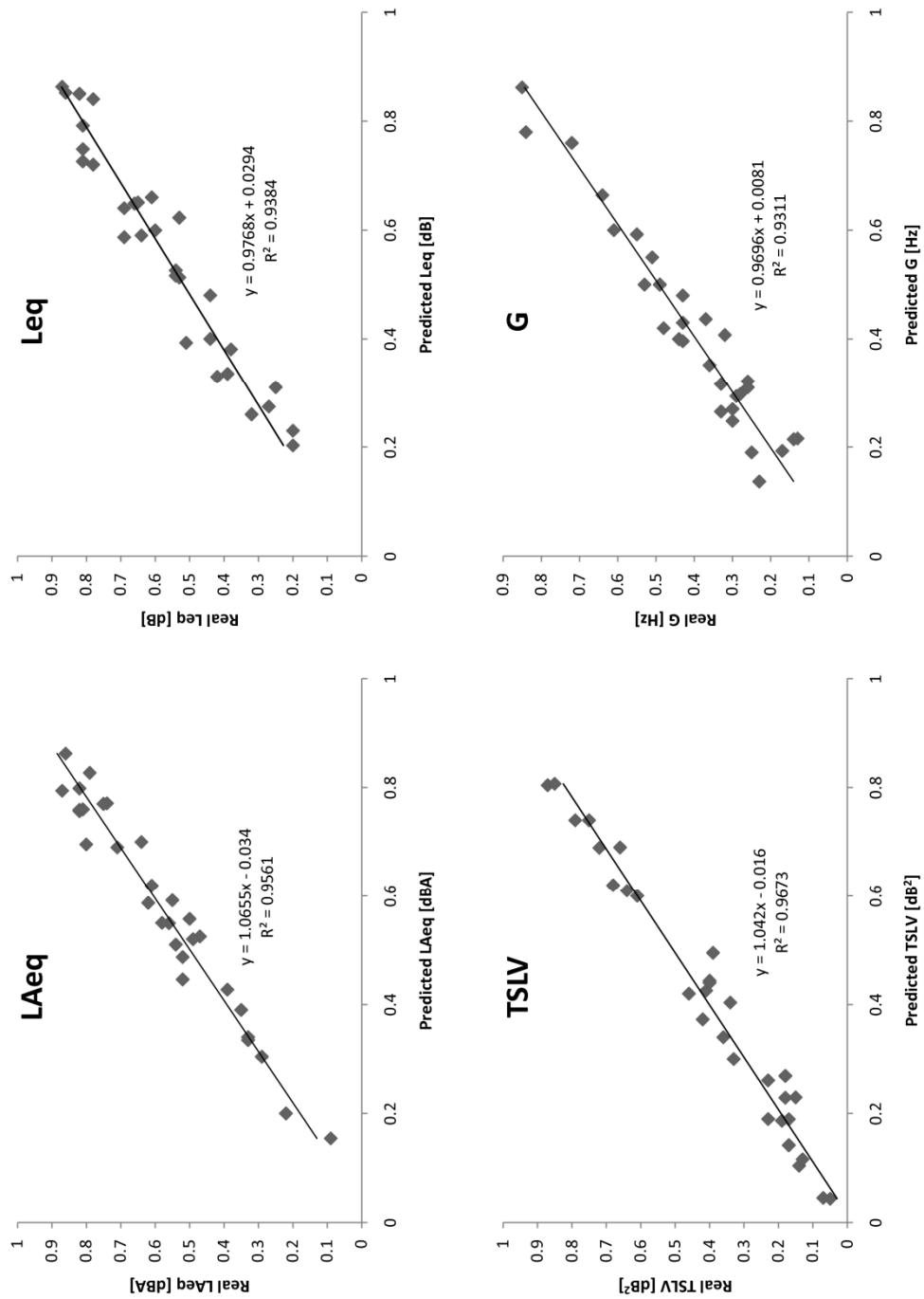


Figure 8.9.-Examples of the results obtained by the ROTRIM model.

The results can be observed in Table 8.11. For the parameters L_{Aeq} , L_{eq} , $L_{eq}-L_{Aeq}$ and $L_{31.5-2500,Hz}$ the mean prediction error (MPE) for the test sets corresponds to $1.60\pm0.20\%$, $1.25\pm0.22\%$, $11.50\pm0.92\%$ and $1.65\pm0.08\%$ of the average value, for the 120 input records, of the descriptors L_{Aeq} (66.94 dB(A)), L_{eq} (77.08 dB), $L_{eq}-L_{Aeq}$ (10.29) and $L_{31.5-2500,Hz}$ (76.72 dB), respectively. For the descriptors used to characterize the temporal composition of urban soundscapes, TSLV (15.97 dB^2) and CF (3.73), the MPE values are $5.74\pm0.54\%$ and $6.17\pm1.09\%$ of the average values of these descriptors. With regard to the parameters to spectral composition characterization, the MPE values are $3.74\pm0.80\%$ and $1.34\pm0.12\%$, respectively, of the average values for G (1591.49 Hz) and PSP (85.70 %).

For the parameters L_{Aeq} , L_{eq} , $L_{eq}-L_{Aeq}$ and $L_{31.5-2500,Hz}$, the R^2 -value decrease from the training sets to test sets to $3.08\pm1.24\%$, $3.12\pm0.71\%$, $22.98\pm8.28\%$ and $3.49\pm0.92\%$, respectively. With regard to the parameters TSLV and CF this decrease is $1.63\pm0.55\%$ and $2.04\pm0.00\%$, respectively. And finally, for the parameters G and PSE, respective decreases of $6.96\pm3.55\%$ and $6.63\pm2.92\%$ take place.

Moreover, in figure 8.9, some examples of the results obtained by the ROTRIM model are showed.

According to the results obtained by the implementation of the proposed neural network, in terms of the mean prediction error and the correlation degree (R^2 -value), we consider that the proposed ROTRIM model produces very encouraging results, making it possible to predict the level and the temporal and spectral composition of urban soundscapes with great precision and accuracy, allowing for adequate evaluation of the impact of road traffic on them.

As in the preceding prediction model (Section 8.2.5.), we compared the results obtained by means of the utilization of the proposed ANN with a multiple linear regression (MLR), involving the same input variables [Sousa et al., 2007; Al-Alawi et al., 2008; Adeloye, 2009]. Table 8.12 makes it manifest that the back-propagation neural network used provided better results than the MLR, for all the predicted parameters. This would justify the utilization of the ANN. In other words, the expounded findings demonstrate that the application of a back-propagation neural network can increase the accuracy and precision of a prediction as opposed to the use of an MLR [Agirre-Basurko et al., 2006; Adeloye, 2009]. The neural network is capable of

generalizing the results obtained by means of the training sets to all the cases presented in the test sets. This can be observed clearly in table 8.12, since the differences in the results obtained among the test sets are much higher than the results of training sets.

Table 8.12.-Comparison of the results (MPE and R^2) obtained by means of the proposed ANN (ROTRIM model) and the MLR.

Acoustical descriptors	Training				Test			
	ANN		MLR		ANN		MLR	
	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2	MPE	R^2
L_{Aeq} [dB(A)]	0.63±0.55	0.97	1.18±0.89	0.93	1.08±0.96	0.94	1.91±1.75	0.83
L_{eq} [dB]	0.63±0.49	0.96	0.88±0.64	0.93	0.97±0.76	0.93	1.88±1.88	0.63
$L_{eq}-L_{Aeq}$	0.68±0.54	0.93	1.19±0.90	0.77	1.18±1.04	0.72	2.44±2.33	0.49
$L_{31.5-2500Hz}$ [dB]	0.69±0.58	0.98	1.33±0.90	0.93	1.27±1.01	0.94	2.23±1.98	0.78
TSLV [dB^2]	0.60±0.55	0.98	0.91±0.70	0.94	0.95±0.81	0.96	2.11±1.66	0.84
CF	0.16±0.13	0.98	0.18±0.14	0.91	0.24±0.19	0.96	0.41±0.43	0.88
G [Hz]	41.60±30.06	0.95	48.77±33.35	0.92	59.67±45.11	0.88	106.66±117.14	0.62
PSP [%]	0.64±0.55	0.97	1.04±0.85	0.90	1.15±0.99	0.90	2.27±2.18	0.76

8.3.7 Analysis of the tricky cases (ROTRIM model)

Table 8.13, meanwhile, offers description of the tricky cases selected and analyzed under this prediction model. After analyzing the capacity of prediction of the neuronal network for the set of 120 records, we studied the response of the model to a series of 5 selected tricky cases.

Table 8.13.-Description of the analyzed tricky cases (ROTRIM model).

Case	Description
1	Urban park with water fountains and without the presence of road traffic in its proximities.
2	Commercial street without the presence of road traffic.
3	Street with a high number of vehicles with siren.
4	Urban square without the presence of road traffic and with a large amount of people.
5	Access route to the city with a very high intensity of road traffic.

According to table 8.14, the descriptors L_{Aeq} , and $L_{eq}-L_{Aeq}$ —for all the studied tricky cases— have MPE values lower than the average MPE of 5 test sets (see table 8.12 for comparison). For the parameters L_{eq} , $L_{31.5-2500,Hz}$, TSLV, CF and G, the percentage of tricky cases with an MPE lower than the average MPE of the 5 test sets is 60%, whereas for the descriptor PSP it is 80%. The cases with more descriptors giving an MPE greater than the average MPE of the proposed ANN are cases 3 (street with a high number of vehicles with siren) and 5 (access route to the city with a very high intensity of road traffic), the corresponding descriptors respectively being L_{Aeq} , L_{eq} and TSLV, and TSLV, CF and G. Case 4 (urban square without the presence of road traffic and with a large amount of people) has 2 descriptors with MPE values above the average MPE of the ANN, $L_{eq}-L_{Aeq}$ and PSP; while cases 1 (urban park with water fountains and without the presence of road traffic) and 2 (commercial street without road traffic) have just one parameter each, G and $L_{31.5-2500,Hz}$, respectively.

Table 8.14.-Mean prediction error (MPE) value of the analyzed tricky cases (ROTRIM model).

Acoustical descriptors	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5	Average
L_{Aeq} [dB(A)]	0.52	0.24	1.05	0.31	0.07	0.44±0.38
L_{eq} [dB]	0.93	1.01	1.23	0.28	0.34	0.76±0.43
$L_{eq}-L_{Aeq}$	0.86	0.38	0.98	1.07	0.3	0.72±0.36
$L_{31.5-2500Hz}$ [dB]	0.58	1.92	1.01	1.41	0.28	1.04±0.65
TSLV [dB ²]	0.56	0.5	2.07	0.59	1.96	1.13±0.80
CF	0.31	0.15	0.17	0.19	0.66	0.30±0.21
G [Hz]	104.04	15.19	7.49	28.93	109.72	53.07±49.75
PSP [%]	0.87	0.5	0.25	1.53	0.64	0.76±0.49

8.4 GENERAL DISCUSSION

Nowadays, road traffic exerts a strong incidence upon urban soundscapes, producing an impoverishment and masking other social, human and natural sounds that are present in urban environments [Botteldooren et al., 2006]. This generates a sensation of

discomfort, annoyance and displeasure for the exposed population, which is reflected in the reported consideration of soundscapes made up principally of road traffic as unpleasant. In contrast, those where the domain of human and natural sounds prevail are held to be ideal [Guastavino, 2003]. This is largely due to the fact that the latter sort of soundscape contains sounds that contribute meaning, importance and worth, making them very interesting for the population [Raimbault & Dubois, 2005]. This confirms Stockfelt's [1991] point of view, that sound is an existential necessity: soundscapes are essential for well-being, not only as music but as an integral part of living situations.

The impact of road traffic can be observed in tables 8.2 and 8.10, where the different road traffic vehicles show the greatest correlation levels (r) with most indicators used to characterize the short-term and 60-min level and temporal/spectral composition of sound pressure in urban environments. Nevertheless, other input variables related to the description of the environment and the temporal evolution of the sound pressure level exhibit statistically representative correlation with these descriptors. Commercial/leisure activities (L_{Aeq} , frequency bands between 160-2500 Hz and 3150-20000 Hz), type of day (L_{eq}), number of vehicles with siren ($L_{eq}-L_{Aeq}$ and frequency bands between 630-1250 Hz), average speed ($L_{eq}-L_{Aeq}$), traffic slope ($L_{eq}-L_{Aeq}$, TSLV and frequency bands between 20-25 Hz) and type of pavement (frequency bands between 20-25 Hz and 31.5-125 Hz) also have significant correlation values with the output variables used to characterize the short-term level and temporal/spectral composition of sound pressure; and type of location (L_{Aeq} , L_{eq} , $L_{eq}-L_{Aeq}$, $L_{31.5-2500,Hz}$, G and PSP), traffic slope ($L_{eq}-L_{Aeq}$ and G), type of pavement ($L_{eq}-L_{Aeq}$ and G) and period of day (TSLV) have statistically representative correlation values with the 60-min level and temporal/spectral composition of sound pressure indicators. Moreover, the input variables presence of water fountains and type of location are the ones with greatest correlation values for the output variables $L_{eq}-L_{Aeq}$ and G. Under presence of water fountains, the difference between L_{eq} and L_{Aeq} is smaller and the centroide value is higher; and with respect to urban parks, squares and pedestrian walks (without road traffic influence) the G values are also higher. Regarding the temporal composition descriptors, the stabilization time of the sound level and the appearance of anomalous sound events have the largest correlation values with TSLV and CF, respectively (for short-term and 60-min prediction models). This provides us with useful information about the great complexity and heterogeneity of the spatial, temporal and spectral

composition of urban sonic environments, which generally present obstacles for sound modelling and prediction.

At the same time, a consideration of urban soundscapes affected by and not affected by road traffic leads us to discover a clear difference among the low frequencies. The soundscapes strongly influenced by the road traffic have very high values in this frequency range (figure 8.7). Furthermore, the 1/3-octave bands between 31.5 and 2500 Hz are those that best correlate with the road traffic flow (figures 8.8 (a) and (b)). This suggests use of the parameters $L_{31.5-2500,Hz}$ and PSP, together with the other level and temporal/spectral composition descriptors, to assess the impact of road traffic on urban sonic environments. As we may observe in table 8.9, the characteristics of urban soundscapes strongly affected by road traffic make them soundscapes with a high sound pressure level (A-weighted and not weighted) and differences between L_{eq} - L_{Aeq} . The sound pressure level between 31.5-2500 Hz ($L_{31.5-2500,Hz}$) and the percentage of sound pressure in this frequency band (PSP) show great values as well. In addition, this kind of sonic environment also has high values of temporal variability in terms of the sound pressure level (TSLV) and great impulsiveness (CF), due to the accumulation of noisy sources and their totally random character. The centroide value of such soundscapes is located between 1247 ± 237 and 1393 ± 120 Hz, having a lower value than the soundscapes without road traffic. Contrariwise, an urban soundscape free from the direct influence of road traffic, e.g. soundscape 6, shows smaller values in all the descriptors of study than do the soundscapes with road traffic —the only exception being descriptor G, which is in this case higher. These soundscapes can be considered as high fidelity ones, in contrast to the soundscapes mainly comprising road traffic sounds, which would be considered low fidelity soundscapes. In the former, natural and human sounds can be heard and distinguished clearly, while in the latter soundscapes the road traffic noise masks the rest of the sounds, giving one the sensation of hearing a noisy hubbub [Schafer, 2005].

For the reasons discussed here, the prediction and modeling of the level and the temporal and spectral composition of sound pressure constitute a non-linear and complex problem, leading us to apply an ANN to solve the problem [Cammarata et al., 1995; Berg, 2002; Chelani et al., 2002; Avsar et al., 2004; Botteldooren & Lercher, 2004; Couvreur & Laniray, 2004; Hamed et al., 2004; Maier et al., 2004; Almasri & Kaluarachchi, 2005; Betkowsa et al., 2005; Ordieres et al., 2005; Zaheeruddin, 2006].

On the basis of a series of selected input variables and previous research [Torijs et al., 2008c], we built 2 prediction models. The STACO model (5-min as integration period) is able to predict the short-term level and temporal and spectral composition of the sound pressure of urban environments. The ROTRIM model (60-min as integration period) effectively predicts the level and temporal and spectral composition of the sound pressure of urban sonic environments, in order to assess how the urban soundscapes is influenced or impacted by road traffic. Considering the value ranges of the different descriptors we used, and in light of the results obtained (tables 8.3 and 8.11, and figure 8.2, 8.3, 8.4 and 8.9), given the mean prediction error (MPE) and R^2 -value, we can assert that both proposed prediction models (STACO and ROTRIM) adequately model and predict the level and temporal-spectral composition of sound pressure, affording moreover high accuracy and precision. Additionally, the data in tables 8.6 and 8.14 and figure 8.5 serve to demonstrate that the proposed back-propagation neural networks predict most of the selected tricky cases with a MPE value under the average MPE of the test sets. Finally, we verify that, from the same input variables, the results obtained by means of the proposed back-propagation neural networks stand as a significant improvement over the results obtained using MLR (tables 8.4 and 8.12 and figure 8.4) [Agirre-Basurko, 2006; Adeloye, 2009].

In view of the findings presented here, we may be optimistic about the potential of the proposed models in predicting the level and temporal-spectral composition of sound pressure, either in a 5-min or a 60-min integration period, when assessing the impact of road traffic. They can be seen as a tool which, in conjunction with perceptual or subjective assessment, would prove useful for urban planners and authorities who help design, assess and manage urban soundscapes [Botteldooren et al., 2006], the final goal being to integrate the needs and requirements of the population exposed to them.

8.5 CONCLUSIONS

In this chapter, we use back-propagation neural networks to predict the short-term (5-min as integration period) level and temporal and spectral composition of the sound pressure of urban environments (STACO model). The proposed ANN affords

noteworthy precision in predicting the descriptors used here, proving much more effective than the use of MLR.

In the second place, we present a back-propagation neural network to assess the impact of road traffic on urban soundscapes, by means of the prediction (60-min as integration period) of the level and temporal/spectral composition of sound pressure of specific urban sonic environments (ROTRIM model). As with the STACO model, the obtained results prove highly accurate and overall better than the results obtained with MLR.

In light of such results, we believe that the presented prediction models may prove very useful in achieving an integration of acoustical variables in the context of town planning, so as to ensure that soundscapes are suited to the characteristics and needs of the exposed population.

PARTE III

**IMPACTO DE LA COMPOSICIÓN
TEMPORAL Y ESPECTRAL SOBRE
LA PERCEPCIÓN SONORA**

**IMPACT OF THE TEMPORAL AND
SPECTRAL COMPOSITION ON THE
SOUND PERCEPTION**

CHAPTER 9

TEMPORAL-SPECTRAL COMPOSITION vs. SOUND PERCEPTION AND ANNOYANCE

In this chapter the basic principles on both sound perception and noise annoyance are established. Moreover, an introduction about the interrelation between the temporal-spectral composition of a soundscape and both the sound perception and annoyance is carried out.

9.1 INTRODUCTION

In the first two parts of this work, the temporal and spectral composition of the urban soundscapes, as well as its prediction, by means of the utilization of artificial neural networks, has been studied. In this third part of the work, the study and analysis of the impact of the temporal-spectral composition on the sound perception is approached.

In the following chapter (chapter 10) the problem is undertaken from a classic approach, evaluating the annoyance perceived by the population exposed to railway and road traffic noise, in an indoor environment. A series of indicators for the study of the temporal and spectral composition of the sound pressure in an indoor environment, as it can be a residential housing, are introduced, evaluating the degree of relationship between such proposed descriptors and the perceived annoyance. There is a large amount of population exposed to noise generated by the road and railway traffic, which implies a need to know the main factors that affect on the annoyance perceived by the population in his housing. A fundamental aspect to consider is that the sound

environment to which the population is exposed inside his housing is very different from the outdoor environment where the sound source is working, which implies that the treatment and the indicators used in the outdoor environment must be different and adapted to this context. For this reason, an experimental investigation of noise annoyance caused, in indoor ambient, by road and railway traffic is realized.

However, the perception of our sonic environment is considered to be inextricably bound up with and influenced by all other environmental aspects, such as the landscape and air quality, as well as by the state of mind on the observer. In this holistic vision, the positive as well as the negative aspects of the sonic environment are considered, which paves the road for acoustic design [Hellström, 2003; De Coensel, 2007]. According to this framework, in the chapter 11, a study on the perceptual and physical evaluation of the urban soundscapes is exposed. In this chapter an analysis of the perception that the population has of the soundscape, which interacts, is approached. To realize the perceptual evaluation of the soundscape, a questionnaire based on semantic differential is developed, which suppose an interesting tool to approach such task [Kang & Zhang, 2010]. In addition, the relation between the used perceptual variables and the temporal-spectral composition of the urban sound environments has been studied.

9.2 SOUND PERCEPTION AND ANNOYANCE

As we have mentioned previously, with respect to sound perception evaluation, in addition to acoustic features of sounds in particular aesthetic and/or cognitive effects may play an essential part [Zwicker & Fastl, 1999]. Soundscape and acoustic comfort, although not visually perceivable, is an important component of the overall physical comfort [Kang & Zhang, 2010].

Whilst considerable previous investigations have been carried out from the point of view of noise, including its psychological/physiological effects, mapping, mitigation

and regulation [Kang, 2001; Kang, 2007], recent research shows that reducing noise level does not necessarily lead to a better acoustic comfort in urban areas [De Ruiter, 2004]. Being different from conventional noise reduction, research in soundscape and acoustic comfort concentrates on the way that people consciously perceive their environment, namely the interactions between people and sounds [Kang & Zhang, 2010].

From the viewpoint of the physical description of soundscapes, factors related to the temporal and spectral structure often emerges, next to components related to the loudness, Although it is acknowledged that the temporal and spectral structure plays an important role in soundscape perception, and although the temporal-spectral composition is often mentioned in relation to noise annoyance, studies on its influence and efforts to integrate the temporal-spectral structure into soundscape research have been rare [De Coensel, 2007].

The perception of a certain soundscape, it cannot be evaluated only by means of the consideration of the sound pressure level received by the exposed population, but it is necessary to evaluate and to analyze the temporal and spectral composition of the soundscape, since factors related to both aspects are going to have a high impact on the sound perception [Genuit, 1999; Genuit, 2002; Botteldooren et al., 2006].

Moreover, factors related to temporal structure, such as, sound levels variability [Can et al., 2008], impulsiveness [Paunovic et al., 2009], inter-stimulus interval and duration of sound elements [Björk, 2002], etc., and factors related to spectral structure, such as, spectral composition [Berglund et al., 2002], tonal components [Pearson et al., 1969; Scharf & Hellman, 1979; Hellman, 1982; Hellman, 1984; Hellman, 1985a; Hellman, 1985b; Hellman 1986], etc., have a great impact on the perceived annoyance.

CHAPTER 10

RELATIONSHIP BETWEEN ROAD AND RAILWAY NOISE ANNOYANCE AND OVERALL INDOOR SOUND EXPOSURE

Starting from an experiment conducted in a realistic setting, with recorded traffic sounds reproduced in an ecologically valid way, we have analyzed the relationship between indicators of magnitude, spectrum, and temporal evolution of the sonic environment and the reported perceived annoyance. In contrast to the bulk of noise annoyance research, the exposure was characterized by the binaurally recorded overall indoor sound. The temporal structure of the fluctuating sound produced by train passages and road traffic is characterized by the temporal sound level variance and the crest factor, the spectral structure by factors such as percentage of pressure in critical bands, number of tonal components in these critical bands, and spectral variability. It was shown that a combination of these factors, related with temporal structure (temporal sound level variance and crest factor) and related with spectral structure (percentage of sound pressure and tonal components in the interval 31.50-125 Hz, 315 Hz and 630-2500 Hz and spectral level deviation) allows modeling reported annoyance using multiple linear models ($r^2 = 0.94$) more accurately than the overall indoor A weighted equivalent noise level, L_{Aeq} ($r^2 = 0.43$). The proposed factors thus complement this indicator, at least when exposure is based on overall indoor sound. Principle components amongst the studied exposure indicators relate to the detectability of the sound indoors and to the typical temporal difference between road and rail traffic. Linear regression models based on these indicators also outperform linear regression models based on source related façade L_{Aeq} ($r^2 = 0.8$).

10.1 INTRODUCTION

Environmental noise generated by surface transportation constitute an important threat to the well-being of exposed populations [Knall, 1996; Chan & Lam, 2008]. To achieve

a suitable sound environment, the most widespread effect to consider is noise annoyance [WHO, 2000; Miedema & Vos, 1998].

The annoyance caused by road and railway traffic has been studied extensively in field surveys [Fields & Walker, 1982; Kaku, 1994; Yano et al., 1997; Schreckenberg et al., 1998; Moehler et al., 2000] and simulated laboratory experiments [Kurra et al., 1999a; Kurra et al., 1999b; Lam et al., 2004; Ma & Yano, 2004]. Results have not always been conclusive on whether there exists a difference between railway and road traffic as regards of noise annoyance created at the same average sound pressure levels. In many European studies [Fields & Walker, 1982; Knall & Schuemer, 1983; Miedema & Vos, 1998; Schreckenberg et al., 1998; Moehler et al., 2000], railway noise has been found to be less annoying than road-traffic noise. However a number of Japanese studies [Kaku, 1994; Kaku & Yamada, 1996; Yano et al., 1997] show that railway noise does not cause less annoyance at the same average sound level of exposure or may even be perceived as more annoying than road traffic noise [De Coensel et al., 2007; Lam et al., 2009]. It has been pointed out that these differences may be due to differences in sound pressure level, spectral composition [Fastl et al., 1996], appearance of tonal components, temporal structure, impulsiveness, etc. With the introduction of high-speed trains and train-like transportation systems based on magnetic levitation (maglev), this question has recently gained renewed interest (see [De Coensel et al., 2007] and references therein).

Exposure-annoyance relationships for traffic noise have mainly been derived on the basis of equivalent sound pressure levels at the façade of the dwelling [Miedema & Vos, 1998]. Although relating effects to façade levels is straightforward, in terms of measurements, calculations or simulations, there may be a specific interest in using indoor observations. This would, for example, allow to account more accurately for sound insulation and the availability of rooms oriented towards more quiet sides of the dwelling [Berglund & Nilsson, 2006]. In addition, if the use of personal noise monitoring devices is envisaged as a way to obtain accurate exposure data in field studies, it would be useful to find some guidelines for how to process indoor noise recordings.

Moreover, many authors [Levine, 1981; Björkman, 1991; Lambert et al., 1996; Botteldooren et al., 2006] have stressed the need for additional indicators to characterize noise annoyance caused by road and railway traffic. In using the energy-equivalent sound pressure level, L_{Aeq} , as the main physical indicator of noise pollution,

characteristics of sound important to annoyance may be neglected, such as the spectrum or the temporal structure [Griefahn et al., 1993; Kjellberg et al., 1997]. For example in [Yifan et al., 2008], it is established that sound containing a lot of low-frequencies is more annoying than sound with another spectral composition but the same A-weighted level. Therefore, A-weighted level cannot be used for assessing noise annoyance caused by sounds dominated by low-frequency components [Goldstein, 1994].

The main goal of this research is to analyze the influence on perceived annoyance of the temporal and spectral structure of indoor noise caused by transportation, next to its overall sound level. Thus, a number of specialized indicators for spectral and temporal structure will be scrutinized. The predictive power of these indicators will be tested against perceived annoyance of transportation noise obtained in a field experiment conducted by [De Coensel et al., 2007].

In Section 10.2, the reader is reminded of the methodology and design of the field experiment described in [De Coensel et al., 2007]. In Section 10.3, several indicators are presented for characterizing temporal structure (Section 10.3.1.) and spectral structure (Section 10.3.2.) of sound. In Section 10.4, the results on the acoustic characteristics of indoor exposures and their effects on noise annoyance are presented and discussed.

10.2 DESIGN OF THE EXPERIMENT

The aim of the field experiment was to investigate potential differences in perceived annoyance of sound caused by road and railway traffic (conventional trains, high-speed trains and magnetic levitation based trains) [De Coensel et al., 2007]. It was conducted in a realistic setting, in which participants were seated in the living room of a holiday cottage, and during the experimental sessions, they were engaged in light daily activities, such as reading a magazine, light conversation or having something to drink. Recorded traffic noise was reproduced in an ecologically valid way through loudspeakers placed outdoors. One window of the experimental living room was slightly open.

The sound exposures in the field experiment consisted of passages of TGV (train à grande vitesse) trains at high speed (approx. 140 and 300 km/h), Dutch intercity (IC) trains (approx. 140 km/h) and Maglev trains (Transrapid 08 train) at high speed (approx. 200, 300 and 400 km/h), all passing by at different distances (25, 50, 100, and 200 m). In addition, sounds from a highway and from a local road at the same distances were also included. In the field experiment, noise exposure “menus” were always of 10 min duration, and consisted of 2 or 4 passages of the same train type at the same distance and speed, or alternatively, of highway/road traffic noise alone.

One hundred panelists were selected to be representative of the Dutch population [De Coensel et al., 2007]. Four to six panelists jointly participated in an experimental session. The overall structure of the field experiment was identical for each group of panelists: 14 10-min menus were presented (2 with road traffic stimuli and 12 with railway traffic stimuli or 14 with only road traffic stimuli), with a break between the first 7 and last 7 menus. The method of free-number magnitude estimation [Marks & Algom, 1998] was used for scaling noise annoyance after each exposure menu. Before the start of each series of 7 menus, a short training session was held, in which short noise fragments at varying sound pressure level were presented. In this training session, 7 road-traffic-noise-like reference sounds helped the panelists to define their own scaling context, and more importantly allowed every participant to produce individual reference functions to be used for calibrating their annoyance scales [Berglund, 1991]. After each 10-min menu, the panelists were asked to write down how annoyed they were by the sound during the past 10 min. The empirically derived individual reference functions were then used to transform the free-number magnitude estimations for the train or road traffic menus for each individual to the corresponding annoyance values in master scale units. For details on scaling procedure and master function please consult De Coensel et al. [De Coensel et al., 2007] who give a more detailed description of the field experiment.

The sound analysis in De Coensel et al. [De Coensel et al., 2007] is based on the outdoor A-weighted sound pressure level reproduced at the façade of the holiday cottage, because this indicator is important in legislation. In contrast, the present sound analyses were based on the sound pressure levels, which were recorded inside the living room during the listening tests. A binaural head/torso was seated among the panelist in the experimental living room. All acoustic indicators are calculated for the 10-min

sequences exactly matching the menus scaled by the panelists. The sounds made by the panelists themselves and the natural sounds originating outdoors are also included in the binaural measurements obtained in the experimental living room.

10.3 INDICATORS FOR TEMPORAL AND SPECTRAL STRUCTURE

10.3.1 Temporal structure of the sound pressure level

Time patterns in the fluctuations of sound pressure level or frequency play an important role in the perception of sound [De Coensel et al., 2007]. Depending on the type of transportation considered, the temporal structure of sound environments will be affected differently. In the case of railway traffic, the sound environment will be characterized by its intermittence. Relatively large increases in sound level will be observed whenever a train passes by. It can be characterized by the sound exposure level (SEL), the rise time [Griefahn et al., 2006], the difference between maximum level and background level, etc. In addition, the number of events per 10-min menu will have an effect on the overall annoyance perception for the menu.

In the case of road traffic, the temporal structure of the sound environment will be differently affected depending on traffic-flow characteristics. Situations vary from more or less intermittent to continuous. In the present field experiment, local road and highway traffic-noise stimuli were included. The local-road stimuli have a strongly varying sound level and the individual pass-bys of vehicles can be discerned. The highway-traffic stimuli are more constant and are characterized by a more symmetrical and narrower sound level distribution than that of traffic noise from low-intensity roads [Hassall & Zaveri, 1979].

The focus of this research is on the influence on perceived annoyance of the temporal “macrostructure” of the sound environment. Relationship between supra-second temporal structure and annoyance generated by transportation noise can, for example, be found in [Björk, 2002]. In characterizing the temporal macrostructure of

the sound level generated by road and railway traffic, we will mainly focus on the following factors: the Temporal Sound Level Variance (TSLV) and the Crest Factor (CF) of the sound level. The first factor, TSLV, characterises sound-level fluctuations, which has been shown to have a significant impact on perceived annoyance [Torijs et al., 2007b]. The second factor, CF, is used to determine the sound-level impulsiveness, which has also been shown to have a significant impact on perceived annoyance [Osada, 1988].

Let $L_p(t)$ with t in [0s,600s] be the one second sound pressure (further called instantaneous sound pressure level) recorded and measured inside the living room among the panelists, during the presentation of 10-min menus. The standard deviation of the instantaneous sound pressure is noted as σ_L . Furthermore, let us define the energy-equivalent sound pressure level $L_{eq}(t)$ of the sound measured up to time t [Torijs et al., 2007b], as

$$L_{eq}(t) = 10 \cdot \log_{10} \left[\frac{1}{t} \int_0^t 10^{L_p(t)/10} dt \right] \quad (10.1)$$

and let us further note the standard deviation of $L_{eq}(t)$ as σ_{eq} . We then define the Temporal Sound Level Variance (TSLV) as

$$TSLV = \sigma_L * \sigma_{eq} \quad (10.2)$$

In this indicator, the more commonly used standard deviation of the instantaneous (1 s) sound level, σ_L is multiplied or 'weighted' by σ_{eq} . This weighting stresses fluctuations that appear at the beginning of the sound fragment under study. It makes TSLV very sensitive to sudden sound-level maxima, in particular, if they appear at the beginning of the sound fragment. For characterizing continuous sound, we could replace the calculation of the equivalent sound level in Equation (10.1) by an exponential averaging with a time constant of 10 min.

The Crest Factor (CF) is defined as the ratio between the maximum sound pressure and the RMS value of the sound pressure:

$$CF = \frac{\max_t 10^{Lp(t)/10}}{10^{L_{eq,10min}/10}} \quad (10.3)$$

with $L_{eq,10min} = L_{eq}(600s)$.

This indicator CF measures sound-pressure impulsiveness within the 10-min intervals of the menus.

10.3.2 Spectral structure of the sound pressure level

The frequency composition of the noise is a second important factor [Ishiyama & Hashimoto, 2000] in the characterization of the sound environment. Sound environments affected by road and railway traffic noise have a large amount of low frequency content. This spectral composition may cause various auditory and non-auditory effects, which are not accounted for when A-weighting is applied to the sound pressure level. For example, it might be interesting to study the influence of low frequencies, characteristic of road and railway traffic, because sound with high proportion of low-frequencies are perceived as more annoying [Goldstein & Kjellberg, 1985]. Therefore, only using L_{Aeq} for characterizing annoyance generated by road and railway traffic may not be enough. Furthermore, [Berglund et al., 1996] stated that although L_{Aeq} may be a good metric for assessing the risk for hearing impairment, it may be less well suited for estimating (perceived) annoyance evoked by sounds with a large portion of low-frequency components. For this reason, an analysis will here be carried out to find the frequency bands that best describe the variance in noise annoyance caused by road and railway traffic. They are called critical bands. The percentage of the sound pressure in these critical bands (PSP) will then be used in further analyses and model construction.

Another aspect of the spectral structure of the sound pressure level is the appearance of tonal components [Landström et al., 1995], which has been shown to

have a great impact on perceived noise annoyance. Several studies indicate that tonal components should be taken into account when the likelihood of noise annoyance is assessed [Kryter & Pearson, 1965; FAR, 1969; Pearson et al., 1969]. No agreement has been reached concerning the size of the penalty to be added to the sound level if the noise contains tonal components. One problem is that the effect of a tonal component seems to depend on its central frequency, its level, the total spectral character and level of noise [Hellman, 1982; Hellman, 1984; Hellman, 1985a; Hellman, 1986]. Hellman [Hellman, 1985b] pursues that noise annoyance may also be influenced by the number of tones in a noise spectrum. Consequently, we will analyze the influence on perceived annoyance of the number of tonal components in the spectrum of each of the studied menus, and the influence of their position within the spectrum. The criterion adopted for identifying a tonal component (or pure tone) was that the third-octave band must reach a sound level of at least 4.75 dB above either of the adjacent third-octave bands [Scharf & Hellman, 1979; Landström et al., 1995]. The indicator, Tonal Component Appearance (TC), used in the analyses and modeling is limited to the critical bands defined above. Tonal components appearing outside these bands are not considered.

A third factor used to characterize the spectral structure of the sound pressure level is the Spectral Level Deviation (SLD). SLD is simply calculated as the standard deviation of the 1/3 octave band spectrum $L_p(f)$ of the menu, with f in [20Hz, 20kHz].

10.4 RESULTS AND DISCUSSION

10.4.1 Critical frequency bands and tonal components

Table 10.1 presents coefficients of correlation between master scaled self-reported annoyance and indoor sound level in each 1/3-octave band of the spectrum of the set of 10-min menus. A strong, significant correlation was found for the octave bands between 31.5–160 Hz, at 315 Hz, and between 630–2500 Hz. The 630–2500 Hz range of 1/3-octave bands coincides with the maximum sound level of the spectra for most of the experimental noise exposures generated at the facade during the experiments. The high correlation between annoyance and sound level in the spectral bands at high frequencies (630–2500 Hz) was therefore to be expected. Below 160Hz, the reproduced outdoor

sounds also show a slight secondary sound-level maximum, roughly 20 dBA below to highest spectral maximum. The importance of sound-levels at low frequencies may be more than just an indication of the presence of traffic noise. In predicting the outdoor noise annoyance, the A-weightings have been shown to put too low weight to the low-frequency bands [Goldstein, 1994; Nilsson, 2007; Nilsson et al., 2008; Yifan et al., 2008]. Note that acoustic insulation of the holiday house does not give the low-frequency coloration that one might expect because one of the windows of the house was slightly open during the experiment.

Table 10.1.-Analysis of the relationship between the sound pressure in each of the 1/3-octave bands and the perceived annoyance in master scaling units. *p<0.05, **p<0.01.

1/3-Octave Band	Pearson Correlation (r)		Kendall Correlation (Tau b)		Spearman Correlation (Rho)	
	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.
20 Hz	0.083 (*)	0.022	0.096 (*)	0.017	0.141 (*)	0.019
25 Hz	0.071 (*)	0.027	0.098 (*)	0.015	0.151 (*)	0.012
31.50 Hz	0.424 (**)	0.000	0.262 (**)	0.000	0.369 (**)	0.000
40 Hz	0.547 (**)	0.000	0.358 (**)	0.000	0.505 (**)	0.000
50 Hz	0.411 (**)	0.000	0.240 (**)	0.000	0.350 (**)	0.000
63 Hz	0.586 (**)	0.000	0.402 (**)	0.000	0.568 (**)	0.000
80 Hz	0.530 (**)	0.000	0.356 (**)	0.000	0.510 (**)	0.000
100 Hz	0.406 (**)	0.000	0.284 (**)	0.000	0.410 (**)	0.000
125 Hz	0.227 (**)	0.000	0.163 (**)	0.000	0.234 (**)	0.000
160 Hz	0.159 (**)	0.000	0.098 (*)	0.016	0.147 (*)	0.015
200 Hz	0.114	0.059	0.080 (*)	0.048	0.115	0.057
250 Hz	0.137 (*)	0.023	0.093 (*)	0.022	0.138 (*)	0.022
315 Hz	0.186 (**)	0.002	0.122 (**)	0.003	0.178 (**)	0.003
400 Hz	0.102	0.092	0.081 (*)	0.046	0.115	0.058
500 Hz	0.052	0.389	0.036	0.369	0.055	0.366
630 Hz	0.173 (**)	0.004	0.124 (**)	0.002	0.183 (**)	0.002
800 Hz	0.426 (**)	0.000	0.293 (**)	0.000	0.422 (**)	0.000
1000 Hz	0.522 (**)	0.000	0.362 (**)	0.000	0.514 (**)	0.000
1250 Hz	0.404 (**)	0.000	0.275 (**)	0.000	0.393 (**)	0.000
1600 Hz	0.183 (**)	0.002	0.137 (**)	0.001	0.190 (**)	0.002
2000 Hz	0.295 (**)	0.000	0.191 (**)	0.000	0.273 (**)	0.000
2500 Hz	0.211 (**)	0.000	0.145 (**)	0.000	0.203 (**)	0.001
3150 Hz	0.002	0.978	0.017	0.669	0.020	0.735
4000 Hz	-0.036	0.556	-0.012	0.767	-0.018	0.770
5000 Hz	-0.041	0.500	-0.030	0.455	-0.047	0.441
6300 Hz	-0.028	0.642	-0.006	0.875	-0.012	0.846
8000 Hz	-0.071	0.242	-0.032	0.430	-0.045	0.456
10000 Hz	-0.071	0.241	-0.028	0.490	-0.044	0.469
12500 Hz	-0.065	0.280	-0.030	0.451	-0.045	0.457
16000 Hz	-0.080	0.186	-0.047	0.246	-0.069	0.257
20000 Hz	-0.080	0.186	-0.047	0.246	-0.069	0.257

In view of the results showed in the Table 10.1, we can define a range of critical 1/3-octave bands to be used in further modeling of the annoyance generated by the road and railway traffic. These critical bands are included in the interval 31.50-125 Hz, 315 Hz and 630-2500 Hz. In particular, the percentage of sound level in these critical frequency bands (PSP) will be used in our further analyses.

Table 10.2 shows coefficients of correlation between perceived annoyance and the occurrence of tonal components in the frequency bands identified to be critical. These results indicate the tonal components in 1/3-octave bands at critical frequencies, in general, strongly affect annoyance (Pearson's coefficient $r = 0.79$), and the tonal components in the low frequency bands (<125 Hz), in particular, contributes significantly ($r = 0.44$)

Table 10.2.-Relationship between the appearance of tonal components (pure tone) in the different frequency ranges and the perceived annoyance in master scaling units. * $p<0.05$,

** $p<0.01$.

Appearance of Tonal Components	Pearson Correlation (r)		Kendall Correlation (Tau b)		Spearman Correlation (Rho)	
	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.
< 125 Hz	0.443 (**)	0.000	0.471 (**)	0.000	0.560 (**)	0.000
125-400 Hz	-0.276 (*)	0.039	-0.234 (*)	0.018	-0.307 (*)	0.021
> 400 Hz	0.202 (*)	0.021	0.297 (*)	0.028	0.350 (*)	0.012
1/3-Octave Band of Critical Frequencies	0.792 (**)	0.000	0.609 (**)	0.000	0.766 (**)	0.000

10.4.2 Temporal and spectral structure for the prediction of perceived annoyance

Table 10.3 shows that all coefficients of correlations are significant between perceived annoyance and different acoustic indicators referring to indoor sound level of the 10 min menus. The commonly used L_{Aeq} does not outrank the other indicators (Pearson's coefficient $r = 0.66$). Given that the spectral analyses in Section 10.4.1 already showed

that low frequencies were quite important for annoyance [Goldstein, 1994; Yifan et al., 2008], it is not surprising that unweighted L_{Aeq} (Pearson's coefficient r = 0.77) correlates better with annoyance than L_{Aeq}.

Table 10.3.-Relationship between L_{Aeq}, L_{eq} and temporal and spectral structure factors with the perceived annoyance. *p<0.05, **p<0.01.

Acoustic Indicators	Pearson Correlation (r)		Kendall Correlation (Tau b)		Spearman Correlation (Rho)	
	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.	Coefficient	Bilateral sig.
L _{Aeq}	0.661 (**)	0.002	0.425 (**)	0.000	0.586 (**)	0.000
L _{eq}	0.770 (**)	0.000	0.526 (**)	0.000	0.702 (**)	0.000
TSLV	0.615 (**)	0.000	0.512 (**)	0.000	0.514 (**)	0.000
CF	0.570 (**)	0.000	0.424 (**)	0.000	0.440 (**)	0.000
PSP	0.892 (**)	0.000	0.713 (**)	0.000	0.867 (**)	0.000
TC	0.800 (**)	0.000	0.629 (**)	0.000	0.786 (**)	0.000
SLD	0.839 (**)	0.000	0.582 (**)	0.000	0.733 (**)	0.000

Moreover, it becomes clear that successful annoyance-related indicators of indoor noise exposure should not focus on determining loudness as accurately as possible, but rather on measuring the ability to detect intruding traffic noise within the overall noise environment. In earlier work [De Coensel et al., 2007], perceived annoyance was related to the traffic noise load at the facade, using measures of L_{Aeq} as a descriptor. In [De Coensel et al., 2007] the model fit was $r^2=0.8$ for perceived annoyance indoors and facade L_{Aeq}.

Let us now turn to indicators, which analyze the indoor sound environment in more detail. The two indicators representing temporal structure of sound level, the Temporal Sound Level Variance (TSLV) and the Crest Factor (CF), both show strong correlations with perceived annoyance (Pearson's coefficient r = 0.62 and 0.57, respectively). The three indicators representing spectral structure, Percentage of Sound Pressure in critical 1/3-octave bands (PSP), Tonal Component Appearance in critical 1/3-octave bands (TC) and Spectral Level Deviation (SLD) are those with the highest coefficients of correlation with perceived annoyance (r = 0.80-0.89, see Table 3) amongst the seven indicators of indoor exposures studied.

Table 10.4.-Multiple regression analysis of acoustic variables on perceived annoyance of train and highway sounds, for the main field experiment with 10-minute menus. * $p<0.05$, ** $p<0.01$.

Model	Model fit (r^2)	F-change	Independent Variables	Coefficient	<i>t</i> -value
1	0.436	42.80	$L_{Aeq,10\ min}$ [dB(A)]	3.117	6.542**
2	0.593	48.72	Leq [dB]	3.223	8.870**
3	0.429	47.60	TSLV [dB ²] CF	-0.857 6.529	-2.207** 0.804*
4	0.861	68.60	PSP TC SLD [dB]	3.402 2.696 2.962	3.730** 1.991** 1.937**
5	0.940	75.86	Leq [dB] TSLV [dB ²] CF PSP TC SLD [dB]	0.343 -0.683 1.194 5.272 2.373 2.563	1.650* -2.639** 0.465* 6.541** 1.660** 2.217**
6	0.870	220.77	F1	114.164	12.760**
7	0.940	258.42	F1 F2	121.553 -4.904	8.745** -1.607*

To analyze the capacity of the various acoustic indicators to predict perceived annoyance, a multiple linear regression analysis (MLRA) was carried out (table 10.4). Seven models were developed: Model 1 with L_{Aeq} as sole independent variable; Model 2 with Leq as sole independent variable; Model 3 with TSLV and CF (temporal structure) as two independent variables, Model 4 with PSP, TC and SLD (spectral structure) as three independent variables; and Model 5 with all indicators except L_{Aeq} as independent variables. This stepwise MLRA shows that Model 1 (sole L_{Aeq}) only explains 44 % of the variance (F-change = 42.80). This relatively poor performance of this overall sound level indicator, L_{Aeq} , may show that A weighting may not be well suited for predicting annoyance as was already suggested in [Goldstein, 1994; Yifan et al., 2008]. However, an alternative explanation may be found in the observation that L_{Aeq} cannot distinguish the intruding traffic noise from the ambient indoor noise. Model 2 (sole Leq) explains 59 % of the variance (F-change = 48.72), which is consistent with the observation above that the unweighted equivalent sound level correlates better with perceived annoyance than A-weighted, because it would give greater weight to the low

frequencies found amongst the critical bands. Thus, in the MLRAs to be presented below, we will opt for L_{eq} as a measure of the overall sound level.

Model 3, with two independent variables TSLV ($r^2 = 0.38$) and CF ($r^2 = 0.33$), was found to explain 43 % of the variance ($F\text{-change} = 47.60$). Thus, indicating level fluctuations help to predict perceived annoyance, but as will be shown further on, this will work mainly for the event-type of noises (particularly trains) included in our experiment. Model 4, with three independent variables PSP ($r^2 = 0.80$), TC ($r^2 = 0.64$) and SLD ($r^2 = 0.70$), was found to explain 86 % of the variance ($F\text{-change} = 68.60$). Although the three indicators included in this model are all related to spectral content, PSP is the most important contributor to perceived annoyance in Model 4. It should be noted that PSP is also related to the fraction of the spectrum, which is mainly caused by traffic noise and thus also “measures” traffic to background noise ratio, a level indicator.

Model 5 proves that a combination of overall sound level indoors and spectral and temporal structure will explain 94 % of the variance ($F\text{-change} = 75.86$) in perceived annoyance of the 10-min menus. By incorporating variability of sound both in time and frequency, the impulsiveness of the signal, the appearance of tonal components, and the percentage of the sound pressure in frequency bands critical to perceived annoyance, the perceived annoyance of the road and railway traffic menus could be predicted well indeed ($r^2 = 0.94$), see table 10.4.

To further investigate the underlying mechanisms, which make this psychophysical model work, a principal components analysis (PCA) was used to evaluate the impact of the reduction in the input indicators on the final value of explained variance (with the varimax rotation method for normalization according to Kaiser, converge on 3 iterations). Two factors were obtained. Factor F1 was composed of the variables L_{eq} , PSP, TC and SLD and, Factor F2 was composed of the variables TSLV and CF. By using the composition of Factor F1 (Model 6 in the series of linear multiple regression analyses), 87 % of variance can be explained. After incorporating also temporal structure, Factor F2 (Model 7), the variance explained would increase by 7 % up to the value of $r^2 = 0.94$ (see table 10.4).

The hypothesis was raised that the apparent success of F1 in explaining variability in perceived annoyance among 10-min menus may be due to its ability to identify intruding outdoor traffic noise in the indoor noise environments. Therefore, the relationship was studied between the indicators measured indoors in the 10-min menus

and the sound level of the traffic noise stimuli ($L_{Aeq,stimuli}$) at the facade. Note that the stimuli ($L_{Aeq,stimuli}$) are calculated from the traffic sounds played back via the loudspeakers and do not include any environmental sound (birds, wind) that might occasionally be present at the experimental site. We observe that the indicators included in Factor F1 are those four, which have the greatest coefficients of correlation with $L_{Aeq,stimuli}$: the ones related to spectral structure: PSP ($r^2 = 0.68$), TC ($r^2 = 0.61$), and SLD ($r^2 = 0.52$) and L_{eq} , the unweighted sound level inside the house, ($r^2 = 0.58$). Conversely, the indicators that compose Factor F2 (temporal structure) do not correlate highly with the $L_{Aeq,stimuli}$. In the next section, we will show that F2 mainly distinguishes between train and road traffic noise reproduced with similar façade L_{Aeq} in the experiment.

10.4.3 Analysis of the effect of the type of source: road-traffic and railway noise

In Section 10.4.1 and 10.4.2, reported annoyance was analyzed without taking into account the source of the sounds; in this section source information is added. In the Figure 10.1 the menus are plotted in the plane spanned by the two principle factors, F1 and F2. In Figure 10.1(a) the menus are labeled by the sources, in Figure 10.1(b) the annoyance scale value is used as a label. All menus containing road/highway traffic noise have very low values in Factor F2. Thus, F2 can be used for distinguishing menus with railway noise exposures from those with road/highway noise exposures, also as regards the indoor measurements. Since F2 was identified to measure mainly temporal structure, impulsiveness and sound-level fluctuations, this would correspond to the obvious fact that typical train sounds fluctuates more than road/highway sounds.

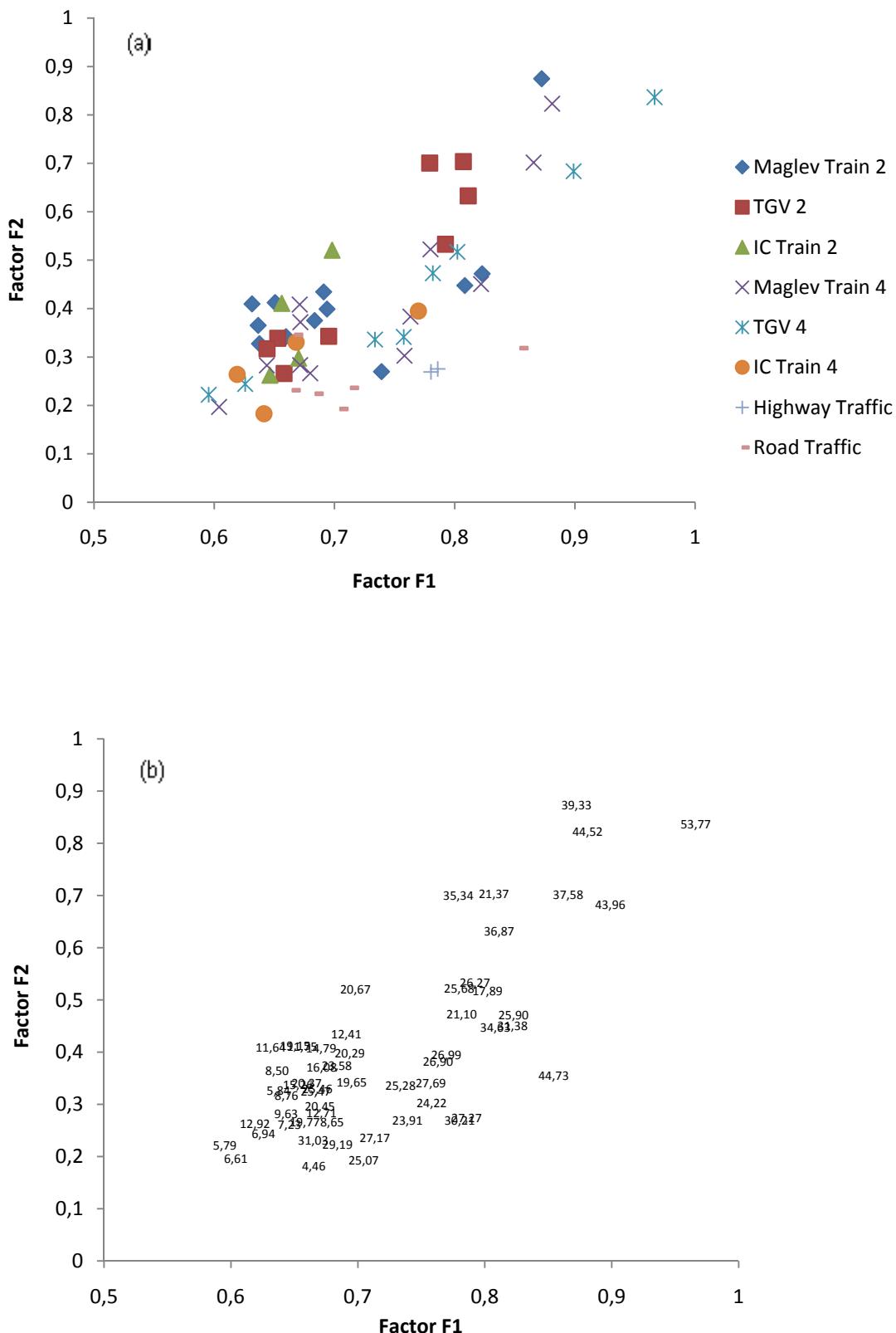


Figure 10.1.-Distribution of the different menus against the factors F1 and F2; (a) labeled by source: Maglev train (2 and 4 passages), TGV (2 and 4 passages), IC train (2 and 4 passages) and road-highway traffic; (b) labeled by perceived annoyance.

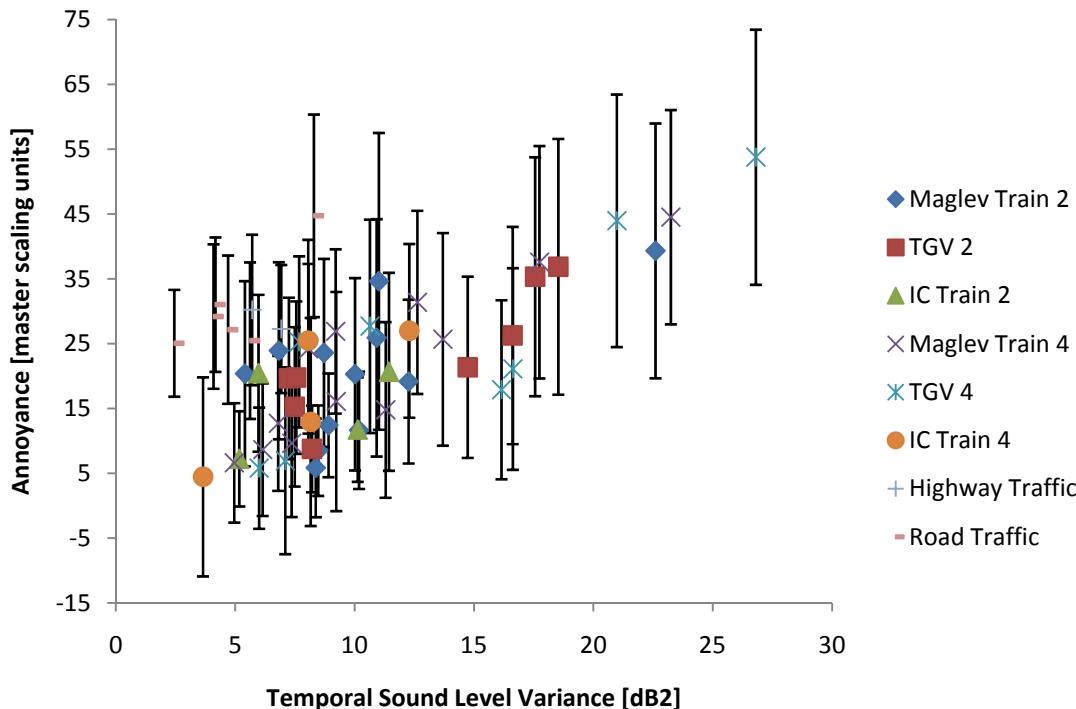


Figure 10.2.-Relationship between the temporal sound level variance factor (TSLV) and the perceived annoyance in master scaling units for each of the considered sound sources. The labels Maglev, TGV and IC trains correspond to 10-minutes menus with 2 and 4 passages. The label Highway Traffic correspond to 10-minutes menus with the reproduction of a constant sound during the whole session and the label Road Traffic correspond to 10-minutes menus with the random reproduction of road traffic sound of short duration.

To analyze how the source of sound contributes to the analyses of reported annoyance as a function of the indicators studied, reported annoyance is plotted against each of the indicators labeling each menu by source. For the relationship between the temporal sound level variability (TSLV) and perceived annoyance two different situations can be distinguished: (1) with 2 train passages and (2) with 4 train passages per 10 min (figure 10.2). In the first case, we obtain a coefficient of correlation (r^2) ranging from 0.68 (IC Train) to 0.74 (TGV), with a linear increase in perceived annoyance with increasing TSLV. In the case of 4 passages, values of TSLV are on average higher due to the increase of sound-level variability. The r^2 -values also increase, to between 0.78 (TGV) and 0.84 (Maglev train). The temporal variability

values of the sound level for road/highway sound are much lower and thus TSLV allows distinguishing between road and train noise (in the conditions described in this field experiment). The correlation between the perceived annoyance and TSLV is also very low ($r^2 = 0.45$) for road/highway noise menus.

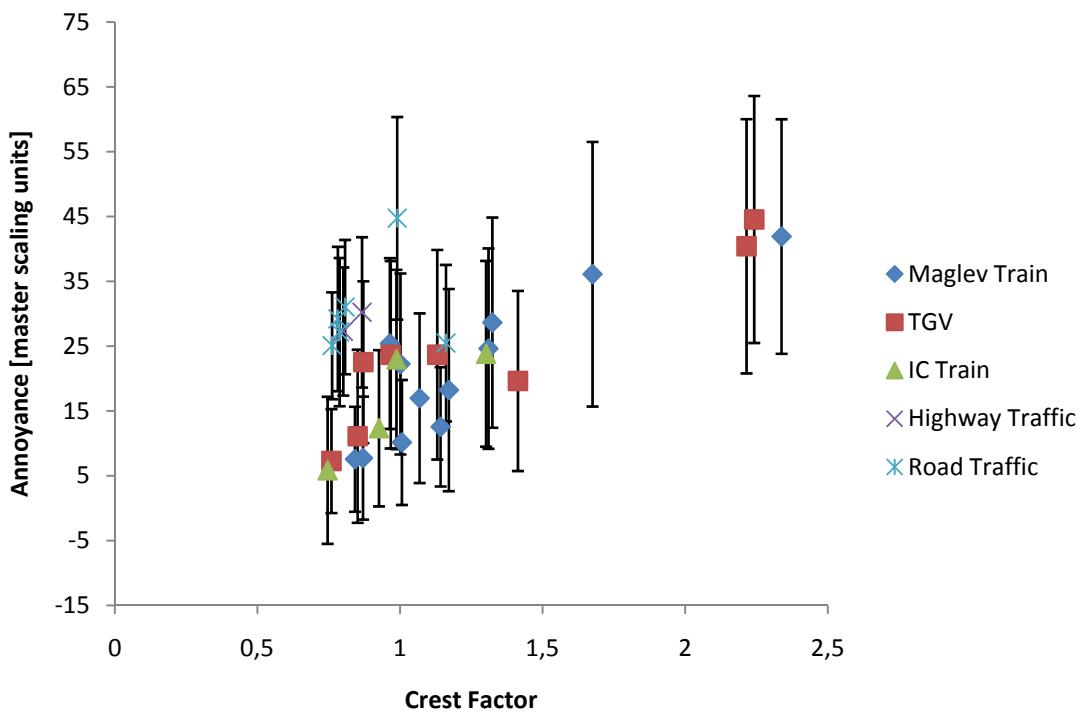


Figure 10.3.-Relationship between the crest factor (CF) and the perceived annoyance in master scaling units for each of the considered sound sources. The labels Maglev, TGV and IC trains correspond to 10-minutes menus with 2 and 4 passages. The label Highway Traffic correspond to 10-minutes menus with the reproduction of a constant sound during the whole menu and the label Road Traffic correspond to 10-minutes menu with the random reproduction of road traffic sound of short duration.

Regarding the relationship between perceived annoyance and the crest factor (CF) (figure 10.3), the r^2 -values range between 0.72 (IC train) and 0.82 (TGV). Because of the characteristics of the reproduced road/highway traffic noise for which the CF-values are very small, no relationship could be determined between perceived

annoyance and CF. CF can be said to distinguish between road/highway and railway-traffic noise (in the conditions described in this field experiment).

The road/highway traffic menus have very low values in the acoustic indicators related to temporal structure of the sound level, nevertheless, they differ greatly in perceived annoyance. An increase of 40 % and of 35 % in the TSLV and CF indicators, respectively, of road/highway traffic menus would be necessary in order for the railway traffic menus to generate the same perceived annoyance as the road/highway menus.

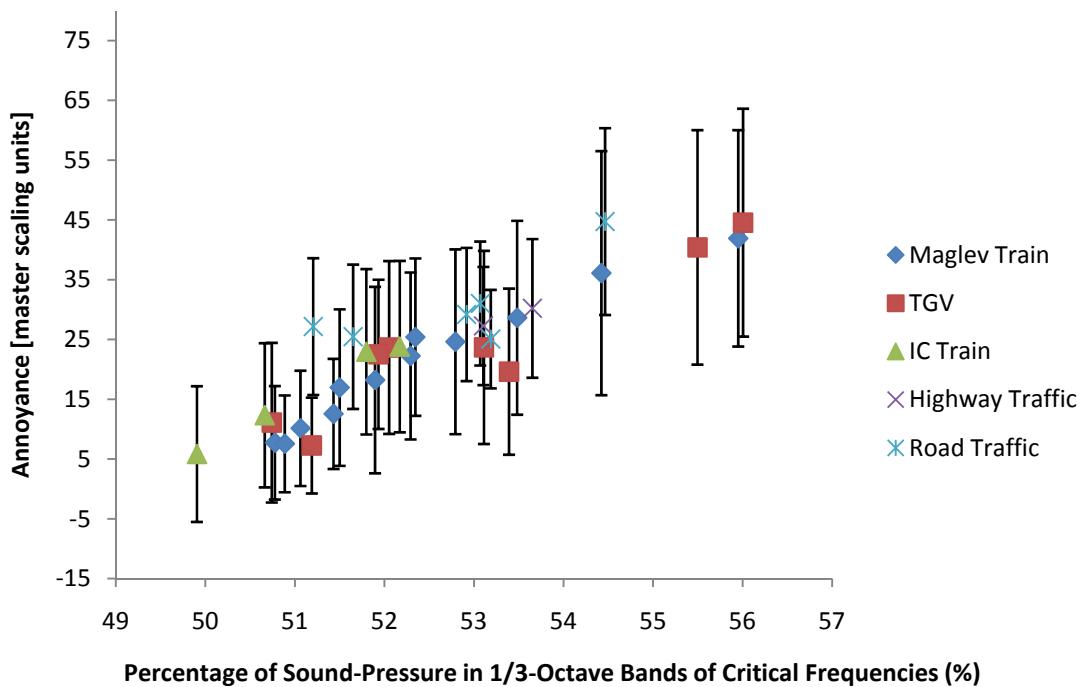


Figure 10.4.-Relationship between the percentage of sound pressure in critical 1/3-octave bands (PSP) and the perceived annoyance in master scaling units for each of the considered sound sources. The labels Maglev, TGV and IC trains correspond to 10-minutes menus with 2 and 4 passages. The label Highway Traffic correspond to 10-minutes menus with the reproduction of a constant sound during the whole menu and the label Road Traffic correspond to 10-minutes menu with the random reproduction of road traffic sound of short duration.

The relationship between perceived annoyance and different indicators, which characterize spectral structure of sound, is similar for all the menus in this experiment.

The correlations are high between perceived annoyance and the percentage of sound level in the 1/3-octave bands of critical frequencies (figure 10.4), r^2 range from 0.88 (road/highway traffic) to 0.98 (IC train). For the relationship between perceived annoyance and the number of tonal components, which appear in the critical 1/3-octave bands (figure 10.5), slightly lower coefficients of correlation were observed, r^2 range from 0.77 (road/highway traffic) to 0.86 (TGV). The 10-min menus which generated a high occurrence of tonal components were the Maglev train, TGV, and the road/highway traffic. Finally, in figure 10.6 perceived annoyance is plotted against spectral variability of the sound level (SLD). Again the coefficient of correlation is found to be high: r^2 range from 0.81 (IC train) to 0.91 (Maglev train).

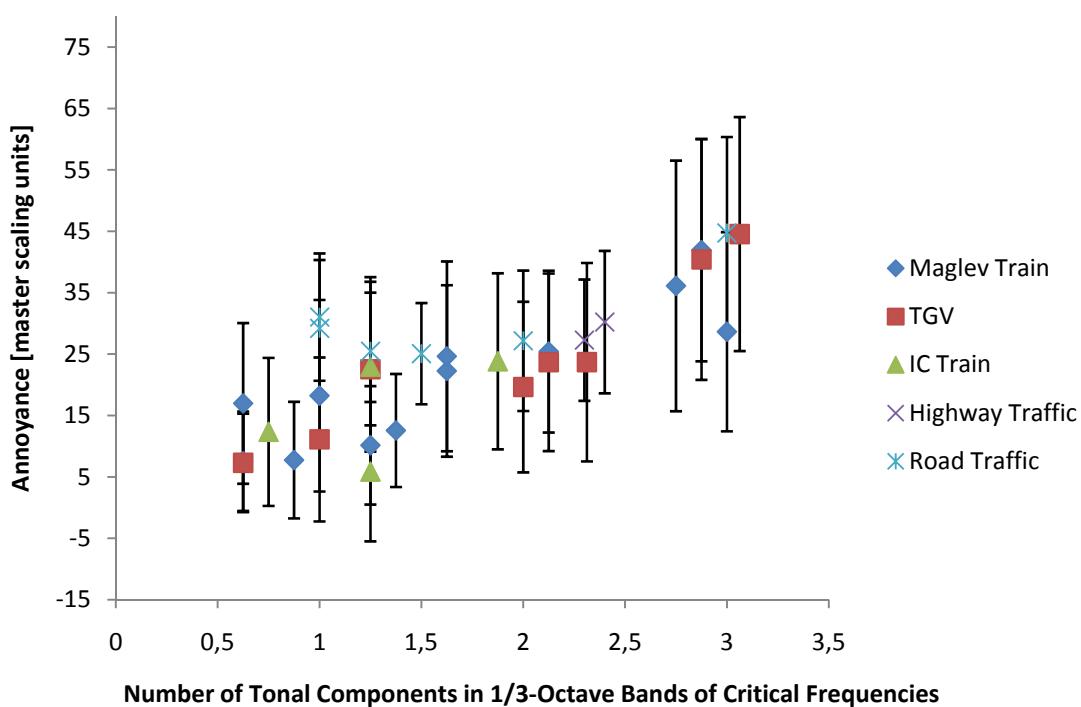


Figure 10.5.-Relationship between the number of tonal components appearances in critical 1/3-octave bands (TC) and the perceived annoyance in master scaling units for each of the considered sound sources. The label Maglev, TGV and IC trains correspond to 10-minutes menu with 2 and 4 passages. The label Highway Traffic correspond to 10-minutes menu with the reproduction of a constant sound during the whole menu and the label Road Traffic correspond to 10-minutes menu with the random reproduction of road traffic sound of short duration.

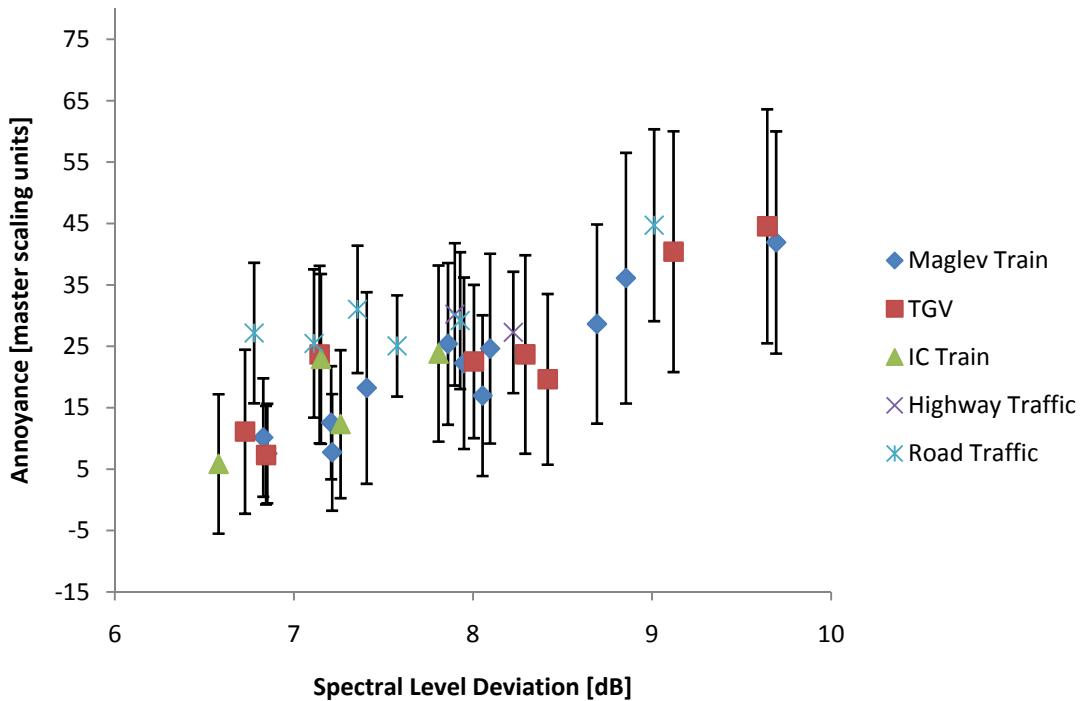


Figure 10.6.-Relationship between the spectral level deviation factor (SLD) and the perceived annoyance in master scaling units for each of the considered sound sources. The label Maglev, TGV and IC trains correspond to 10-minutes menu with 2 and 4 passages. The label Highway Traffic correspond to 10-minutes menu with the reproduction of a constant sound during the whole menu and the label Road Traffic correspond to 10-minutes menu with the random reproduction of road traffic sound of short duration.

10.5 CONCLUSIONS

This research has for the first time established the relationship between perceived traffic noise annoyance and acoustic indicators of overall indoor sound level. It is based on a unique field experiment in which the outdoor façade of a holiday cottage was exposed to road and railway traffic. In earlier work [De Coensel et al., 2007], using the same data set, the relationship between perceived annoyance and source specific facade L_{Aeq} was found to be reasonably strong ($r^2=0.8$). Indoor L_{Aeq} was nevertheless here found to be a poor predictor of perceived annoyance ($r^2=0.4$). Therefore, several new indicators

were introduced and validated against the experimental field data on annoyance perceived indoors.

By analyzing coefficients of correlation between perceived annoyance and 1/3 octave band levels, a reduced number of 1/3 octave bands were confirmed to be relevant for perceived annoyance of road/railway traffic noise. These bands were found in the interval 31.5-125 Hz, at 315 Hz, and in the interval 630-2500 Hz. Although these frequencies are also prominent in outdoor spectra for these same noise sources, the lowest frequency bands play a more important role than might be estimated on the basis of the conventionally used outdoor A-weighted sound level. Based on the specified frequency bands, an indicator of perceived annoyance was created: the percentage of sound level in these critical bands (PSP) relative to all bands. Among many multiple linear regression models, PSP was found to be the most important indicator for predicting perceived annoyance. PSP correlates strongly with the source specific L_{Aeq} at the façade.

Additional indicators for temporal and spectral structure of the indoor sound environment were introduced: the temporal sound level variability (TSLV) measures the fluctuation of $L_{Aeq,1sec}$ focusing strongly on early variation; the crest factor (CF) deals with the sound-level maxima occurring during the observation interval; tonal components appearing in the critical bands; and spectral level variability measured as the standard deviation over 1/3 octave bands. A principal components analysis (PCA) was used to group the indicators in two factors. The first factor contains all indicators, which correlate strongly with source specific facade L_{Aeq} . Consequently, these measure the contribution of intruding road/highway or railway traffic noise to the indoor sound environment. This factor alone explained 87% of the variance in perceived annoyance. It thus outperforms the traditionally used facade exposure in L_{Aeq} . The second factor includes two indicators measuring temporal variability and distinguishes environments with road/highway traffic noise from rail traffic noise. Both for road/highway and for rail traffic there is still a strong correlation between perceived annoyance and the indicators for temporal fluctuation. When adding the second factor in a linear regression model, 94% of variance can be explained.

We need to caution the reader for an overly enthusiastic interpretation of these results. The indicators proposed, taken together with a multiple linear regression model, perform extremely well on the experimental data obtained from 100 carefully selected listeners and 32 10-min menus containing traffic noise used in this field experiment.

This does not necessarily mean that the results can be generalized and considered representative to other situations without due caution.

Nevertheless, important lessons can be learned from the results presented here. Firstly, if population exposure is measured by dosimeters worn by people, care should be taken to identify which parts of the recorded sound is caused by intruding traffic noise. Although techniques for sound-source recognition may be within reach if sufficiently strong computers would be implemented in measurement equipment, the indicators presented here are an inexpensive and efficient alternative for identifying the part of the indoor noise important for perceived annoyance. Secondly, our indoor-noise indicators, which led to the high predicted variability in observed noise annoyance in this field experiment, may be a source of inspiration for developing new and better indicators also for outdoor traffic noise monitoring.

CHAPTER 11

PERCEPTUAL AND PHYSICAL ASSESSMENT AS A TOOL FOR SOUNDSCAPE DESIGN

The current urban agglomerations have severe problems of acoustic pollution, with a large amount of affected population. Nowadays, the problem is approached from a negative approach, reducing the impact of noise pollution to the concepts of noise annoyance and noise abatement legislation. However, in a holistic vision, acoustic ecology tries to bend this trend into a positive field of research, with the goal of design soundscapes pleasant for the exposed population. The perception of the soundscapes is considered to be influenced by all other aspects, such as state of mind of the observer, noise sensitivity, noise habituation, etc. Moreover the sonic environment is characterized by a great complexity, due to the large amount of factors that have incident on it. In this work a methodology for the perceptual, from the use of a questionnaire based in semantic differential, and physical, from the characterization of the temporal and spectral structure of the sound pressure, assessment of the soundscapes is presented. So that, this methodology provides a tool to that can be useful for the competent authorities for the design, planning and assessment of the soundscapes and, to adapt them to the needs required by the population.

11.1 INTRODUCTION

There is certainly known the serious problem of the current urban agglomerations as for the intense acoustic pollution suffered by the population. Pollution in large cities is an ever-growing problem due to the increase of the traffic flow.

Nowadays, town councilors are highly concerned with social well-being in their towns [Rimbault & Dubois, 2005]. However, for architects, town planners or landscape designers, knowledge and references are limited in the area of improving environmental quality [Durmisevic & Sariyildiz, 2001]. Many of the field studies carried out have been conducted to measure the outdoor environmental noise, considering only the physical aspect of the problem. Urban noise is still considered as unwanted sounds [Lercher, 1996], but studies carried out by diverse authors [Schulte-Fortkamp, 2002; Botteldooren et al., 2006] establish the need to consider another approach for the solution to the problem.

The influence of noise on the quality of the urban living environment has traditionally been studied focusing on negative effects on man, such as noise annoyance and sleep disturbance, but as we have been mentioning, a more holistic approach, including positive and negative aspects as well as non-residential functions of the urban environment, has gained renewed interest. The urban acoustic environment is regarded as an aggregate of many sounds that can evoke specific emotions [Botteldooren et al., 2006]. The soundscapes mostly composed of road traffic noise are described as unpleasant, this type of soundscapes are constituted by a great proportion of low-frequencies, with a characteristic temporal and spectral structure, where it dominates a great (temporal and spectral) variability as well as the appearance of random events that contribute large amount of sound pressure. However, in [Guastavino, 2003] research ideal soundscapes were described as including a lot of human noises and were subcategorized according to the significance of the type of socialized activities performed and producing noises, confirming that sound is an existential necessity, essential for well-being, not only as music but as an integral part of living situations [Stockfelt, 1991].

It exists the necessity of include in the assessment of the urban soundscapes the human aspect, by mean of an analysis of the interrelation between people and the sound environment, assessing the impact of the sound on the exposed population and considering the psycho-social requirements in order to compose the urban soundscapes that allow the development of the human activities with the greater degree of well-being [Rimbault, 2002]. To be able to consider the evaluation of the urban soundscapes on the part of the exposed population is necessary use a series of semantic properties, which play a decisive role because sounds fulfill distinctive functions. Moreover, for the characterization of the urban soundscapes also it is necessary the consideration of its

physical characteristics, but not only with the utilization of the descriptor L_{Aeq} , on which are based most of regulations for the evaluation of the sound environment, but it is necessary the introduction of variables to describe the temporal [De Coensel, 2007] and spectral structure of the sound pressure present in the considered urban environment, so that we can obtain the greater amount of possible information to be able to undertake successfully the development of a new urban soundscape, ecologically valid and that satisfies all the needs of the exposed population [Lee et al., 2008]. For it, in this work we have carried out an analysis of the psycho-social aspect by means of the utilization of a questionnaire based in semantic differential as well as an analysis of the factors for the characterization of the temporal and spectral structure of the sound pressure as elements for the attainment of an urban soundscape integrated with the human needs. In addition, we have realized a study of the existing relation between the different perceptual factors considered in the elaborated questionnaire, and indicated by the population polled, with the physical characteristics of the studied sound environment [Abo-Qudais & Abu-Qdais, 2005], so that we could establish a tool based on the integration of both factors, which serves the town planners as first element for the composition of the most inhabitable sound environments, since as [Raimbault et al., 2003] establishes, the relationship between perceptual and physical descriptions provided appropriate advice for an urban project, due to allows us the determination of the criteria for attainment of the sound comfort in the urban environments.

11.2 METHODOLOGY

11.2.1 Selection of locations

To carry out the proposed research a random selection of urban locations was done inside a few groups (developed depending on a series of before definite characteristics). In these before developed groups were included different urban spaces, as for example, pedestrian walks, commercial streets, urban parks and squares, residential areas, road traffic routes, streets with construction works[Ballesteros et al., 2010], etc. Therefore, a sampling was realized where several event situations were chosen to be representative

of specific urban shapes (architectural styles) and activities (natural setting, road traffic, human occupancy, etc) [Schafer, 1994], so that, within an integrated approach, the listeners could classify each of the locations selected within a certain type of sound environment [Rimbault et al., 2003].

In addition, it was realized a selection of locations with soundscapes commonly considered pleasant for the population, so that we could realize an analysis of the differences among them and could establish a series of directives to follow to achieve that the urban soundscapes are more pleasant for the exposed population. For it, a series of locations were selected in natural environments as well as a series of points within the historical monument Alhambra, where there were prevailing natural and human sounds.

To observe the different types of considered sound environments, the different selected locations as well as its description are showed in the table 11.1.

Table 11.1.-Description of the urban and natural setting where soundscapes were recorded

Label	Description
U1-U29	Urban spaces widely affected by the road traffic. Urban streets with road traffic as main sound source, although other sound sources as for example leisure/commercial activities, construction works, etc. are present as well.
U30-U43	Urban spaces without direct incidence of road traffic. They are pedestrian streets, squares and urban parks.
N1-N10	Locations placed in natural environments, where the natural sounds predominate (sound of birds, watercourses, etc.) and the incident of artificial sounds (road traffic, works of construction, etc.) is minimal.
A1-A4	Locations placed in the historical monument Alhambra, which is an environment with a great natural and sound wealth.

11.2.2 Perceptual assessment of the soundscapes

At the time of realizing a perceptual analysis of noise we can take two ways depending on our final aim [Rimbault et al., 2003]. On the one hand we find experimental works in laboratory or in other controlled environments, with the production of a sound field. This kind of procedures presents the advantage of closely delimiting the characteristic

of the stimuli but appeared to be far removed from the natural urban context [Susini et al., 1999]. Nevertheless, as [Raimbault et al., 2003] establishes the assessment of an urban site depends on the way it responds to multiple needs such as functionality, aesthetic and global comfort (acoustic, thermal, lighting and ventilation) [Viollon et al., 2002]. In environmental psychology on-site experiments show the effect of the multi-sensory perception on the assessment of urban locations [Bonaiuto et al., 2003], since the experience of hearing events in the world resulted in an interaction of an object at a time in an environment [Gaver, 1993]. Therefore, in this research, for the perceptual assessment of the soundscapes refers to a ecological approach, which takes into account the fact that sound environments are always perceived with a co-occurring multi-sensorial setting, which may interact with auditory judgments. For what a series of surveys have been conducted on-site, for each selected location, so that, to ask people in real situations, improved the validity of their responses [Raimbault et al., 2003].

For it a questionnaire based on semantic differential has been developed. Most of researchers use a semantic differential for an assessment of soundscapes [Berglund & Nilsson, 2001; Zeitler & Hellbrück, 2001; Västfjäll et al., 2003; Kawai et al., 2004; Axelsson et al., 2005; Kang & Zhang, 2010], due to the semantic differential has properties that are of particular interest, like for example transparency for policy makers and the public, it allows to force those questioned to assess the soundscape in a more holistic way, the words used involve emotional reaction and feeling related to the acoustic field and, as a scientific tool, open questionnaires yields much more valuable information [De Coensel & Botteldooren, 2006].

The questionnaire is composed by 3 modules. The first module (α -Crombach 0.702) consists of a series of items to evaluate, of general way, the degree of worry of the polled one for the environmental problems, as well as for the environmental noise as principal pollutant element in the urban environments. Within the second module a series of items are included for the evaluation of the sensitivity to the noise (α -Crombach 0.813), using on behalf of the scale developed by [Zimmer & Ellermeier, 1998], habituation to the noise (α -Crombach 0.823) and attitude towards the noise as pollutant(α -Crombach 0.794), approaching the question on if we consider or not to the noise as something intrinsic and necessary to our way of life. The usefulness of this module lies in the possibility of realizing a calibration of the different obtained answers, so that, beside to study the influence of the factors sensitivity, habituation and attitude

towards the noise on the consideration of the sound environment to which the polled one is exposed, we could establish a different starting point in the analysis depending on the different groups of polled, depending on their answers in this module. For what it concerns to the third module (α -Crombach 0.856), it is used the method of semantic differential to assess of perceptual way the soundscape by means of the utilization of a series of items (see table 11.2). For our approach, attributes appropriate to the sound environment were selected. The semantic differential grid was built up on fifteen specific sound rating scales, showed in the table 11.2, describing acoustic features of the sound environment.

Table 11.2.-Attributes definition of the fifteen semantic differential scales. In brackets, the correspondence between the minimum and maximum value of the extremes for each of the proposed scales is showed.

Acoustical Features		Attributes of Scales (English translation)	Spanish terms
Assessment	P1	Quiet (0)-Loud (10)	Silencioso-Ruidoso
	P2	Pleasant (0)-Unpleasant (10)	Agradable-Desgradable
	P3	No Annoying (0)-Very Annoying (10)	Nada Molesto-Muy molesto
Affective Impressions	P4	Relaxing (0)-Irritant (10)	Relajante-Irritante
Preference	P5	Quiet (0)-Disturbing (10)	Tranquilo-Perturbador
Daily Life	P6	Unbearable (0)-Bearable (10)	Intolerable-Tolerable
Spatial Occupancy	P7	Little Attending (0)-Very Attending (10)	Poco Presente-Muy Presente
Spatial Arrangement	P8	Disorganised (0)-Organised (10)	Desordenado-Ordenado
Spatial Localization	P9	Nearby (0)-Far (10)	Cercano-Lejano
Temporal Change	P10	Continuous (0)-Discontinuous (10)	Continuo-Discontinuo
	P11	Smooth (0)-Rough (10)	Suave-Brusco
Clarity	P12	Distinct (0)-Hubbub (10)	Distinguible-Barullo
Activity	P13	Monotonous (0)-Varied (10)	Monótono-Variado
Time Evolution	P14	Predictable (0)-Chaotic (10)	Predecible-Caótico
Time Variation	P15	Calming (0)-Agitating (10)	Calmado-Agitado

The questionnaire was provided to each of the different polled individuals, so that a scale without graduate was showed them, with each of the opposed attributes at the extremes of the scale, for each one of the different selected acoustic features. The individual must mark, within the proposed scale, where believed that ranked the considered sound attribute on the noise environment to which was exposed, so that we could obtain a quantified value for each of the different acoustical features.

Altogether, 570 individuals were polled in all the locations, so that for each of the selected locations a minimum of 10 individuals were polled. The panel of polled individuals was formed by a sample of individuals who were selected to obtain the representation of the population of Granada in the principal sociological aspects (age, sex, etc.). The polled subjects were persons who were in this moment in the point of study, without considering if they were living or not in this place, since this one is an aspect without influence in the evaluation of the soundscape [Raimbault et al., 2003]. Subjects needed between 10 and 15 minutes to answer the questionnaire, which was provided in Spanish language to the polled subjects.

11.2.3 Physical assessment of the soundscapes

Time patterns in the fluctuations of sound level or frequency play an important role in the perception of sound [De Coensel, 2007]. To reach the targets set in this chapter, in addition to the perceptual characterization of the soundscape, is very important physical characterization of it, which implies the description of overall sound level, from the studied environment, that affects the population, as well as their spectral and temporal characteristics.

As for the characterization of the temporal characteristics of the studied soundscapes, in this work we focus on the analysis of the temporal macrostructure of the generated sound pressure, as element of diagnosis of the sound environment, for what we propose a series of descriptors for the characterization of the temporal macrostructure of the soundscape.

First, for the evaluation of the short-term temporal variability of the sound level, in this work, we use the descriptor TSLV (temporal sound level variance) [Torijsa et al., 2007b,c; Torija et al., 2008a].

$$TSLV = \sigma_L * \sigma_{eq} \quad (11.1)$$

where, σ_L is the standard deviation of the instantaneous sound pressure level, L_p , and σ_{eq} is the standard deviation of the energy-equivalent sound pressure level, $L_{eq}(t)$, with t in [0s,900s].

In the second place, for the analysis of the impulsiveness level of the sound pressure, as well as the appearance of random acoustic events loaded with large amount of sound pressure, principally typical of urban sound environments affected by the road traffic as well as by other sound sources like for example, construction works, commercial and leisure activities, etc., in this work we propose the utilization of the parameter Crest Factor (CF) of the sound pressure [Torija et al., 2008a] and the number of anomalous sound events [Torija et al., 2007a]. The crest factor is defined as the ratio between the maximum sound pressure and the RMS value of the sound pressure. This indicator describes the degree of impulsiveness of the sound pressure in the 15-minute time interval of measurement. As regards to the analysis of the impact of the anomalous sound events appearance on the perception of the sound environment, its great incidence in urban settings [Torija et al., 2007a] as well as its impact on population [Torija et al., 2007d] has been demonstrated, hence its use could be very useful for the physical characterization of the soundscapes.

On the other hand, for what it concerns to the characterization of the spectral structure of the soundscape, in this work we use two factors: spectral composition (sound level of the 1/3-octave bands between 20 Hz and 20 KHz) and the spectrum gravity centre (G) or centroide. The centroide has been calculated, by means of the following expression [Raimbault et al., 2003]:

$$G = \frac{\sum_i \left[\frac{L_i}{10^{10}} \times B_i \right]}{\sum_i \left[\frac{L_i}{10^{10}} \right]} \quad (11.2)$$

where L is the sound pressure level in dB, measured for each sound third octave band-width (B_i), from 20 Hz to 20000 Hz.

Finally, for the overall sound level characterization we use the descriptors L_{Aeq} , L_{A10} , L_{A90} and L_{Amax} . The descriptors L_{A10} and L_{A90} are frequently used for the evaluation of the foreground and background sound levels, respectively [Piccolo et al., 2005], whereas the descriptor L_{Amax} is used for the evaluation of the maxima sound levels which the population are exposed [Nassiri et al., 2007]. On the other side, the current regulation underpinning the characterization of the sound quality of the different types of urban zones in the utilization of the descriptor L_{Aeq} . This parameter is based on a sound pressure level weighted according to a series of frequencies in which hears the human ear, for what it can underestimate and even not considering other frequencies that it is demonstrated have incident in the perception of the soundscape [Berglund et al., 1996]. For this reason, in this work we have studied the applicability of this descriptor to characterize (physically) a soundscape.

To calculate the parameters described in this section measurements of 15-min duration were carried out in each of the 57 selected locations.

11.3 RESULTS AND DISCUSSION

11.3.1 Perceptual analysis of the soundscapes

As we can see in figure 11.1, great differences between the different analyzed soundscapes appear, as for the perceptual evaluation that the polled population does of them. With regard to the assessment (P1, P2 and P3), affective impressions (P4), preference (P5), temporal change (P11) and time variation (P15) semantic differential scales the soundscapes A1-A4 (figure 11.1 (a)) and N1-N10 (figure 11.1 (b)) are perceived as quiet, pleasant, no annoying, relaxing, smooth and calming. In the urban sound ambient, the polled population perceives the soundscapes as more loud, unpleasant, annoying, irritant, disturbing, rough and agitating, especially for the soundscapes U1-U29 (figure 11.1 (d)) where the road traffic has a high influence on the sound environment. In the soundscapes U30-U43 (figure 11.1 (c)), the values of this semantic differential scales are lower than in the soundscapes U1-U29. This can be due

to in this sound environments the road traffic have a lower impact on the soundscape and the main sound sources are natural, human and social sounds.

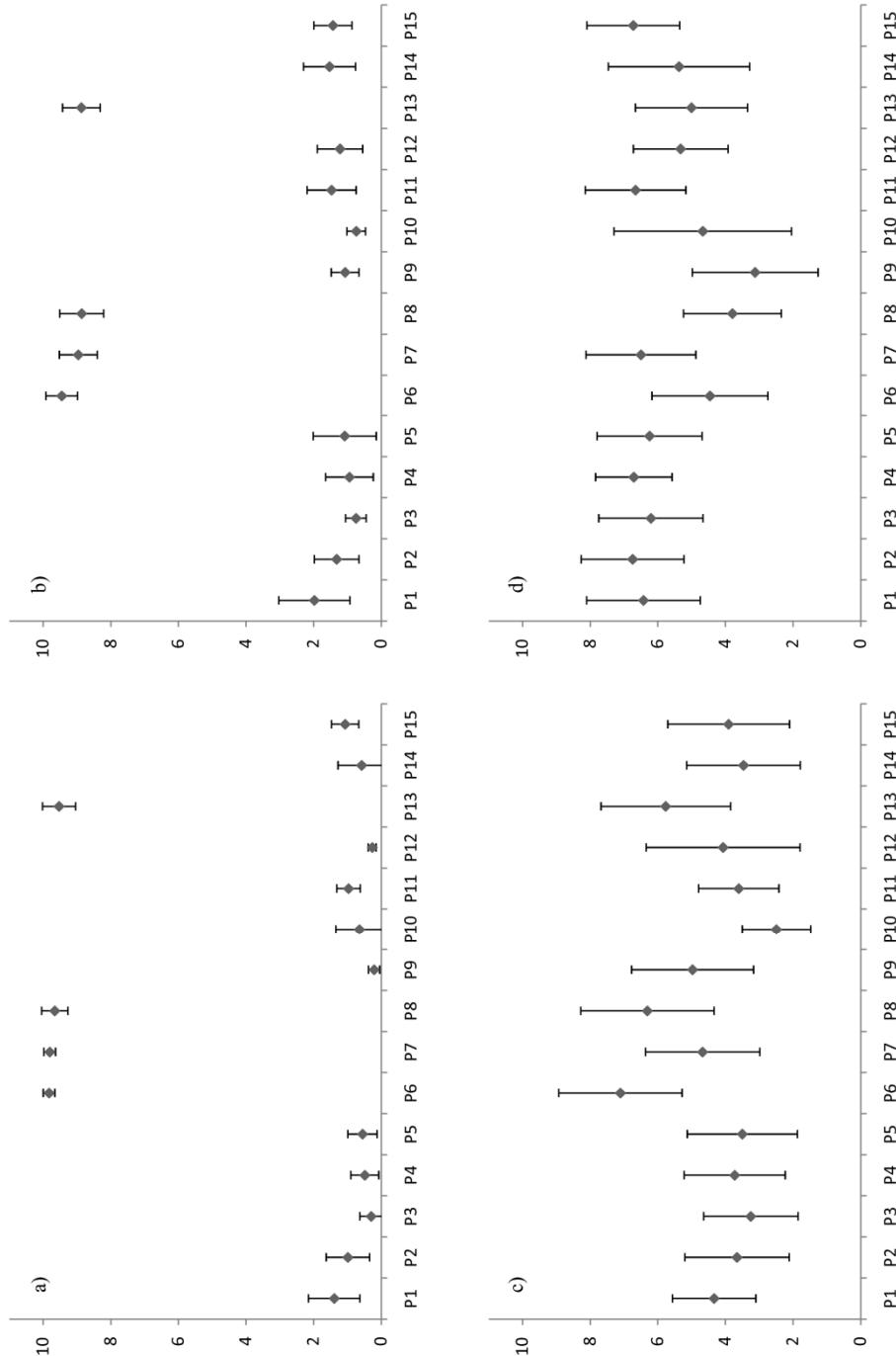


Figure 11.1.-Results obtained in the perceptual analysis of the different studied soundscapes (a-d) by means of the questionnaire based on semantic differential.

As for the daily life (P6), spatial occupancy (P7), spatial arrangement (P8) and activity (P13) semantic differential scales the soundscapes A1-A4 and N1-N10 are perceived as bearable, very attending, organized and varied. Both soundscapes U1-U29 and U30-U43 are perceived as more monotonous. The soundscapes U1-U29 are considered unbearable and disorganized by the polled population, whereas the soundscapes U30-U43 have a higher value in these scales, being considered more bearable and organised. On the contrary, for the spatial occupancy semantic differential scale the soundscapes U1-U29 are perceived as more attending than the soundscapes U30-U43. This can be due to the road traffic suppose a annoying factor for the urban population and this population focus his attention to this noisy source [De Coensel et al., 2009].

For the temporal change and time evolution semantic differential scales, the soundscapes A1-A4 and N1-N10 are considered as continuous and predictable. The soundscapes U30-U43 are considered fewer continuous and predictable than the previous soundscapes. The soundscapes U1-U29 are perceived as relatively discontinuous and chaotic. In this kind of soundscapes, widely affected by road traffic, is very frequent the appearance of a great sound level variability as well as sound events loaded with a large amount of sound pressure (anomalous sound events) [Torijs et al., 2007a,b; Torija et al., 2008b], which can cause that the polled population perceives this sound environments as discontinuous and chaotic.

Finally, with regard to the spatial localization and clarity semantic differential scales, the soundscapes U1-U29 are considered as relatively nearby and hubbub. In the soundscapes U30-U43 the polled population perceived the sound ambient as more far and distinct than the previous soundscapes. The urban soundscapes, especially the sound spaces widely affected by the road traffic, are considered as low fidelity soundscapes, due to saturation and congestion of the sound sources takes place in the city [Schafer, 1994]. On the contrary, the soundscapes A1-A4 and N1-N10 are perceived as very nearby and distinct.

In view of the results showed in this section, with the questionnaire based on semantic differential as well as with the chart 11.1, we can realize an easy perceptual assessment of a soundscape and obtain the perceptual patter characteristic of this soundscape.

11.3.2 Physical analysis of the soundscapes

In this section we analyze the temporal macrostructure, spectral structure and overall sound level of the studied soundscapes. The physical characterization of the soundscapes is also very important to assess the quality of the sound ambient which the population is exposed [Susini et al., 1999; Raimbault et al., 2003; Västfjäll et al., 2003].

Table 11.3.-Value of the descriptors used to characterize the temporal macrostructure of sound pressure for the analyzed soundscapes

Soundscapes	TSLV [dB ²]	CF	ASE	Δ SPL [dBA]
U1-U29	7.17±5.52	2.16±2.63	3.86±2.81	23.61±5.68
U30-U43	1.07±0.79	0.55±0.25	0.93±1.14	16.66±4.04
N1-N10	1.19±1.30	0.22±0.13	0	0
A1-A4	0.82±0.57	0.49±0.29	0	0

As for the temporal macrostructure of the sound pressure, we can observe high differences between the studied soundscapes (table 11.3). Soundscapes U1-U29 are characterized by a high value in the descriptors TSLV (temporal sound level variance) and CF (crest factor), which imply a great fluctuation in the energy-equivalent sound pressure level and a high impulsiveness of the sound level, due to the presence and impact of the road traffic. On the contrary, in soundscapes without direct incidence of road traffic (soundscapes U30-U43) or other artificial noisy sources (soundscapes A1-A4 and N1-N10) the values in both descriptors are fewer, appearing a sound level relatively steady and a small value of impulsiveness. On the other side, only in urban soundscapes appear anomalous sound events (ASE). In the soundscapes A1-A4 and N1-N10, the appearance of any anomalous sound event does not take place. In soundscapes U1-U29 is observed a mean value of 3.96±5.52 anomalous sound events in the 15-min period of measurement, generating a mean increase in the sound pressure level on the background sound level (Δ SPL) of 23.61±5.68 dBA. In urban sound

environments without the direct impact of road traffic (U30-U43), the number of anomalous sound events that appear and the mean increment on the background sound level cause by them is lower (0.93 ± 1.14 anomalous sound level/15-min and mean increment of 16.66 ± 4.04 dBA).

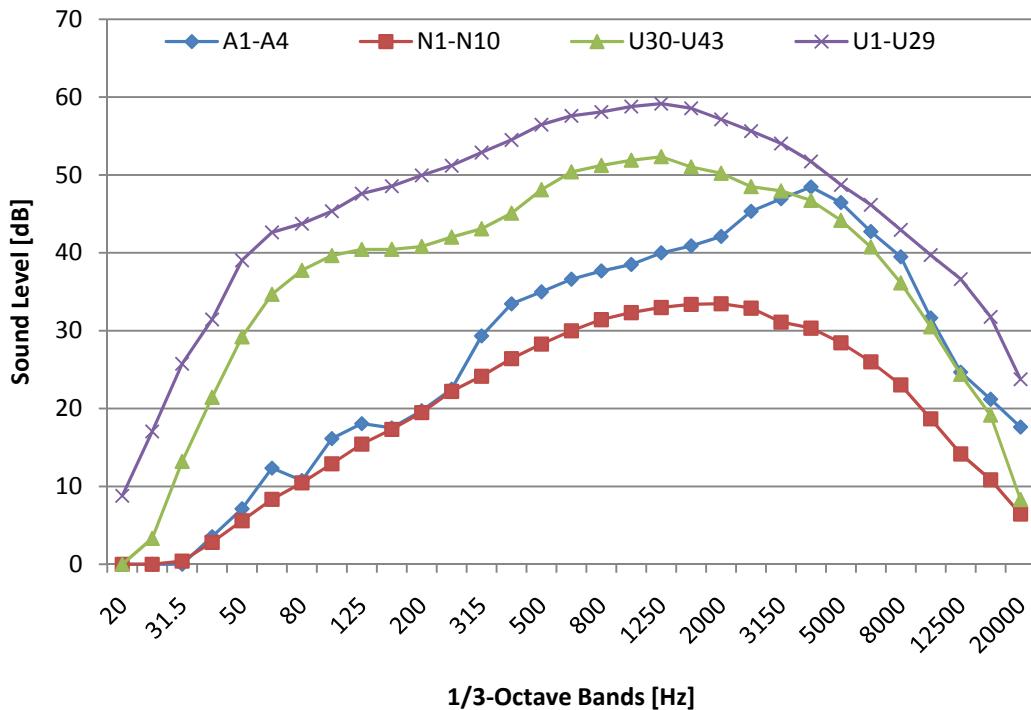


Figure 11.2.-Spectral composition (sound level in 1/3-octave bands between 20 Hz – 20 KHz) for the analyzed soundscapes.

On the other hand, when we analyze the spectral composition of the studied soundscapes (figure 11.2), we observe that the urban soundscapes and, especially the soundscapes U1-U29, have the greatest values in all the 1/3-octave bands between 20 and 20000 Hz. However, observing the figure 11.2 we check that the highest differences between the analyzed soundscapes appear in the range low-middle frequencies. As consequence to the absence of sounds proceeding from the road traffic or from other noisy artificial sources, in the natural (N1-N10) and Alhambra (A1-A4) soundscapes, the composition in low-middle frequencies is much reduced. In this kind of sound environments the appearance of natural and human sounds (water fountains, sounds of birds, etc.) takes place, which provokes that the greatest levels appear in the middle-high frequencies. A special case appears in soundscapes A1-A4, where the

sound levels in the middle-high frequencies are similar to the levels obtained for the urban soundscapes. This is due to the fact that multitude of water fountains appear close to the measurement points in the Alhambra. In the soundscapes U30-U43 are not directly affected by the road traffic, however are indirectly impacted by it. This soundscapes are located in urban agglomerations and, therefore, are widely affected by the great low frequencies composition characteristic of the urban sound climate, which can be observed in the spectral composition of these sound environments. In soundscapes U1-U29, the direct impact of the road traffic together with other artificial noisy sources cause that the composition of low-middle frequencies are very important.

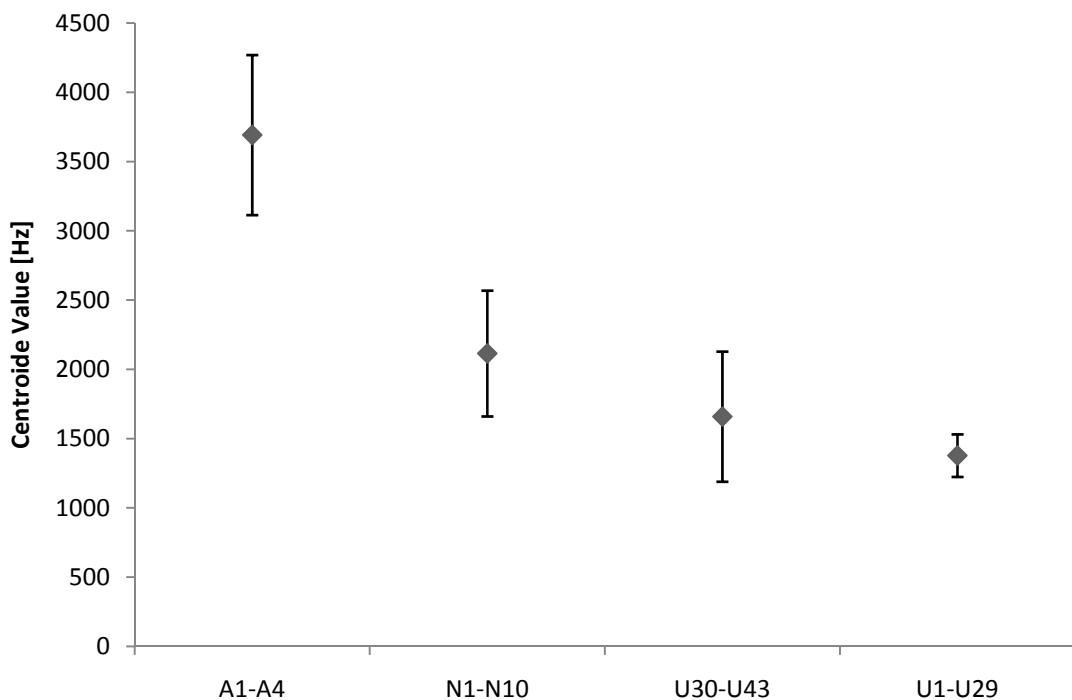


Figure 11.3.-Value of the spectral centroide for the analyzed soundscapes.

In figure 11.3, the value of the spectral centroide of the analyzed soundscapes is showed. As [Schafer, 2005] establishes the spectral centroide could be a suitable indicator to distinguish between high fidelity and low fidelity soundscapes. In soundscapes A1-A4, the spectral centroide value is approximately 3600 Hz and in the soundscapes N1-N10 is approximately 2200 Hz. This high value in the spectral

centroide, together with that these soundscapes are perceived by the polled population as nearby and distinct, point out that this kind of soundscapes could be considered as high fidelity soundscapes [Schafer, 2005]. In urban soundscapes, especially in soundscapes U1-U29 a decrease in the value of this descriptor takes place, appearing values of the spectral centroide around 1700 Hz (U30-U43) and 1350 Hz (U1-U29). In this case, these soundscapes could be considered as low fidelity soundscapes, since the polled population perceived them as hubbub and the value of the spectral centroide is close to the middle-low frequencies [Schafer, 1994].

Table 11.4.-Value of the descriptors used to characterize the overall sound level for the analyzed soundscapes.

Soundscapes	L_{Aeq} [dBA]	L_{A10} [dBA]	L_{A90} [dBA]	L_{Amax} [dBA]
U1-U29	68.39±5.29	70.88±5.12	58.95±5.01	83.14±6.84
U30-U43	61.59±4.98	63.21±4.83	59.04±5.53	70.68±5.42
N1-N10	43.76±10.59	44.46±10.29	41.61±11.99	54.66±8.81
A1-A4	55.03±11.40	56.30±10.25	52.03±13.64	64.15±11.12

In table 11.4, the value of the descriptors used to characterize the overall sound level for the analyzed soundscapes can be observed. Soundscapes A1-A4 and N1-N10 have the lowest values of all used descriptors (L_{Aeq} , L_{A10} , L_{A90} and L_{Amax}). As for urban soundscapes U1-U29 and U30-U43, an increase in the value of all used descriptors takes place. It is interesting to mention that, in urban soundscapes, a similar value of background sound level (L_{A90}) appear in the sound environments affected by the road traffic (U1-U29) and no affected directly (U30-U43), whereas the values of the energy-equivalent sound pressure level (L_{Aeq}), the foreground sound level (L_{A10}) and the maximum noise levels (L_{Amax}) are widely higher in soundscapes U1-U29 (direct impact of road traffic). From these results we can obtain two main ideas, that the presence of road traffic implies the appearance of great instantaneous and equivalent sound pressure levels and that the presence of road traffic causes an increase in the fluctuation of the sound levels (difference between L_{A10} and L_{A90}).

11.3.3 Correlation analysis of the perceptual and physical aspect of the soundscapes

In this section we approach an analysis of correlation between both the overall level, and temporal-spectral structure of the sound pressure and the assessment semantic differential scales (perceived loudness, unpleasantness and annoyance).

Table 11.5.-Correlation level (Pearson's coefficient r) between the descriptors used to characterize the temporal macrostructure of sound pressure and the assessment semantic differential scales ($p<0.01$).

Descriptors	Semantic Differential Scales		
	Perceived Loudness (P1)	Perceived Unpleasantness (P2)	Perceived Annoyance (P3)
TSLV [dB ²]	0.65	0.71	0.68
CF	0.48	0.55	0.49
ASE	0.66	0.66	0.65
Δ SPL [dBA]	0.71	0.80	0.80

As we can observe in table 11.5, with regard to the temporal macrostructure of the sound pressure, the increment of the sound pressure level on the background sound level, generated by the appearance of anomalous sound events, has the greatest correlation values (Pearson's coefficient r) with the assessment semantic differential scales ($r = 0.71$ for perceived loudness and $r = 0.80$ for perceived unpleasantness and annoyance). The number of anomalous sound events has the same correlation values with regard to the three considered assessment semantic differential scales ($r = 0.66$ for perceived loudness and unpleasantness and $r = 0.65$ for perceived annoyance). The descriptor TSLV has the greater correlation value with the perceived unpleasantness ($r = 0.71$), whereas with the perceived loudness and annoyance its correlation value is slightly smaller ($r = 0.65$ and $r = 0.68$, respectively). The descriptor CF has the lowest

correlation values, appearing the same behavior that in the previous case (TSLV), since the higher correlation value appears for the perceived unpleasantness ($r = 0.55$), being slightly smaller the correlation values for the perceived loudness ($r = 0.48$) and perceived annoyance ($r = 0.49$).

Table 11.6.-Correlation level (Pearson's coefficient r) between the spectral centroide (G) and the assessment, spatial arrangement and clarity semantic differential scales ($p < 0.01$).

Semantic Differential Scales	Spectral Centroide (G) [Hz]
Perceived Loudness (P1)	-0.65
Perceived Unpleasantness (P2)	-0.64
Perceived Annoyance (P3)	-0.65
Spatial Arrangement (P8)	0.67
Clarity (P12)	-0.66

As for the spectral structure of the sound pressure, in table 11.6, we can observe that the spectral centroide has correlation values (Pearson's coefficient r) with the assessment semantic differential scales of -0.65 (perceived loudness and annoyance) and -0.64 (perceived unpleasantness), which means that soundscapes with high spectral centroide values (e.g. natural soundscapes) are perceived by the polled population as quiet, pleasant and no annoying. We have also studied the existing correlation between the spectral centroide and the spatial arrangement and clarity semantic differential scales, observing values of r coefficient of 0.67 (spatial arrangement) and -0.66 (clarity). These values inform us that soundscapes with high spectral centroide values, as for example, U1-U4 and N1-N10, are considered as organized and distinct.

In addition, we have analyzed the correlation level, described by the Pearson's coefficient r , between the 1/3-octave bands (20 Hz – 20 KHz) and the perceived loudness (figure 11.4 (a)), perceived unpleasantness (figure 11.4 (b)) and perceived annoyance (figure 11.4 (c)).

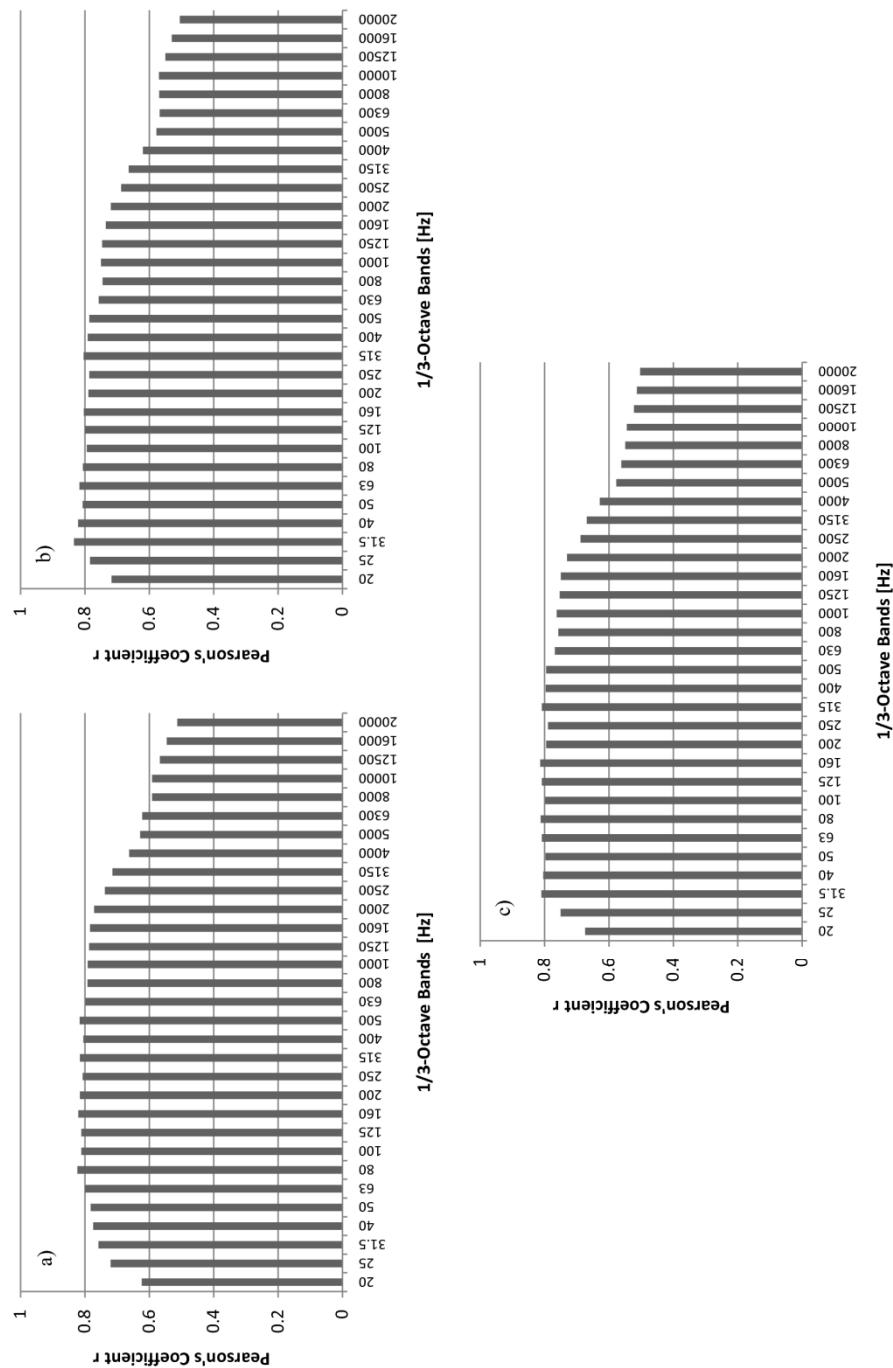


Figure 11.4.-Correlation level (Pearson's coefficient r) between the 1/3-octave bands (20 Hz – 20 KHz) and the perceived loudness (a), perceived unpleasantness (b) and perceived annoyance (c) ($p < 0.01$).

Observing the figure 11.4, we check that all frequency bands between 20 and 20000 Hz have a greater correlation value with the three considered assessment semantic differential scales, although the low and middle frequencies (frequency bands in the range 20 and 3150 Hz) have the highest values. These results together with the results observed in figure 11.2, indicate that the low and middle frequencies, characteristic of urban soundscapes (due to the presence of road traffic and other artificial noisy sources), have a great incidence in the perception of the soundscapes. The appearance of a high composition in low-middle frequencies in a sound environment causes that this soundscapes are perceived by the population as loud, unpleasant and very annoying.

On the other hand, we have also realized a principal component analysis with the frequency bands between 20 Hz and 20 KHz, obtaining three factors: Factor F1 corresponds to the range between 20-25 Hz, Factor F2 includes the range between 31.5-3150 Hz and Factor F3 includes the range between 4000-20000 Hz. The 1/3-octave bands in the Factor F2 correspond to the frequency bands with greater correlation values with the assessment semantic differential scales (see figure 11.4), for what we have calculated the overall sound pressure level in the frequency bands between 31.5-3150 Hz ($L_{31.5-3150Hz}$) to compare its behavior with the descriptor L_{Aeq} against the perceived loudness, unpleasantness and annoyance (table 11.7).

Table 11.7.-Correlation level (Pearson's coefficient r) between the descriptors used to characterize the overall sound level and the assessment semantic differential scales ($p<0.01$).

Descriptors	Semantic Differential Scales		
	Perceived Loudness (P1)	Perceived Unpleasantness (P2)	Perceived Annoyance (P3)
L_{Aeq} [dBA]	0.79	0.75	0.75
L_{A10} [dBA]	0.80	0.76	0.77
L_{A90} [dBA]	0.62	0.52	0.54
L_{Amax} [dBA]	0.81	0.84	0.80
$L_{31.5-3150Hz}$ [dB]	0.83	0.82	0.82

Observing table 11.7, we check that the proposed descriptor $L_{31.5-3150Hz}$ has the highest correlation values (Pearson's coefficient r) with the perceived loudness ($r = 0.83$), unpleasantness ($r = 0.82$) and annoyance ($r = 0.82$) scales. This descriptor gets better results, estimating the perceived loudness, unpleasantness and annoyance, than the descriptor L_{Aeq} ($r = 0.79, 0.75$ and 0.75 , respectively). The descriptor L_{Aeq} has even lower correlation values than the descriptors L_{A10} and L_{Amax} . This last mentioned descriptor, L_{Amax} , has r values close to the proposed descriptor $L_{31.5-3150Hz}$, having even the greatest r value with the perceived unpleasantness ($r = 0.84$ for perceived unpleasantness, $r = 0.81$ for perceived loudness and $r = 0.80$ for perceived annoyance), which imply that the maximum noise levels have high influence in the perception of the soundscapes. On the other side, we can observe that the foreground sound level (L_{A10}) has greater r values than the background sound level (L_{A90}), with the perceived loudness ($r = 0.80$ and 0.62 , respectively), unpleasantness ($r = 0.76$ and 0.52 , respectively) and annoyance($r = 0.77$ and 0.54 , respectively).

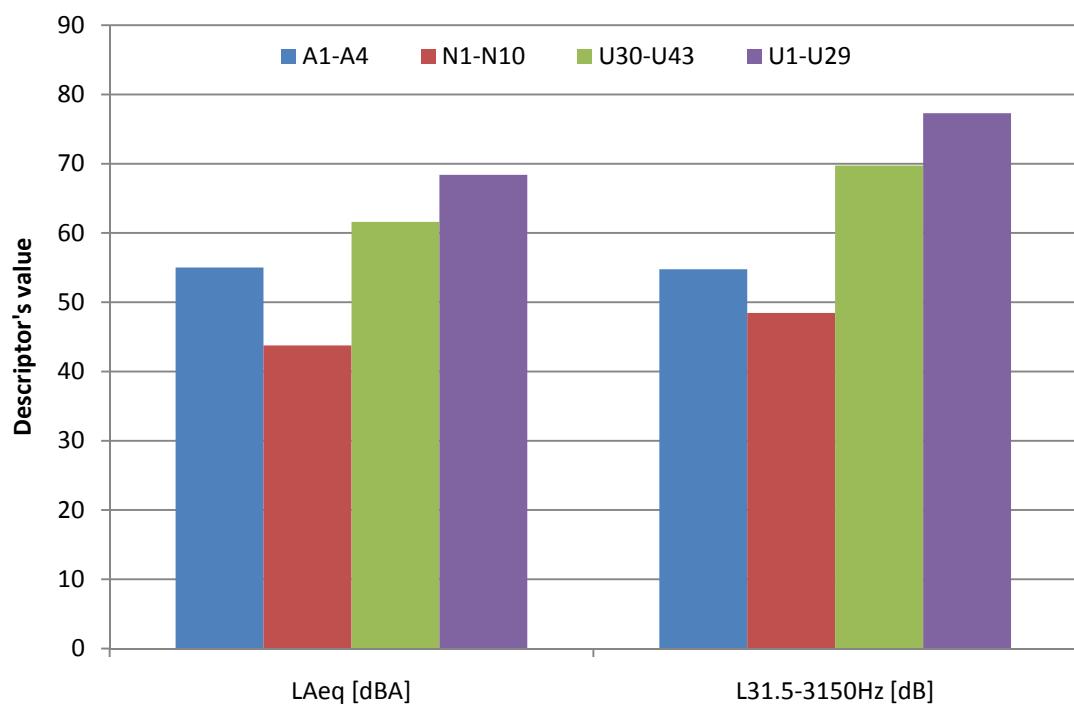


Figure 11.5.-Mean value of the descriptors L_{Aeq} and $L_{31.5-3150Hz}$ for the analyzed soundscapes.

Finally, in figure 11.5, we show the mean value of the descriptors L_{Aeq} and $L_{31.5-3150Hz}$ for the analyzed soundscapes. In sound environments without the prevalence, in

the spectral composition, of low and middle frequencies, the value of both descriptors is very similar, however, in sound environments with great composition in low and middle frequencies, as for example urban soundscapes, the value of the descriptor $L_{31.5-3150\text{Hz}}$ is much more raised than the value of the descriptor L_{Aeq} . This indicates us that the parameter L_{Aeq} is not a good descriptor to assess sound ambient with high composition in low-middle frequencies, which have a great incidence in the perception of the soundscapes (see figure 11.4 and table 11.7), being the proposed descriptor $L_{31.5-3150\text{Hz}}$ a better descriptor to get that goal.

11.4 CONCLUSIONS

In view of the obtained results we can conclude that for the suitable evaluation of the quality of a sound ambient is necessary approach a perceptual and physical analysis of the soundscape.

As for the perceptual assessment of a sound ambient, we have observed that with the use of a questionnaire based on semantic differential we obtain suitable and very interesting information about the perception that the polled population has of the studied soundscape. Moreover, the existing differences between the studied soundscapes are very important. The natural and Alhambra soundscapes are perceived as quiet, pleasant, no annoying, relaxing, etc., whereas the urban soundscapes, especially the soundscapes U1-U29 (affected directly by the road traffic), are considered as loud, unpleasant, annoying, irritant, disturbing, etc.

With regard to the physical assessment of a sound environment, we have also observed the appearance of big differences between the analyzed soundscapes, as for the overall sound levels and both temporal and spectral structure. Urban soundscapes are characterized by the presence of high overall sound levels. In this kind of soundscapes, a great number of anomalous sound events, which generates important increments of the sound pressure level on the background sound level, as well as both high value of crest factor and temporal sound level variance appear. Moreover, in urban soundscapes can be observed a great composition in low and middle frequencies, which

causes the appearance of smaller spectral centroide values. In natural and Alhambra soundscapes a totally different situation appears. In this kind of sound ambient the sound levels are lower and steadier, and the composition in low-middle frequencies is much more reduced (high value of spectral centroide).

In addition, we have checked that the temporal and spectral structure of the sound pressure has great incidence in the perception of the soundscapes, observing that the low and middle frequencies are the 1/3-octave bands with higher correlation values with the assessment semantic differential scales. From this point we have proposed the descriptor $L_{31.5-3150Hz}$, which improves the r values obtained by the L_{Aeq} , with the perceived annoyance, loudness and unpleasantness scales. The descriptor $L_{31.5-3150Hz}$ calculates the overall sound level in the range of frequencies 31.5-3150 Hz, which, as we have obtained in this chapter, are the 1/3-octave bands with the highest r values with the assessment semantic differential scales.

The methodology presented in this chapter could help to the planners, as well as competent authorities to design, to plan and to assess the soundscapes and adapt them to the needs required by the population.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

**CONCLUSIONS AND
PERSPECTIVES**

CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

Este tesis doctoral se enmarca dentro de una visión holística, en la cual, tanto los aspectos positivos como negativos del paisaje sonoro han sido considerados. Se parte de la consideración del sonido como una necesidad existencial [Stockfelt, 1991]. No todos los sonidos presentes en un entorno urbano deben ser considerados ruido. Aquellos sonidos que tengan una especial riqueza o interés, que supongan un patrimonio, que procedan de fuentes naturales, etc., deben ser conservados y protegidos. Por contra, aquellos sonidos molestos, desagradables, monótonos, etc., deben ser eliminados o cuanto menos reducidos. Como principal fuente de este segundo grupo de sonidos, en un entorno urbano, aparece el tráfico rodado, el cual actúa como un foco ruidoso que enmascara el resto de sonidos presentes en la ciudad, lo cual origina un empobrecimiento del paisaje sonoro urbano.

Esta memoria se estructura en tres ejes principales, orientados a conseguir la obtención de una herramienta que facilite a las autoridades competentes la toma de decisiones en la gestión de paisajes sonoros urbanos, mediante el desarrollo de un modelo para la predicción del nivel y la estructura temporal y espectral de la presión sonora. En primer lugar, se establece un análisis descriptivo de la composición temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este marco se analizan las principales propiedades acústicas que caracterizan los paisajes sonoros evaluados. Una vez alcanzado este objetivo, se desarrollan dos modelos para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos. En este caso, a partir de una serie de variables cuidadosamente seleccionadas y mediante la utilización de una herramienta de “data mining”, las redes neuronales artificiales (ANN), se construyen dos modelos que permiten predecir una serie de descriptores, desarrollados para la caracterización de la estructura temporal y espectral del nivel de presión sonora, con un muy alto grado de precisión. Finalmente, el tercer eje sobre el que se asienta este trabajo es el análisis y evaluación del impacto de la composición temporal y espectral del nivel de presión sonora, descrita por la serie de descriptores previamente mencionados, sobre la percepción sonora.

A continuación se establecen las conclusiones generales extraídas de este trabajo.

- Las variables relacionadas con el tráfico rodado, tales como el tipo de flujo de circulación de vehículos, la presencia de señalización vertical para la regulación del tráfico (semáforos), el tipo de superficie de rodadura, pendiente de circulación, etc., así como variables relacionadas con la heterogeneidad espacial urbana, es decir, aquellas concernientes a la geometría y fisionomía urbana (anchura de vía, altura de los edificios circundantes, calles tipo “U”, “L” o “campo libre”, etc.), marcan la composición temporal y espectral de los diferentes espacios urbanos (Capítulo 2).
- El tiempo de estabilización mide el tiempo necesario para que el nivel de presión sonora sea estabilizado, dentro de un rango previamente definido, lo cual se traduce en el tiempo mínimo que es necesario medir, en un cierto espacio sonoro, para conseguir extraer una muestra representativa de él (Capítulo 3).
- La varianza temporal del nivel sonoro (TSLV) mide la fluctuación temporal a corto plazo del nivel de presión sonora, siendo muy sensible a eventos que introducen repentina e instantáneamente una gran cantidad de nivel de presión sonora (Capítulo 3).
- El factor cresta (CF) mantiene un estrecha relación con los niveles sonoros máximos presentes durante el intervalo de medición. Este descriptor nos proporciona con gran exactitud el nivel de impulsividad del entorno sonoro estudiado (Capítulo 3).
- La utilización de los descriptores tiempo de estabilización, varianza temporal del nivel sonoro y factor cresta permiten una adecuada caracterización de la estructura temporal de un paisaje sonoro urbano (Capítulo 3).
- En un entorno urbano se pueden identificar diferentes periodos temporales con diferencias estadísticamente significativas desde el punto de vista sonoro. Cada uno de los diversos periodos temporales identificados tiene diversas características sonoras, en cuanto a los descriptores de nivel, L_{Aeq} y niveles percentiles, así como en cuanto a los descriptores de composición temporal, tiempo de estabilización del nivel de presión sonora, varianza temporal del nivel sonoro, $L_{A10}-L_{A90}$ y factor cresta (Capítulo 4).

- En el Capítulo 4, se presenta, para cada uno de los diferentes períodos temporales observados, un método para obtener el valor del tiempo de estabilización del nivel de presión sonora a partir de los datos de intensidad de tráfico rodado.
- La aparición, en una determinada localización urbana, de un evento sonoro anómalo podría suponer un elemento de fuerte perturbación y molestia sobre la población afectada debido a las características sonoras de este tipo de sucesos sonoros (Capítulo 5).
- Los eventos sonoros anómalos aparecen muy frecuentemente en los entornos urbanos, generando con su presencia un fuerte impacto tanto en el nivel de presión sonora como en la composición temporal y espectral del paisaje sonoro (Capítulo 5).
- Los eventos sonoros anómalos incorporan al entorno una gran cantidad de energía sonora (de forma prácticamente instantánea), lo cual tiene una gran incidencia sobre la macroestructura temporal del paisaje sonoro (Capítulo 5).
- Además de tener un gran impacto sobre la composición temporal, los eventos sonoros anómalos también tienen una fuerte incidencia sobre la composición espectral del paisaje sonoro, puesto que estos sucesos están caracterizados por contener un muy elevado nivel sonoro, en diferente rango de frecuencias de acuerdo con la clase de evento sonoro anómalo, así como por ocasionar la aparición de un gran número de componentes tonales (Capítulo 5).
- El establecimiento de un plan de gestión de eventos sonoros anómalos (basado en la identificación y eliminación de estos sucesos), como una de las medidas a incorporar a los planes de acción de las zonas de conflicto detectadas en las ciudades, es de gran interés para las autoridades urbanas, puesto que se ha comprobado que con la identificación y eliminación de este tipo de sucesos sonoros se logran reducciones muy importantes en el nivel de ruido ambiental (L_{Aeq}) de la localización evaluada (Capítulo 5).
- En el Capítulo 6 se establece como una adecuada selección de variables proporciona una óptima caracterización física de un entorno sonoro. En este capítulo, mediante una profunda revisión de la bibliografía existente así

como a partir de una serie de estudios experimentales, se establecen aquellas variables de entrada necesarias para el desarrollo de un modelo de predicción sonora.

- Para la predicción del nivel y composición temporal y espectral, a corto plazo (5 minutos como periodo de integración), de la presión sonora en un entorno urbano, se utiliza una red neuronal de retro-propagación, obteniéndose el modelo STACO (Capítulo 8).
- El modelo STACO consigue una considerable precisión a la hora de predecir los diferentes descriptores utilizados para la caracterización tanto del nivel como de la composición espectral y temporal. En concreto, consigue, para los conjuntos de test, los siguientes resultados en cuanto al error medio de predicción (MPE) y valor R^2 :
 - L_{Aeq} [dB(A)] = 0.87 ± 0.90 (MPE) y 0.94 (R^2).
 - L_{eq} [dB] = 1.01 ± 0.89 (MPE) y 0.91 (R^2).
 - $L_{eq} - L_{Aeq}$ = 1.03 ± 0.99 (MPE) y 0.81 (R^2).
 - TSLV [dB²] = 0.92 ± 1.00 (MPE) y 0.97 (R^2).
 - CF = 0.16 ± 0.16 (MPE) y 0.88 (R^2).
 - 1/3-octave bands (20-20000 Hz) [Hz] = 1.82 ± 1.78 (MPE) y 0.86 (R^2).
- El modelo STACO, basado en la utilización de una red neuronal artificial (ANN), mejora en gran medida los resultados obtenidos mediante la utilización de una regresión lineal múltiple (MLR), utilizada bajo las mismas condiciones de partida que la ANN (Capítulo 8).
- Se comprueba como el rango de frecuencias comprendido entre los 31.5 Hz y los 2500 Hz, posee la mayor correlación con el caudal de tráfico rodado (Capítulo 8).
- En el capítulo 8, se desarrolla una red neuronal de retro-propagación para evaluar el impacto del tráfico rodado sobre un paisaje sonoro urbano, por medio de la predicción (60 minutos como periodo de integración) del nivel y la composición temporal/espectral de la presión sonora de un específico ambiente sonoro urbano (modelo ROTRIM).
- El modelo ROTRIM consigue una considerable precisión a la hora de predecir los diferentes descriptores utilizados para la caracterización

tanto del nivel como de la composición espectral y temporal. En concreto, consigue, para los conjuntos de test, los siguientes resultados en cuanto al error medio de predicción (MPE) y valor R^2 :

- L_{Aeq} [dB(A)] = 1.08 ± 0.96 (MPE) y 0.94 (R^2).
- L_{eq} [dB] = 0.97 ± 0.76 (MPE) y 0.93 (R^2).
- $L_{eq} - L_{Aeq}$ = 1.18 ± 1.04 (MPE) y 0.72 (R^2).
- $L_{31.5-2500Hz}$ [dB] = 1.27 ± 1.01 (MPE) y 0.94 (R^2).
- TSLV [dB²] = 0.95 ± 0.81 (MPE) y 0.96 (R^2).
- CF = 0.24 ± 0.19 (MPE) y 0.96 (R^2).
- G [Hz] = 59.67 ± 45.11 (MPE) y 0.88 (R^2).
- PSP [%] = 1.15 ± 0.99 (MPE) y 0.90 (R^2).
- Al igual que en el caso del modelo STACO, los resultados obtenidos por este modelo mejoran ampliamente la exactitud y son en conjunto mejores que los obtenidos mediante la utilización de una regresión lineal múltiple (MLR) (Capítulo 8).
- A la vista de los resultados obtenidos en el Capítulo 8, consideramos que los modelos de predicción expuestos resultarán de gran utilidad para lograr una integración de las variables acústicas en el contexto de la planificación urbana, con el fin de lograr que los paisajes sonoros estén adaptados a las necesidades y requerimientos de la población expuesta.
- A partir de un trabajo experimental llevado a cabo para evaluar la incidencia de la composición temporal y espectral del nivel de presión sonora en un ambiente interior (como puede ser el interior de una determinada vivienda) sobre la molestia percibida por la población expuesta a ruido procedente del tráfico rodado y ferroviario, se identifican unos rangos de frecuencias críticas, es decir, frecuencias en las cuales aparecen valores de correlación estadísticamente significativos con respecto a la molestia percibida. Estas frecuencias son las correspondientes a los rangos 31.5-160 Hz, 315 Hz y 630-2500 Hz (Capítulo 10).
- Se observa como con los componentes tonales presentes en los rangos de frecuencias 31.5-160 Hz, 315 Hz y 630-2500 Hz, presenta una elevada correlación con la molestia percibida (Capítulo 10).

- Basado en este intervalo de frecuencias, se define el descriptor porcentaje de nivel sonoro en las bandas críticas con respecto al nivel sonoro en el espectro en conjunto (PSP). El descriptor PSP posee una fuerte correlación con el descriptor L_{Aeq} medido en la fachada (Capítulo 10).
- Por medio de un análisis de componentes principales (PCA), se agrupa el conjunto de descriptores utilizados para la descripción de la estructura temporal y espectral, en dos factores. El primer factor contiene todos aquellos descriptores que poseen una fuerte correlación con el descriptor L_{Aeq} medido en la fachada, por lo que, estos descriptores evalúan la intrusión en el ambiente sonoro interior del ruido procedente del tráfico viario o ferroviario. Este factor explica el 87% de la varianza en cuanto a la molestia percibida. El segundo factor, incluye dos indicadores que evalúan la variabilidad temporal del nivel sonoro así como su nivel de impulsividad. Estos dos indicadores permiten diferenciar entre tráfico rodado y tráfico ferroviario. Al incluir este segundo factor a un modelo de regresión lineal múltiple, el 94% de la varianza puede ser explicado (Capítulo 10).
- Se puede establecer que, en vista de los buenos resultados obtenidos, estos indicadores propuestos para la caracterización sonora de ambientes interiores, podrían servir como fuente de inspiración para el desarrollo de nuevos y mejores indicadores también para la gestión de espacios sonoros exteriores (Capítulo 10).
- A la vista de los resultados obtenidos en el capítulo 11, se puede concluir que para una adecuada evaluación de la calidad de un determinado ambiente sonoro es necesario acometer un análisis físico y perceptual del paisaje sonoro.
- Por lo que respecta a la evaluación perceptual de un ambiente sonoro, se ha observado que con la utilización de un cuestionario basado en diferencias semánticas se obtiene una valiosa y muy interesante información sobre la percepción que la población encuestada tiene del paisaje sonoro estudiado (Capítulo 11).
- En cuanto a la evaluación física de un ambiente sonoro, se ha comprobado que la estructura temporal y espectral del nivel de presión

sonora tiene gran incidencia sobre la percepción que la población encuestada tiene de los paisajes sonoros estudiados, observando que las bajas y medias frecuencias (31.5-3150 Hz) son las bandas de 1/3 de octava con mayores valores de correlación con las diferentes escalas de diferencias semánticas de evaluación (Capítulo 11). En relación con esto último, este rango de bandas de tercio de octava ubicado en el espacio de las bajas y medias frecuencias son también las que presentan el mayor nivel de correlación con la molestia percibida por la población estudiada como consecuencia de la aparición de tráfico rodado y ferroviario (capítulo 10), así como el mayor nivel de correlación con el caudal de tráfico rodado en entornos urbanos (capítulo 8).

- Se demuestra que el rango de bajas-medias frecuencias juega un papel más importante del que podría ser extraído de la utilización del nivel continuo equivalente de presión sonora ponderado A (L_{Aeq}) (Capítulo 11).
- La metodología presentada en el capítulo 11, junto con los modelos presentados en el capítulo 8, podrían ayudar a los planificadores, así como a las autoridades competentes para llevar a cabo el diseño, planificación y gestión de paisajes sonoros urbanos adaptados a la población.

A partir de esta tesis doctoral se podrían derivar cinco líneas principales de investigación futura:

- Ampliar el análisis sobre la presencia de eventos sonoros anómalos en entornos urbanos. Este tipo de sucesos sonoros además de fuerte impacto que tienen sobre la población, marcan en gran medida las características acústicas de los entornos en los cuales aparecen. Por este motivo sería conveniente seguir investigando en cuanto la probabilidad de aparición de cada tipo de evento sonoro anómalo en cada uno de los diferentes escenarios urbanos, estableciendo como objetivo final la construcción de un modelo para su detección y, de esta manera poder acometer una adecuada gestión.
- Incrementar la base de casos bajo estudio, de manera que los modelos propuestos para la predicción de la estructura temporal y espectral de los paisajes sonoros urbanos, se entrenen en una mayor cantidad de escenarios

urbanos (obteniendo una base de datos lo más completa posible) y, puedan incrementar su grado de utilidad en cualquier tipo de espacio urbano. Además, se debería trabajar en la posibilidad de reducir el número de variables de entrada, de forma que los modelos puedan ser si cabe más fácilmente implementables.

- Ampliar el análisis sobre la relación entre la percepción que la población tiene de un paisaje sonoro y su composición temporal y espectral.
- Implementar los modelos propuestos en una herramienta SIG, de manera que podamos representar la distribución espacial de los resultados obtenidos. Esto permitirá obtener planos con el valor de cada uno de los diferentes descriptores propuestos, siendo esta información de gran valor para el planeador urbano, en cuanto a la toma de decisiones en la gestión de un espacio sonoro.
- Introducción de nuevas técnicas de soft-computing para la predicción y caracterización sonora.

CONCLUSIONS AND FUTURE RESEARCH LINES

This doctoral thesis is placed within a holistic vision, in which, both the positive and negative aspects of the soundscape have been considered. The author starts from the consideration of the sound as an existential necessity [Stockfelt, 1991]. Not all the sounds that appear in an urban environment must be considered like a noise. Those sounds that have a special wealth or interest, which suppose a patrimony, which are generated by natural sources(e.g. water fountains, birds, ...), etc., must be preserved and protected. For against, the annoying, unpleasant and monotonous sounds, must be eliminated or at less reduced. The road traffic can be considered as the principal source of this second group of sounds, in an urban environment. Road traffic acts as a noisy source that masks the rest of sounds present in the city, which originates an impoverishment of the urban soundscape.

This work is built according to three principal axes, aimed to get a tool that provide a decision support to the competent authorities in urban soundscapes management, by means of the development of a model to predict both level and temporal and spectral structure of the sound pressure. Firstly, a descriptive analysis of the temporal and spectral composition of urban soundscapes is established. In this framework the main acoustic properties which characterize the evaluated soundscapes are analyzed. Once this goal is achieved, two models for the prediction of the temporal and spectral structure of urban soundscapes are developed. In this case, from a series of carefully selected variables and by mean of the utilization of a “data mining” tool, artificial neural networks (ANN), two models to predict a series of descriptors, proposed to the characterization of the spectral and temporal structure of the sound pressure level, with a very high precision degree are built. Finally, the third axis on which this work is framed is the analysis and evaluation of the impact of the temporal and spectral composition of the sound pressure level, described by the series of before mentioned descriptors, on the sound perception.

Next, the conclusions extracted of this work are established.

- Variables related to road traffic, such as traffic flow dynamics, presence of vertical signposting to traffic regulation (e.g. traffic lights), type of road surface, traffic slope, etc., as well as variables related to the spatial urban

heterogeneity, that is, those concerning to geometry and urban physiognomy (street width, building height, street type "U", type "L" or "free field", etc.), affect strongly on the temporal and spectral composition of the different urban spaces (Chapter 2).

- Stabilization time is a measure of the time necessary in order that the sound pressure level be stabilized within a previously defined range. This would imply the minimum required to extract a representative sample from a given soundscape (Chapter 3).
- The temporal sound level variance (TSLV) measured the short-term temporal fluctuation of sound pressure level, being very sensitive to events that suddenly introduce substantial sound pressure (Chapter 3).
- Crest factor (CF) deals with the sound-level maxima occurring during the observation interval. This descriptor provides us, with great accuracy, the level of impulsiveness of the studied sound environment (Chapter 3).
- The utilization of the descriptors stabilization time, temporal sound level variance and crest factor may prove very useful for characterizing the temporal composition of urban soundscapes (Chapter 3).
- In an urban environment, different temporal periods, with statistically significant differences from the sound point of view, can be identified. Each of the different temporal periods has diverse sound characteristics, as for the level descriptors, L_{Aeq} and percentile levels, as well as in the temporal composition descriptors, stabilization time of the sound pressure level, temporal sound level variance, $L_{A10}-L_{A90}$ and crest factor (Chapter 4).
- In Chapter 4, for each of the observed temporal periods, a method to obtain the stabilization time of the sound pressure level from road traffic intensity is introduced.
- The appearance, in a certain urban location, of an anomalous sound event might suppose an element of strong disturbance and annoyance on the affected population due to the acoustic characteristics of this kind of sound events (Chapter 5).
- The anomalous sound events appear very frequently in the urban environments, generating with its presence a strong impact on both sound

with its presence a strong impact on both the sound pressure level and the temporal and spectral composition of the soundscape (Chapter 5).

- Anomalous sound events introduce to the sound ambient a large amount of sound energy (of practically instantaneous way), which has a great incidence on the temporal macrostructure of the soundscape (Chapter 5).
- Besides having a great impact on the temporal composition, the anomalous sound events also have a strong incidence on the spectral composition of the soundscape, since these events are characterized for containing a very high sound level, in different range of frequencies according to the type of anomalous sound events, as well as for causing the appearance of a large number of tonal components (Chapter 5).
- The establishment of a plan to manage the anomalous sound events (based on the identification and elimination these events), as one of the actions to incorporating to the action plans of the conflict zones detected in the cities, is of great interest for the urban authorities, since it has been verified that with the identification and elimination of this type of sound events very important reductions in the environmental noise level (L_{Aeq}), of the evaluated location, are achieved.
- Chapter 6 shows how a suitable selection of variables provided an optimal physical characterization of the environmental noise level in urban environments. In this chapter, by means of a deep review of the existing bibliography as well as from a series of experimental studies, those input variables, necessary for the development of a sound prediction model, are established.
- To predict the short-term (5-min as integration period) level and temporal and spectral composition of the sound pressure level in an urban environment, a back-propagation neural network is used, obtaining the STACO model (Chapter 8).
- STACO model gets a considerable precision predicting the different descriptors used for the characterization of both level and spectral and temporal composition. Specifically, for the test sets, the following results as for the mean prediction error (MPE) and R^2 -value are obtained:
 - $L_{Aeq} [\text{dB(A)}] = 0.87 \pm 0.90$ (MPE) and 0.94 (R^2).

- L_{eq} [dB] = 1.01 ± 0.89 (MPE) and 0.91 (R^2).
- $L_{eq} - L_{Aeq}$ = 1.03 ± 0.99 (MPE) and 0.81 (R^2).
- $TSLV$ [dB^2] = 0.92 ± 1.00 (MPE) and 0.97 (R^2).
- CF = 0.16 ± 0.16 (MPE) and 0.88 (R^2).
- 1/3-octave bands (20-20000 Hz) [Hz] = 1.82 ± 1.78 (MPE) and 0.86 (R^2).
- STACO model, based on the use of an artificial neural network (ANN), affords noteworthy precision in predicting the descriptors used, proving much more effective than the use of multiple linear regression (MLR), used under the same starting conditions that the ANN (Chapter 8).
- It is verified as the frequencies range located between 31.5 Hz and 2500 Hz, has the major correlation with the road traffic intensity (Chapter 8).
- In Chapter 8, we develop a back-propagation neural network to assess the impact of road traffic on urban soundscapes, by means of the prediction (60-min as integration period) of both level and temporal/spectral composition of sound pressure of specific urban sonic environments (ROTRIM model).
- ROTRIM model gets a considerable precision predicting the different descriptors used for the characterization of both level and spectral and temporal composition. Specifically, for the test sets, the following results as for the mean prediction error (MPE) and R^2 -value are obtained:
 - L_{Aeq} [$dB(A)$] = 1.08 ± 0.96 (MPE) and 0.94 (R^2).
 - L_{eq} [dB] = 0.97 ± 0.76 (MPE) and 0.93 (R^2).
 - $L_{eq} - L_{Aeq}$ = 1.18 ± 1.04 (MPE) and 0.72 (R^2).
 - $L_{31.5-2500Hz}$ [dB] = 1.27 ± 1.01 (MPE) and 0.94 (R^2).
 - $TSLV$ [dB^2] = 0.95 ± 0.81 (MPE) and 0.96 (R^2).
 - CF = 0.24 ± 0.19 (MPE) and 0.96 (R^2).
 - G [Hz] = 59.67 ± 45.11 (MPE) and 0.88 (R^2).
 - PSP [%] = 1.15 ± 0.99 (MPE) and 0.90 (R^2).
- As with the STACO model, the obtained results prove highly accurate and overall better than the results obtained with MLR (Chapter 8).
- In light of results obtained in Chapter 8, we consider that the presented prediction models prove very useful in achieving an integration of acoustical variables in the context of town planning, so as to ensure that

soundscapes are suited to the characteristics and needs of the exposed population.

- From an experimental research carried out to evaluate the impact of the temporal and spectral composition of the sound pressure level in an indoor environment (since it can be the interior of a housing) on the annoyance perceived by the population exposed to road traffic and railway noise, a few ranges of critical frequencies, that is, frequencies in which statistically significant values of correlation appear with regard to the perceived annoyance, are identified. These frequencies are the correspondents to the ranges 31.5-160 Hz, 315 Hz and 630-2500 Hz (Chapter 10).
- It is observed that the tonal components located in the frequency ranges 31.5-160 Hz, 315 Hz and 630-2500 Hz, present a high correlation with the perceived annoyance (Chapter 10).
- Based on these frequency bands, an indicator of perceived annoyance was created: the percentage of sound level in these critical bands (PSP) relative to all bands. PSP correlates strongly with the source specific L_{Aeq} at the façade (Chapter 10). By means of a principal component analysis (PCA), the set of descriptors used for the description of the temporal and spectral structure are grouped into two factors. The first factor contains all indicators, which correlate strongly with source specific facade L_{Aeq} . Consequently, these measure the contribution of intruding road/highway or railway traffic noise to the indoor sound environment. This factor alone explained 87% of the variance in perceived annoyance. It thus outperforms the traditionally used facade exposure in L_{Aeq} . The second factor includes two indicators measuring temporal variability and distinguishes environments with road/highway traffic noise from rail traffic noise. When adding the second factor in a linear regression model, 94% of variance can be explained (Chapter 10).
- In light of the results obtained in Chapter 10, it can be established that, these indoor-noise indicators, which led to the high predicted variability in observed noise annoyance in this field experiment, may be a source of inspiration for developing new and better indicators also for outdoor sound ambient assessment.

- In view of the results obtained in Chapter 11, we can conclude that for the suitable evaluation of the quality of a sound ambient is necessary approach a perceptual and physical analysis of the soundscape.
- As for the perceptual assessment of a sound ambient, we have observed that with the use of a questionnaire based on semantic differential we obtain suitable and very interesting information about the perception that the polled population has of the studied soundscape (Chapter 11).
- With regard to the physical assessment of a sound environment, we have also checked that the temporal and spectral structure of the sound pressure level has great incidence in the perception of the soundscapes, observing that the low and middle frequencies (31.5-3150 Hz) are the 1/3-octave bands with higher correlation values with the assessment semantic differential scales (Chapter 11). Related to the latter aspect, this range of 1/3-octave bands located in the space of the low and middle frequencies are also those which have the greatest correlation values with the annoyance perceived by the studied population as consequence of the appearance of road and railway traffic (chapter 10), as well as the major correlation level with the road traffic intensity in urban environments (chapter 8).
- It is demonstrated that the range of low-middle frequencies play a more important role than might be estimated on the basis of the conventionally used outdoor A-weighted sound level (Chapter 11).
- The methodology presented in Chapter 11, together with the models presented in the chapter 8, might help the planners, as well as the competent authorities to carry out the design, planning and management of urban soundscapes adapted to the population.

From this doctoral thesis five principal future research lines might be derived:

- To extend the analysis on the presence of anomalous sound events in urban environments. This type of sound events besides the strong impact that have on the population, stress to a great extent the acoustic characteristics of the environments in which they appear. For this motive it would be advisable to continue investigating the probability of appearance of every type of anomalous sound event in each of the different urban scenarios, establishing

as final aim the development of a model for its detection and, so undertake a suitable management.

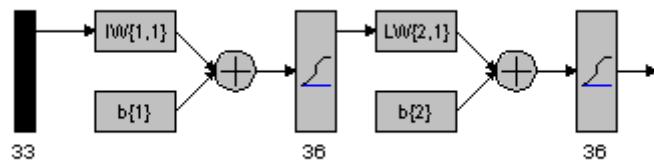
- To increase the base of cases under study, so that the models proposed for the prediction of the temporal and spectral structure of the urban soundscapes can be trained with a greater amount of urban scenes (obtaining an as complete as possible database) and, can increase its usefulness degree of in any kind of urban scenario. In addition, we should work in the possibility of reducing the number of input variables, so that the models could be easier implementables.
- To extend the analysis on the relationship between the perception that the population has of a soundscape and its temporal and spectral composition.
- To implement the proposed models in a GIS tool, so that we could represent the spatial distribution of the obtained results. This will allow obtaining mapping with the value of each one of the different proposed descriptors, being this information of great value for the urban planner, as for decision making in the management of a sound space.
- Introduction of new soft-computing tools for the sound prediction and characterization.

ANEXOS

ANEXO I

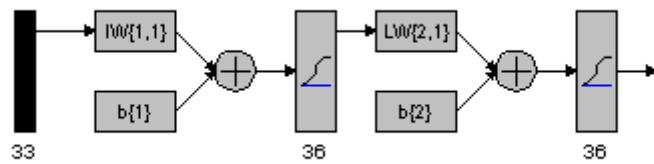
PRUEBAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL MODELO DE PREDICCIÓN DE LA ESTRUCTURA TEMPORAL-ESPECTRAL DEL NIVEL DE PRESIÓN SONORA A CORTO PLAZO

-RED NEURONAL 1



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINGD
 - Adaptation learning function: LEARNGD
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
 - Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
 - Epochs: 100000
 - lr: 0.01

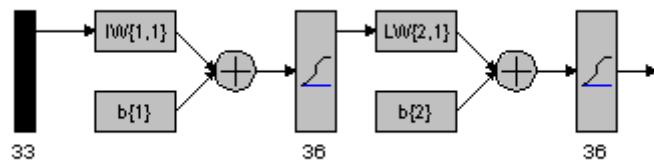
-RED NEURONAL 2



➤ Características de la Red Neuronal:

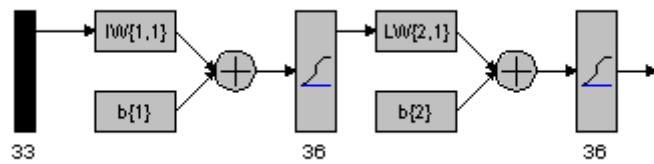
- Training function: TRAINGD
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 100000
- lr: 0.05

-RED NEURONAL 3



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINGDM
 - Adaptation learning function: LEARNGD
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Layer 2:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Epochs: 100000
 - lr: 0.05
 - mc: 0.9

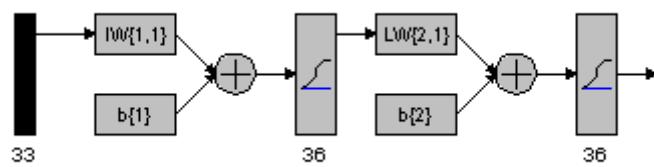
-RED NEURONAL 4



➤ Características de la Red Neuronal:

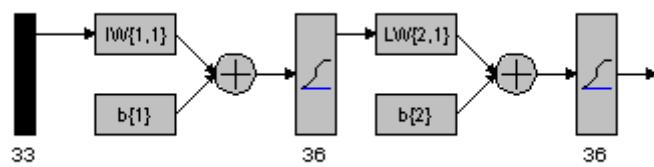
- Training function: TRAINGDM
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 100000
- lr: 0.5
- mc: 0.9

-RED NEURONAL 5



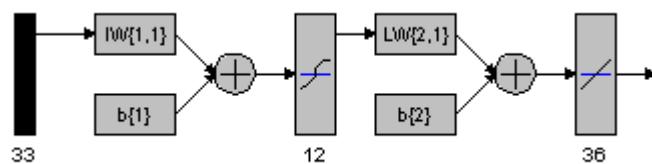
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINGDA
 - Adaptation learning function: LEARNGD
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Layer 2:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Epochs: 100000
 - lr: 0.05
 - lr_inc: 1.05
 - lr_dec: 0.7

-RED NEURONAL 6



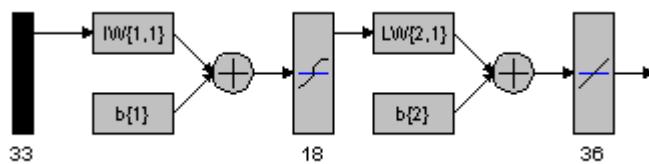
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINGDA
 - Adaptation learning function: LEARNNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Layer 2:
 - 36 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Epochs: 100000
 - lr: 0.05
 - lr_inc: 1.05
 - lr_dec: 0.7

-RED NEURONAL 7



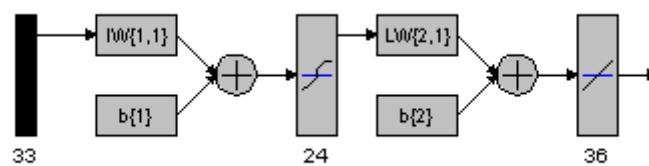
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINLM
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 12 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 36 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 18
 - mu: 0.001

RED NEURONAL 8



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINLM
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - o 18 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 20
 - mu: 0.0025

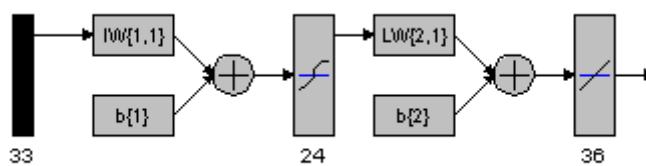
RED NEURONAL 9



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 24 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 75
- mu: 0.005

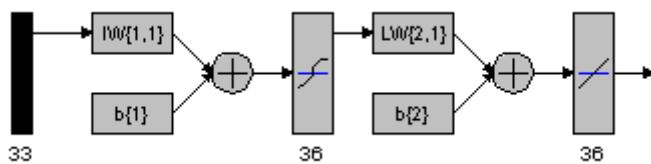
RED NEURONAL 10



➤ Características de la Red Neuronal:

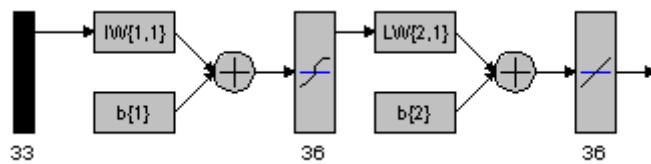
- Training function: TRAINLM
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 24 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 22
- mu: 0.0025

RED NEURONAL 11 (Estructura seleccionada para el desarrollo del Modelo STACO)



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINBR
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 36 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 36 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 71
 - mu: 0.005

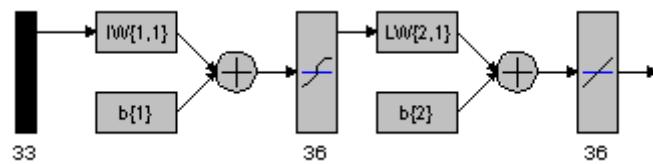
RED NEURONAL 12



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINLM
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 10
- mu: 0.005

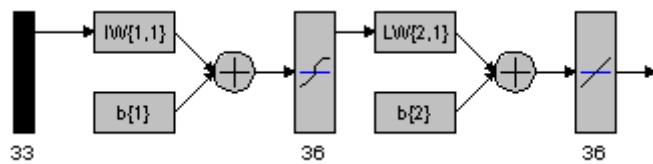
RED NEURONAL 13



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 39
- mu: 0.005

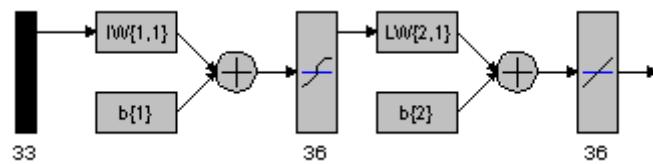
RED NEURONAL 14



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Epochs: 56
- mu: 0.005

RED NEURONAL 15



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 36 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Epochs: 38
- mu: 0.005

RESULTADOS

Tabla I.1.-Resultados de las distintas configuraciones de red neuronal implementadas para la construcción del modelo STACO (conjunto de entrenamiento).

Descriptores Acústicos		RN1	RN2	RN3	RN4	RN5	RN6	RN7	RN8	RN9	RN10	RN11	RN12	RN13	RN14	RN15
L_{Aeq} [dBA]	MPE	16.45±	15.26±	66.98±	22.03±	1.92±	2.51±	1.01±	0.90±	0.79±	0.83±	0.69±	0.83±	1.30±	0.98±	1.33±
	R^2	0	0	0.02	0.23	0.68	0.45	0.91	0.94	0.94	0.96	0.94	0.88	0.92	0.87	
L_{eq} [dB]	MPE	51.54±	18.33±	17.45±	15.39±	1.69±	2.58±	1.25±	1.06±	1.00±	1.04±	0.90±	1.02±	1.24±	1.07±	1.21±
	R^2	0.05	0	0.21	0	0.70	0.40	0.84	0.88	0.89	0.92	0.90	0.85	0.88	0.85	
$L_{eq-L_{Aeq}}$	MPE	6.36±	6.10±	6.38±	3.25±	1.51±	1.86±	1.18±	0.99±	0.99±	0.79±	0.93±	1.24±	1.07±	1.25±	
	R^2	0	0	0	0.07	0.50	0.25	0.69	0.76	0.77	0.85	0.79	0.69	0.77	0.70	
TSLV [dB ²]	MPE	48.52±	37.39±	6.33±	7.28±	1.72±	5.06±	1.08±	1.00±	1.02±	1.00±	0.93±	0.97±	2.21±	1.34±	2.17±
	R^2	0.21	0.32	0.03	0	0.93	0.54	0.96	0.96	0.96	0.97	0.97	0.88	0.95	0.89	
CF	MPE	1.51±	0.63±	3.54±	0.66±	0.16±	0.44±	0.18±	0.21±	0.17±	0.18±	0.14±	0.17±	0.17±	0.16±	0.19±
	R^2	0.24	0.23	0	0.01	0.78	0.02	0.84	0.75	0.85	0.79	0.87	0.81	0.77	0.78	0.77
$L_{20-20000,Hz}$ [dB]	MPE	30.44±	22.33±	19.44±	11.90±	2.92±	3.68±	2.14±	1.84±	1.71±	1.79±	1.52±	1.75±	2.23±	1.91±	2.26±
	R^2	0.03	0.03	0.02	0.04	0.61	0.43	0.80	0.84	0.86	0.85	0.90	0.86	0.80	0.85	0.81

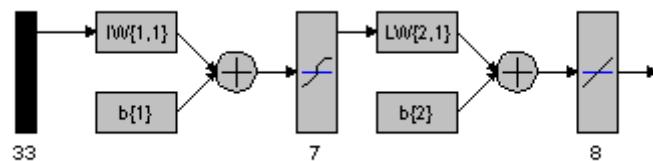
Tabla I.2.-Resultados de las distintas configuraciones de red neuronal implementadas para la construcción del modelo STACO (conjunto de validación).

Descriptores Acústicos		RN1	RN2	RN3	RN4	RN5	RN6	RN7	RN8	RN9	RN10	RN11	RN12	RN13	RN14	RN15
L_{Aeq} [dB(A)]	MPE	15.35±	14.54±	67.30±	22.90±	2.03±	2.49±	1.17±	0.96±	0.92±	0.99±	0.84±	0.92±	1.52±	1.60±	1.58±
	R^2	0	0	0.02	0.21	0.68	0.57	0.89	0.92	0.90	0.92	0.94	0.93	0.75	0.76	0.79
L_{eq} [dB]	MPE	54.38±	17.57±	17.31±	15.81±	1.81±	2.51±	1.39±	1.15±	1.10±	1.17±	1.06±	1.08±	1.43±	1.49±	1.49±
	R^2	0.05	0	0.21	0.05	0.69	0.48	0.84	0.88	0.88	0.88	0.89	0.89	0.82	0.81	0.81
$L_{eq} \cdot L_{Aeq}$	MPE	6.05±	5.69±	6.65±	3.46±	2.00±	2.17±	1.38±	1.20±	1.19±	1.17±	1.04±	1.09±	1.80±	1.84±	1.86±
	R^2	0	0	0.02	0	0.25	0.09	0.64	0.72	0.66	0.71	0.80	0.76	0.31	0.26	0.31
TSLV [dB^2]	MPE	49.48±	38.07±	5.48±	6.91±	1.69±	4.72±	1.25±	1.31±	1.25±	1.25±	1.18±	1.19±	1.42±	1.80±	1.87±
	R^2	0.13	0.26	0.04	0	0.91	0.50	0.96	0.95	0.95	0.95	0.97	0.96	0.93	0.88	0.87
CF	MPE	1.62±	0.69±	3.25±	0.76±	0.22±	0.44±	0.19±	0.20±	0.18±	0.21±	0.16±	0.19±	0.20±	0.21±	0.20±
	R^2	0.21	0.18	0	0	0.77	0.03	0.84	0.83	0.86	0.78	0.88	0.82	0.78	0.71	0.71
$L_{20-20000,Hz}$ [dB]	MPE	30.70±	22.32±	19.19±	11.75±	3.13±	3.60±	2.31±	2.07±	1.88±	2.00±	1.75±	1.93±	2.61±	2.69±	2.67±
	R^2	0.04	0.04	0.03	0.07	0.56	0.48	0.75	0.79	0.81	0.80	0.87	0.82	0.66	0.66	0.67

ANEXO II

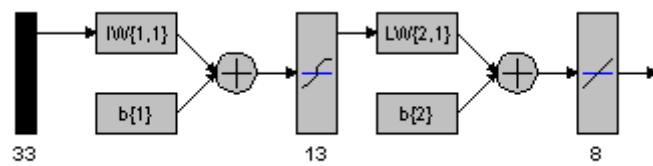
PRUEBAS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL MODELO DE EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL TRÁFICO RODADO SOBRE LOS PAISAJES SONOROS URBANOS

-RED NEURONAL 1



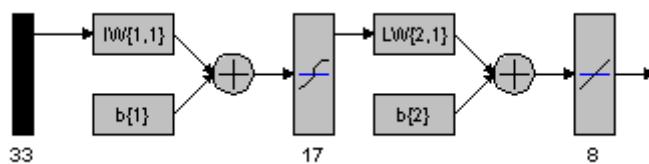
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINLM
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 7 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 8 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 14
 - mu: 0.001

-RED NEURONAL 2



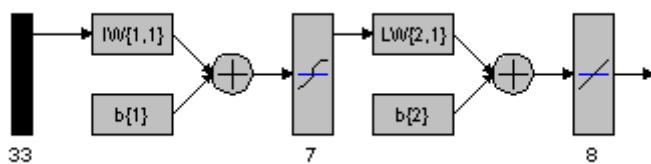
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINLM
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 13 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 8 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 14
 - mu: 0.001

-RED NEURONAL 3



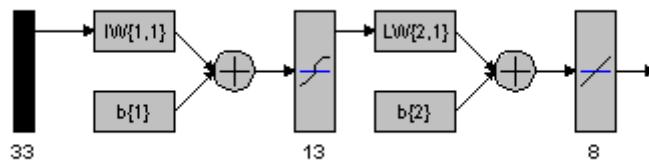
- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINLM
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 17 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 8 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 9
 - mu: 0.001

-RED NEURONAL 4



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINBR
 - Adaptation learning function: LEARNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 7 neurons
 - Transfer function: TANSIG
 - Layer 2:
 - 8 neurons
 - Transfer function: PURELIN
 - Epochs: 22
 - mu: 0.001

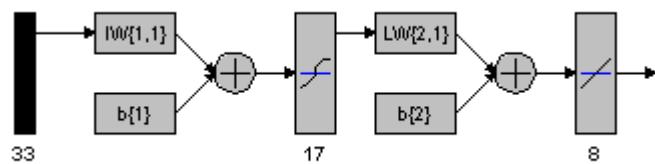
-RED NEURONAL 5



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 13 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 19
- mu: 0.001

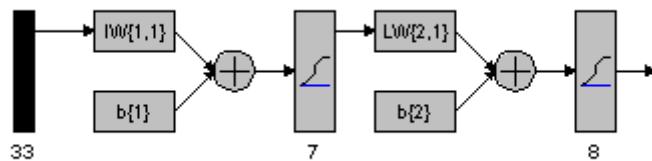
-RED NEURONAL 6



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 17 neurons
 - o Transfer function: TANSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: PURELIN
- Epochs: 18
- mu: 0.001

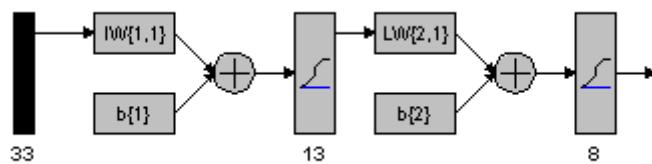
-RED NEURONAL 7



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 7 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 21
- mu: 0.001

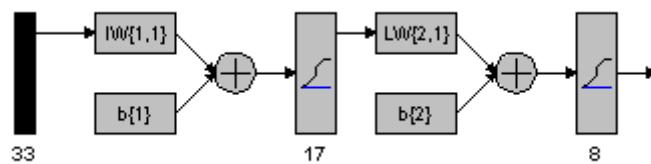
RED NEURONAL 8



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 13 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 19
- mu: 0.001

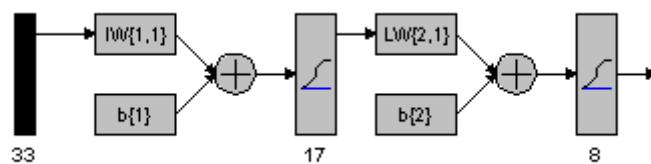
RED NEURONAL 9



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 17 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 20
- mu: 0.001

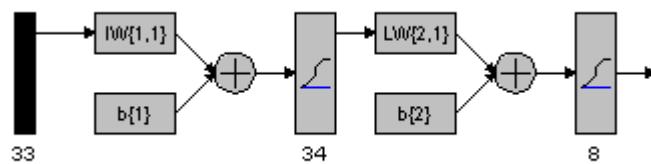
RED NEURONAL 10 (Estructura seleccionada para el desarrollo del Modelo ROTRIM)



➤ Características de la Red Neuronal:

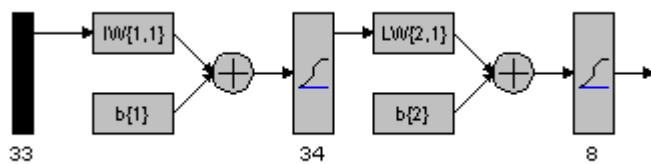
- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 17 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 20
- mu: 0.005

RED NEURONAL 11



- Características de la Red Neuronal:
 - Training function: TRAINBR
 - Adaptation learning function: LEARNNGDM
 - Performance function: MSE
 - Number of layers: 2
 - Layer 1:
 - 34 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Layer 2:
 - 8 neurons
 - Transfer function: LOGSIG
 - Epochs: 25
 - mu: 0.001

RED NEURONAL 12



➤ Características de la Red Neuronal:

- Training function: TRAINBR
- Adaptation learning function: LEARNNGDM
- Performance function: MSE
- Number of layers: 2
- Layer 1:
 - o 34 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Layer 2:
 - o 8 neurons
 - o Transfer function: LOGSIG
- Epochs: 22
- mu: 0.005

RESULTADOS

Tabla II.1.-Resultados de las distintas configuraciones de red neuronal implementadas para la construcción del modelo ROTRIM (conjunto de entrenamiento).

Descriptores Acústicos		RN1	RN2	RN3	RN4	RN5	RN6	RN7	RN8	RN9	RN10	RN11	RN12
L_{Aeq} [dB(A)]	MPE	0.83±	0.56±	0.37±	1.14±	1.04±	0.77±	0.94±	0.71±	0.54±	0.46±	0.75±	0.41±
	R^2	0.77	0.61	0.25	0.92	0.84	0.65	0.85	0.65	0.52	0.38	0.67	0.43
L_{eq} [dB]	MPE	0.95	0.97	0.99	0.93	0.94	0.96	0.94	0.97	0.98	0.98	0.96	0.98
	R^2	0.81±	0.46±	0.24±	1.04±	0.85±	0.65±	0.94±	0.67±	0.51±	0.53±	0.75±	0.48±
$L_{eq}-L_{Aeq}$	MPE	0.71	0.35	0.19	0.77	0.56	0.41	0.60	0.50	0.40	0.40	0.50	0.36
	R^2	0.92	0.97	0.99	0.89	0.93	0.96	0.92	0.95	0.97	0.97	0.94	0.97
$L_{31,5-150\text{ Hz}}$ [dB]	MPE	0.99±	0.45±	0.22±	1.23±	0.89±	0.76±	0.96±	0.79±	0.65±	0.60±	0.79±	0.50±
	R^2	0.99	0.37	0.19	1.08	0.92	0.87	0.85	0.84	0.77	0.50	0.82	0.72
$TSLV$ [dB^2]	MPE	0.77	0.96	0.99	0.69	0.81	0.85	0.81	0.85	0.88	0.93	0.86	0.91
	R^2	0.80±	0.40±	0.22±	1.21±	1.05±	0.83±	1.07±	0.81±	0.55±	0.53±	0.86±	0.42±
CF	MPE	0.68	0.34	0.21	0.94	0.73	0.59	0.80	0.63	0.43	0.49	0.62	0.37
	R^2	0.96	0.99	0.99	0.93	0.95	0.97	0.95	0.97	0.98	0.98	0.96	0.99
G [Hz]	MPE	0.65±	0.33±	0.18±	0.88±	0.89±	0.79±	0.88±	0.67±	0.47±	0.50±	0.71±	0.48±
	R^2	0.56	0.29	0.17	0.67	0.65	0.62	0.69	0.56	0.39	0.42	0.64	0.40
PSP [%]	MPE	0.97	0.99	0.99	0.96	0.96	0.96	0.96	0.97	0.98	0.98	0.97	0.98
	R^2	0.31±	0.14±	0.07±	0.18±	0.13±	0.14±	0.18±	0.17±	0.12±	0.15±	0.16±	0.12±
R^2	MPE	0.24	0.12	0.05	0.16	0.12	0.11	0.15	0.15	0.11	0.13	0.14	0.11
	R^2	0.90	0.98	0.99	0.96	0.98	0.98	0.96	0.96	0.98	0.97	0.97	0.98
R^2	MPE	53.30±	24.56±	12.91±	50.89±	44.72±	41.87±	55.67±	44.54±	39.01±	34.87±	41.74±	30.01±
	R^2	47.52	17.94	12.36	37.21	29.97	28.02	41.95	30.57	24.55	25.76	28.78	22.79

Tabla II.2.-Resultados de las distintas configuraciones de red neuronal implementadas para la construcción del modelo ROTRIM (conjunto de validación).

Descriptores Acústicos		RN1	RN2	RN3	RN4	RN5	RN6	RN7	RN8	RN9	RN10	RN11	RN12
L_{Aeq} [dB(A)]	MPE	1.29± 1.31	3.11± 3.59	1.94± 1.86	1.39± 0.86	1.25± 0.93	1.06± 0.94	1.26± 0.93	1.16± 0.94	1.00± 0.94	1.06± 0.94	1.16± 0.83	0.78± 0.89
	R^2	0.90 0.51	0.51 0.86	0.93 0.93	0.94 0.94	0.93 0.94	0.93 0.94	0.94 0.94	0.94 0.94	0.94 0.95	0.95 0.95	0.95 0.95	0.95 0.95
L_{eq} [dB]	MPE	1.06± 1.16	2.48± 2.39	2.33± 1.70	0.91± 0.79	1.02± 0.73	1.09± 0.79	1.09± 0.84	0.88± 0.68	0.81± 0.68	0.77± 0.79	0.98± 0.75	0.98± 0.75
	R^2	0.86 0.44	0.44 0.77	0.94 0.91	0.91 0.91	0.90 0.90	0.90 0.90	0.94 0.94	0.95 0.95	0.93 0.93	0.92 0.92	0.90 0.90	0.90 0.90
$L_{eq} - L_{Aeq}$	MPE	1.95± 1.56	2.42± 2.36	2.78± 3.46	1.69± 1.59	1.73± 1.39	1.67± 1.44	1.73± 1.37	1.66± 1.33	1.50± 1.64	0.92± 0.86	1.77± 1.39	1.56± 1.39
	R^2	0.30 0.30	0.30 0.30	0.06 0.06	0.36 0.44	0.43 0.43	0.41 0.41	0.47 0.47	0.43 0.47	0.43 0.47	0.83 0.83	0.42 0.42	0.47 0.47
$L_{31.5-3150\text{Hz}}$ [dB]	MPE	1.23± 1.20	2.88± 3.51	2.62± 2.27	1.45± 1.04	1.23± 0.90	1.15± 0.98	1.22± 0.95	1.11± 0.80	0.96± 0.95	1.21± 1.04	1.13± 0.82	0.97± 0.90
	R^2	0.92 0.55	0.55 0.86	0.92 0.92	0.94 0.94	0.94 0.94	0.94 0.94	0.95 0.95	0.95 0.95	0.94 0.94	0.95 0.95	0.95 0.95	0.95 0.95
TSLV [dB^2]	MPE	1.83± 3.16	2.65± 3.94	2.20± 1.99	1.16± 0.78	1.29± 0.99	1.25± 0.97	0.92± 0.77	0.99± 0.67	0.83± 0.72	0.83± 0.54	0.80± 0.65	0.67± 0.63
	R^2	0.71 0.67	0.67 0.77	0.93 0.91	0.91 0.92	0.92 0.96	0.97 0.97	0.96 0.97	0.96 0.97	0.96 0.97	0.97 0.97	0.98 0.98	0.98 0.98
CF	MPE	0.28± 0.13	0.37± 0.36	0.78± 0.98	0.19± 0.19	0.20± 0.15	0.19± 0.19	0.21± 0.17	0.24± 0.17	0.18± 0.16	0.17± 0.17	0.20± 0.18	0.20± 0.18
	R^2	0.97 0.91	0.91 0.59	0.97 0.97	0.97 0.98	0.98 0.98	0.98 0.98	0.97 0.98	0.97 0.98	0.97 0.97	0.98 0.98	0.97 0.97	0.98 0.98
G [Hz]	MPE	116.8± 85.12	121.9± 135.5	153.0± 179.1	82.45± 82.56	77.39± 68.39	72.43± 60.87	82.42± 53.94	81.42± 79.75	65.31± 50.78	43.70± 38.29	73.23± 61.99	68.09± 68.38
	R^2	0.31 0.29±	0.31 1.98±	0.14 1.58±	0.51 1.61±	0.60 1.26±	0.63 1.25±	0.61 1.49±	0.52 1.40±	0.71 1.15±	0.93 0.97±	0.64 1.31±	0.64 1.07±
PSP [%]	MPE	1.09 0.84	2.15 0.68	1.76 0.80	1.37 0.78	0.97 0.86	1.15 0.87	0.93 0.81	1.23 1.14	1.14 1.14	0.73 0.94	1.19 0.85	1.03 0.88
	R^2	0.84 0.68	0.80 0.80	0.78 0.78	0.86 0.87	0.81 0.81	0.83 0.83	0.87 0.87	0.87 0.87	0.87 0.87	0.94 0.94	0.85 0.88	0.88 0.88

ANEXO III

CUESTIONARIO BASADO EN DIFERENCIAS SEMÁNTICAS PARA LA EVALUACIÓN PERCEPTUAL DE PAISAJES SONOROS

CUESTIONARIO PARA LA VALORACIÓN DE LA CALIDAD SONORA DE LOS PAISAJES SONOROS URBANOS

Buenos días/tardes, estamos realizando un estudio para la Universidad de Granada con motivo de evaluar el grado de calidad sonora de los paisajes sonoros urbanos en Granada. La duración de este cuestionario es aproximadamente de 10 minutos. ¿Le importaría colaborar con este estudio y respondernos a algunas preguntas? Gracias.

CONTROL

Localización: _____

Nº De Cuestionario: _____

DATOS DEL ENCUESTADO

Edad: _____

Sexo: _____

-¿Cuál es su grado de preocupación por los problemas ambientales?

A horizontal scale consisting of a thin vertical line on the left and a thin vertical line on the right, with a thick horizontal line connecting them. This represents a Likert scale for measuring concern levels.

Ninguna Preocupación

Mucha Preocupación

-En su opinión, ¿cuál es la influencia del ruido en el nivel de bienestar?

A horizontal scale consisting of a thin vertical line on the left and a thin vertical line on the right, with a thick horizontal line connecting them. This represents a Likert scale for measuring influence levels.

Ninguna Influencia

Mucha Influencia

-En su opinión, ¿cuál es el impacto del ruido sobre el estado de salud?

A horizontal scale consisting of a thin vertical line on the left and a thin vertical line on the right, with a thick horizontal line connecting them. This represents a Likert scale for measuring health impact levels.

Ningún Impacto

Mucho Impacto

FACTORES PERSONALES

A continuación, de la serie de afirmaciones presentadas, indique su grado de acuerdo/desacuerdo:

-Cuando hay más tranquilidad estoy más relajado.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-El ruido me hace agresivo.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-Si quiero dormir no me molesta ningún ruido.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-Me puedo concentrar aunque haya ruido alrededor.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-Si estoy metido en una conversación, no me doy cuenta si hay ruido a mi alrededor.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-Cuando voy caminando por una calle ruidosa, al cabo de un rato no me doy cuenta del ruido.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end, representing a range from 'En Desacuerdo' on the left to 'De Acuerdo' on the right.

En Desacuerdo

De Acuerdo

-Si hay mucho ruido me gusta hacer algo para mejorar la situación ruidosa.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'En Desacuerdo' and the right end is labeled 'De Acuerdo'.

-Considero que el ruido es necesario porque es una muestra de progreso y modernización.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'En Desacuerdo' and the right end is labeled 'De Acuerdo'.

CARACTERISTICAS DEL PAISAJE SONORO

A continuación, se presentan una serie de factores para caracterizar los paisajes sonoros, los cuales se muestran en escalas con atributos enfrentados. Sería tan amable de establecer dentro de cada una de las escalas presentadas cual es, en su opinión, la característica más cercana al ambiente sonoro al que se encuentra expuesto en este momento.

Para cada uno de los siguientes factores, marque dentro de la escala como considera usted el ambiente sonoro al que está expuesto en este momento.

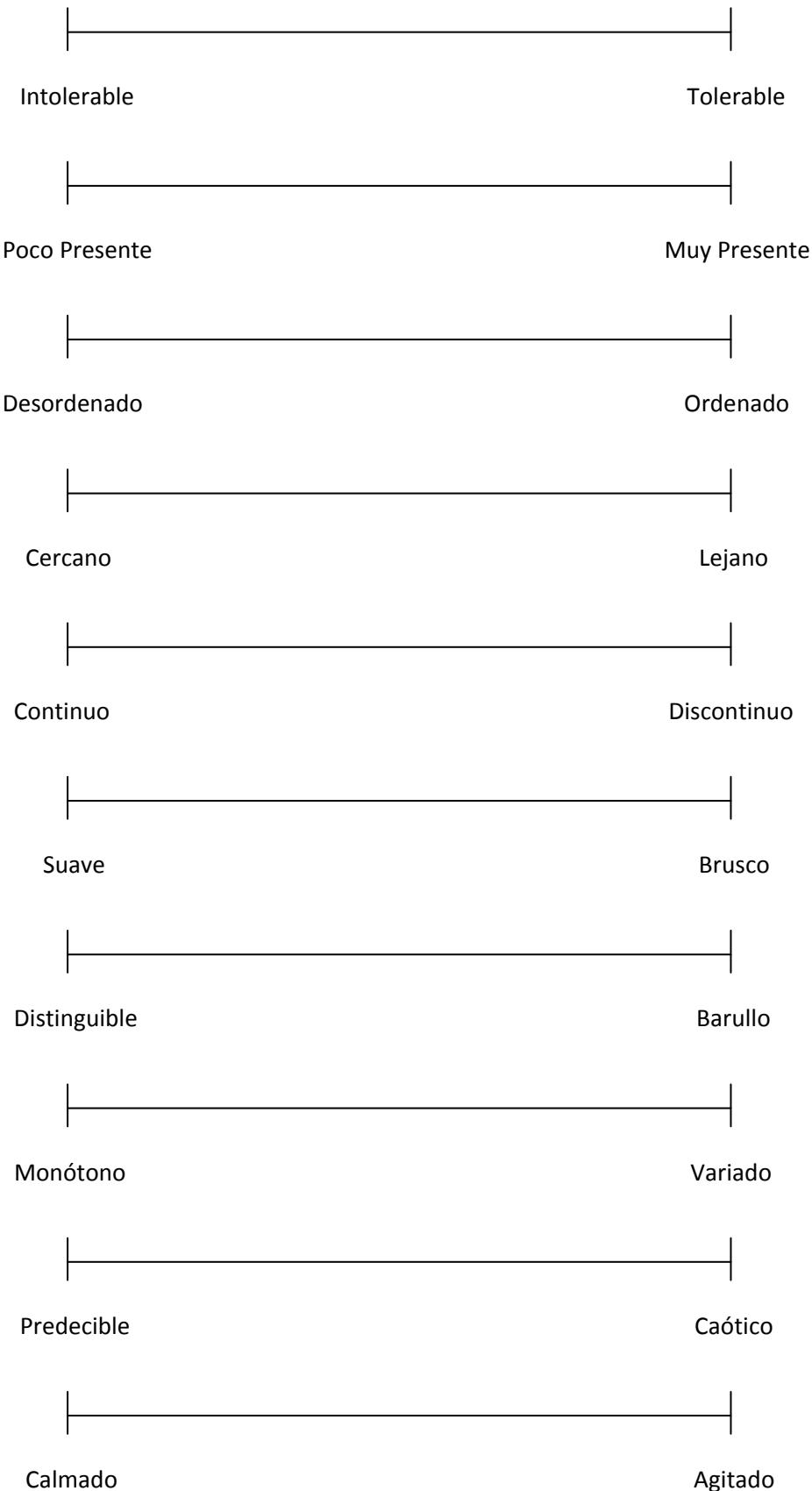
A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'Silencioso' and the right end is labeled 'Ruidoso'.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'Agradable' and the right end is labeled 'Desagradable'.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'Nada Molesto' and the right end is labeled 'Muy Molesto'.

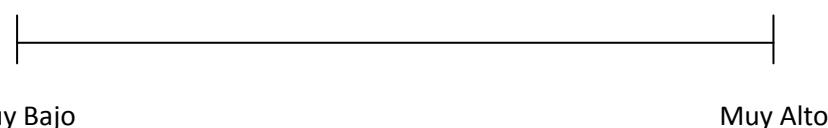
A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'Relajante' and the right end is labeled 'Irritante'.

A horizontal scale consisting of a thin horizontal line with two vertical tick marks at each end. The left end is labeled 'Tranquilo' and the right end is labeled 'Perturbador'.



Con objeto de establecer su opinión sobre el ambiente sonoro que le rodea, ¿le importaría indicar que le sugiere el paisaje sonoro de su alrededor?

Por último, le importaría indicar cuál es en su opinión el nivel de calidad sonora del ambiente al que está expuesto.



GRACIAS POR SU COLABORACIÓN

BIBLIOGRAFÍA

- ABO-QUDAIS, S., & ABO-QDAIS, H. 2005. Perceptions and attitudes of individuals exposed to traffic noise in working places. *Building and Environment* **40**, 778-787.
- ABO-QUDAIS, S., & HALIARY, A. 2007. Statistical models for traffic noise at signalized intersections. *Building and Environment* **42**, 2939-2948.
- ACKLEY, D.H., HINTON, G.H., & SEJNOWSKI, T.J. 1985. A learning algorithm for Boltzmann machines. *Cognitive Science* **9**, 147-169.
- ADELOYE, A. 2009. The relative utility of regression and artificial neural network models for rapidly predicting the capacity of water supply reservoirs. *Environmental Modelling & Software* **24**, 1233-1240.
- AGUIRRE-BASURKO, E., IBARRA-BERASTEGI, G., & MADARIAGA, I. 2006. Regression and multilayer perception-based models to forecast hourly O₃ and NO₂ levels in the Bilbao area. *Environmental Modelling & Software* **21**, 430-446.
- AKAY, M.F., INAN, C., BRADWHAW, D.I., & GEORGE, J.D. 2009. Support vector regression and multilayer feed forward neural networks for non-exercise prediction of VO₂max. *Expert Systems with Applications* **36**, 10112-10119.
- AL-ALAWI, S.M., ABDUL-WAHAB, S.A., & SAKHEIT, C.S. 2008. Combining principal component regression and artificial neural networks for more accurate predictions of ground-level ozone. *Environmental Modelling & Software* **23**, 396-403.
- ALBEROLA, J., FLINDELL, I.H., & BULLMORE, A.J. 2005. Variability in road traffic noise levels. *Applied Acoustics* **66**, 1180-1195.
- ALGERS, S., BERNAUER, E., BOERO, M., BREHERET, L., DI TARANTO, C., DOUGHERTY, M., FOX, K., & GABARD, J.F. 1998. Review of micro-simulation models. SMARTEST Project Deliverable D3, ITS, University of Leeds, UK.
- ALLENDE, H., MARAGA, C., & SALAS, R. 2002. Artificial neural networks in time series forecasting: A comparative analysis. *Kybernetika* **38**, 685-707.
- ALMASRI, M.N., & KALUARACHCHI, J.J. 2005. Modular neural networks to predict the nitrate distribution in ground water using the on ground nitrogen loading and recharge data. *Environmental Modelling & Software* **20**, 851-871.

- ATTENBOROUGH, K., & HOWWORTH, C. 1990. Models for the acoustic characterization of porous road surfaces. *In Proceedings of INTROC 90*, Gothenburg, Sweden.
- AVSAR, Y., SARAL, A., GÖNÜLLÜ, M.T., ARSLANKAYA, E., & KURT, U. 2004. Neural network modeling of outdoor noise levels in a pilot area. *Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences* **28**, 149-155.
- AXELSSON, O., BERGLUND, B., & NILSSON, M.E. 2005. Soundscape assessment. *Journal of the Acoustical Society of America* **117**, 2591-2592.
- AZZURRO, A., ERCOLI, L., & NAMUR, F. 2000. Una revisión de modelos predictivos de ruido urbano. *In Proceedings of the TecniAcústica 2000*, Madrid, Spain.
- BAIRD, J.C., HARDER, K., & PREIS, A. 1997. Annoyance and community noise: Psychophysical model of dose-response relationships. *Journal of Environmental Psychology* **17**, 333-343.
- BALLESTEROS, M.J., FERNÁNDEZ, M.D., QUINTANA, S., BALLESTEROS, J.A., GONZÁLEZ, I. 2010. Noise emission evolution on construction sites. Measurement for controlling and assessing its impact on the people and on the environment. *Building and Environment* **45**, 711-717.
- BECK, M.B. 2005. Vulnerability of water quality in intensively developing urban watersheds. *Environmental Modelling & Software* **20**, 381-400.
- BEG, A., CHANDANA-PRASAD, P.W., & BEG, A. 2008. Applicability of feed-forward and recurrent neural networks to Boolean function complexity modeling. *Expert Systems with Applications* **34**, 2436-2443.
- BELOJEVIC, G., JAKOVLJEVIC, B., STOJANOV, V., PAUNOVIC, K., & ILIC, J. 2008. Urban road-traffic noise and blood pressure and heart rate in preschool children. *Environmental Modelling & Software* **34**, 226-231.
- BÉRENGIER, M. 2002. Acoustical impact of traffic flowing equipments in urban area. *In Proceedings of Forum Acusticum*, Sevilla, Spain.
- BERG, T. 2002. Classification of environmental noise by means of neural networks. *In Proceedings of Forum Acusticum*, Seville, Spain.

- BERGLUND, B. 1991. Quality assurance in environmental psychophysics. In: *Ratio Scaling of Psychological Magnitudes – In Honor of the Memory of S.S. Stevens, S.J. Bolanowski, G.A. Gescheider (eds.)*. Erlbaum, Hillsdale, N.J.
- BERGLUND, B., & LINDVALL, T. 1995. Community noise. *Archives of the Center for Sensory Research* **2**, 1-195.
- BERGLUND, B., HASSMÉN, P., & JOB, R.F.S. 1996. Sources and effects of low-frequency noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **99**, 2985-3002.
- BERGLUND, B., LINDVALL, T., & SCHWELA, D.H. 1999. Guidelines for community noise. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- BERGLUND, B., & NILSSON, M. 2001. An attempt to capture the perceived soundscape. In *Proceedings of the International Symposium on Noise Pollution and Health (NOPHER)*, Cambridge, UK.
- BERGLUND, B. HASSMÉN, P., & PREIS, A. 2002. Annoyance and spectral contrast are cues for similarity and preference of sounds. *Journal of Sound and Vibration* **250**, 53-64.
- BERGLUND, B., & NILSSON, M.E. 2006. On a tool for measuring soundscape quality in urban residential areas. *Acta Acustica United with Acustica* **92**, 938-944.
- BETKOWSA, A., SHINODA, K., & FURUI, S. 2005. Model optimization for noise discrimination in home environment. In: *Proceedings of Symposium on Large-Scale Knowledge Resources (LKR2005)*, pp. 167-170, Tokyo, Japan.
- BIASI, L., CASTELLANO, L., COLOMBO, A., LATTANZI, S., & ZAMBRINI, M. 1995. ELITRA: A code for the prediction of noise pollution due to urban traffic. In *Proceedings of the 18th International Congress for Noise Abatement*, Italy.
- BJÖRK, E.A. 1994. Community noise in different seasons in Kuopio, Finland. *Applied Acoustics* **42**, 137-150.
- BJÖRK, E.A. 2002. Effects of inter-stimulus interval and duration of sound elements on annoyance. *Acta Acustica United with Acustica* **88**, 104-109.
- BJÖRKMÅN, M. 1991. Community noise annoyance: Importance of noise levels and the number of noise events. *Journal of sound and Vibration* **151**, 497-503.

- BJÖRKMAN, M., & RYLANDER, R. 1997. Maximum noise levels in city traffic. *Journal of Sound and Vibration* **225**, 513-516.
- BLITZ, J. 1974. Traffic noise measurements on urban main roads with gradients. *Journal of Sound and Vibration* **37**, 311-319.
- BONAIUTO, M., FORMARA, F., & BONNES, M. 2003. Indexes of perceived residential environment quality and neighborhood attachment in urban environments: a confirmation study on the city of Rome. *Landscape and Urban Planning* **65**, 41-52.
- BONVALLET, G.L. 1949. Levels and spectra of noise in industrial and residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America* **21**, 463.
- BOTTELDOOREN, D., & LERCHER, P. 2004. Soft-computing base analysis of the relationship between annoyance and coping with noise and odor. *Journal of the Acoustical Society of America* **115**, 2974-2985.
- BOTTELDOOREN, D., DE COENSEL, B., & DE MUER, T. 2006. The temporal structure of urban soundscapes. *Journal of Sound and Vibration* **292**, 105-123.
- BOTTELDOOREN, D., DE COENSEL, B., BERGLUND, B., NILSSON, M.E., & LERCHER, P. 2008. Modeling the role of attention in the assessment of environmental noise annoyance. In *Proceedings of the 9th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)*, Mashantucket, Foxwoods, Connecticut, USA.
- BOTTOM, C.G., & CROOME, D.J. 1969. Road traffic noise – its nuisance value. *Applied Acoustics* **2**, 279.
- BOWLBY, W., WAYSON, R.L., & STAMMER Jr, R.E. 1989. Predicting stop-and-go traffic noise levels. NCHRPR **311**, Report No. **331**, Washington DC.
- BRADLEY, J.S., VASKOR, J.G., & DICKINSON, S.M. 1979. The effect of skewness and standard-deviation on sampling errors for traffic noise. *Applied Acoustics* **12**, 397-409.
- BRAMBILLA, G. 2001. Physical assessment and rating of urban noise. *Environmental Urban Noise*. WIT Press, Southampton.

- BURKE, L.I., & IGNIZIO, J.P. 1992. Neural networks and operations research: an overview. *Computer and Operations Research* **19**, 179-189.
- CAMMARATA, G., CAVALIERI, S., & FICHERA, A. 1995. A neural network architecture for noise prediction. *Neural Networks* **8**, 963-973.
- CAN, A., LECLERCQ, L., LELONG, J., & DEFRENCE, J. 2008. Capturing urban traffic noise dynamics through relevant descriptors. *Applied Acoustics* **69**, 1270-1280.
- CARLES, J.L., LOPEZ BARRIO, I., & VICENTE DE LUCIO, J. 1999. Sound influence on landscape values. *Landscape and urban planning* **43**, 191-200.
- CARPENTER, G.A. 1996. Distributed activation, search and learning by ART and ARTMAP neural networks. In *Proceedings of the International Conference on Neural Networks*, IEEE Press, 244-249. Piscataway, New Jersey, USA.
- CARTER, N.L. 1996. Transportation noise, sleep and possible after-effects. *Environment International* **22**, 105-116.
- CHAKRABORTY, K., MEHROTRA, K., MOHAN, C.K., & RANKA, S. 1992. Forecasting the behavior of multivariate time series using neural networks. *Neural Networks* **5**, 961-970.
- CHAKRABORTY, D., SANTRA, S.C., MUKHERJEE, A., ROY, B., DAS, P. 1997. Status of road traffic noise in Calcutta Metropolis. *Journal of the Acoustical Society of America* **101**, 943-949.
- CHAN, T.C., & LAM, K.C. 2008. The effects of information bias and riding frequency on noise annoyance to a new railway extension in Hong Kong. *Transportation Research Part D* **13**, 334-339.
- CHELANI, A.B., CHALAPATI RAO, C.V., PHADKE, K.M., & HASAN, M.Z. 2002. Prediction of sulphur dioxide concentration using artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software* **17**, 159-166.
- CHO, D.S., & MUN, S. 2008a. Determination of sound power levels emitted by various vehicles using a novel testing method. *Applied Acoustics* **69**, 185-195.
- CHO, D.S., & MUN, S. 2008b. Development of a highway traffic noise prediction model that considers various road surface types. *Applied Acoustics* **69**, 1120-1128.

- COUVREUR, L., & LANIRAY, M. 2004. Automatic noise recognition in urban environments based on artificial neural networks and hidden Markov models. In: *Proceedings of 33rd International Congress on Noise Control Engineering (Inter-noise)*, Prague, Czech Republic.
- CRAVEN, N.J., & KERRY, G. 2001. A good practice guide on the sources and magnitude of uncertainty arising in the practical measurement of environmental noise. DTI Project: 2.2.1 – National Measurement System. Programme for Acoustical Metrology.
- DE COENSEL, B., DE MUER, T., YPERMAN, I., & BOTTELOOREN, D. 2005. The influence of traffic flow dynamics on urban soundscapes. *Applied Acoustics* **66**, 175-194.
- DE COENSEL, B., & BOTTELOOREN, D. 2006. The quiet rural soundscape and how to characterize it. *Acta Acustica United with Acustica* **92**, 887-897.
- DE COENSEL, B. 2007. Introducing the temporal aspect in environmental soundscape research. PhD dissertation (ISBN 978-90-8578-133-2), Ghent University, Belgium.
- DE COENSEL, B., BOTTEODOOREN, D., VANHOVE, F., & LOGGHE, S. 2007. Microsimulation based corrections on the road traffic noise emission near intersections. *Acta Acustica United with Acustica* **93**, 241-252.
- DE COENSEL, B., BOTTELOOREN, D., BERGLUND, B., NILSSON, M.E., DE MUER, T., & LERCHER, P. 2007. Experimental investigation of noise annoyance caused by high speed trains. *Acta Acustica United with Acustica* **93**, 589-601.
- DE COENSEL, B., & BOTTELOOREN, D. 2008. Modeling auditory attention focusing in multisource environments. In *Proceedings of the 2nd Joint Conference of the Acoustical Society of America and the European Acoustics Association (Acoustics '08)*, Paris, France.
- DE COENSEL, B., BOTTELOOREN, D., DE MUER, T., BERGLUND, B., NILSSON, M.E., & LERCHER, P. 2009. A model for the perception of environmental sound based on notice-events. *Journal of the Acoustical Society of America* **126**, 656-665.

- DE JONG, R.G. 1990. Community response to noise: A review of recent developments. *Environment International* **16**, 515-522.
- DE MUER, T. 2005. Supporting tools for urban noise assessment. Ph.D. Thesis, Department of Information Technology, Ghent University, Belgium.
- DE RUITER, E. 2004. Reclaiming land from urban traffic noise impact zones – the great canyon. Ph.D. Dissertation, Technical University of Delft, The Netherlands.
- DE VOS, P., BEUVING, M., & VERHEIJEN, E. 2005. Harmonoise – Harmonised accurate and reliable methods for the EU Directive on the assessment and management of environmental noise. Final Technical Report – Deliverable 4 of the Harmonoise project HAR7TR-041213-AEAT03.
- DELAGE, B. 1979. Paysage sonore urbain. *Report. Plan Construction* **79**.
- DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT. 1992. Development Plans and Regional Planning Guidance. HMSO, London. PPG12.
- DIRECTIVA 2002/49/CE, del Parlamento Europeo y del consejo de 25 de junio de 2002, relativa a la evaluación y gestión del ruido ambiental.
- DON, C.G., & REES, I.G. 1985. Road traffic sound level distributions. *Journal of Sound and Vibration* **100**, 41-53.
- DU, B., & LAM, J. 2009. Stability analysis of static recurrent neural networks using delay-partitioning and projection. *Neural Networks* **22**, 343-347.
- DUBOIS, D., & DAVID, S. 1999. A cognitive approach of urban soundscapes. *In Proceedings of Forum Acusticum*, Berlin, Germany.
- DUBUISSON, B. 2004. Neural networks, general principles. *Encyclopedia of Vibration*, 869-877.
- DURMISEVIC, S., & SARIYILDIZ, S. 2001. A systematic quality assessment of underground spaces – public transport stations. *Cities* **18**, 13-23.
- EBERHARDT, J.L. 1988. The influence of road traffic noise on sleep. *Journal of sound and Vibration* **127**, 449-455.
- EBERHARDT, J.L., & AKSELSSON, K.R. 1987. The disturbance by road traffic noise of the sleep of young male adults as recorded in the home. *Journal of Sound and Vibration* **114**, 417-434.

- EVES, F.F., & GRUZELIER, J.H. 1984. Individual differences in the cardiac response to high intensity auditory stimulation. *Psychophysiology* **21**, 342-352.
- EWING, R., PENDALL, R., & CHEN, D. 2003. Measuring sprawl and its transportation impacts. In: *Travel Demand and Land Use 2003*. Transportation Research Board National Research Council, Washington, pp. 175-183.
- FAR (FEDERAL AVIATION REGULATION). 1969. Part. 36. Available from: Federal Aviation Administration, Washington, D.C., USA.
- FASTL, H., KUWANO, S., & NAMBA, S. 1996. Accessing the railway bonus in laboratory studies. *Journal of the Acoustical Society of Japan* **17**, 139-147.
- FAVRE, B., PACHIAUDI, G., VERNET, M., BRUYERE, J.C., & BLANCHET, V. 1974. Le bruit aux abords des carrefours routiers. I.R.T. Internal Report.
- FAVRE, B. 1978. Noise at the approach to traffic lights: Result of a simulation programme. *Journal of Sound and Vibration* **58**, 563-578.
- FAVRE, B.M. 1983. Noise emission of road vehicles: Evaluation of some simple models. *Journal of Sound and Vibration* **91**, 571-582.
- FIELDS, J.M., & WALKER, J.G. 1982. Comparing the relationships between noise level and annoyance in different surveys: railway noise vs. aircraft and road traffic comparison. *Journal of sound and Vibration* **81**, 51-80.
- FINEGOLD, L.S., & ELIAS, B. 2002. A predictive model of noise induced awakening from transportation noise sources. In *Proceedings of the 31st International Congress and Exposition on Noise Control Engineering (Internoise)*, Dearborn, Michigan, USA.
- FLINDELL, I., & STALLEN, P.J. 1999. Non-acoustical factor in environmental noise. *Noise and Health* **3**, 11-16.
- FOSSA, M., SCHENONE, C., & SCHENONE, M. 1995. Discrete modeling of road traffic noise in urban areas. In *Proceedings of the 18th International Congress for Noise Abatement*, Italy.
- FUKUSHIMA, K. 1975. Cognitron: A self-organizing multilayered neural network. *Biological Cybernetics* **20**, 121-136.

- FRUMKIN, H. 2002. Urban sprawl and public health. *Public Health Reports* **117**, 201-217.
- GAJA, E. 1984. Contribución al estudio de un modelo matemático sobre el ruido emitido por el tráfico urbano y los niveles de molestia en el municipio de Valencia. Tesis Doctoral. ETSII – UPV.
- GAJA, E., MANGLANO, J.L., SANCHO, S., & REIG, A. 1998. Methodology of noise map. In *Proceedings of the European Conference on Noise Control (Euronoise '98)*, Munich, Germany.
- GAJA, E., GIMENEZ, A., & SANCHO, S. 2003. Sampling techniques for the estimation of the annual equivalent noise level under urban traffic conditions. *Applied Acoustics* **64**, 43-53.
- GARCÍA, A., & GARRIGUES, J.V. 1998. 24-hour continuous sound-level measurements conducted in Spanish urban areas. *Noise Control Engineering Journal* **46**, 159.
- GAVER, W. 1993. What in the world do we hear? An ecological approach to auditory event perception. *Ecological Psychology* **5**, 1-29.
- GENUIT, K. 1999. The use of psychoacoustic parameters combined with A-weighted SPL in noise description. In *Proceedings of Internoise*, Fort Lauderdale, Florida, USA, 1887-1892.
- GENUIT, K. 2002. Soundscape design – acoustical challenge. In *Proceedings of Forum Acusticum*, Sevilla, Spain.
- GHOSH-DASTIDAR, S., & ADELI, H. 2009. A new supervised learning algorithm for multiple spiking neural networks with application in epilepsy and seizure detection. *Neural Networks* **22**, 1419-1431.
- GILBERT, D. 1977. Noise from road traffic (interrupted flow). *Journal of Sound and Vibration* **51**, 171-181.
- GJESTLAND, T. 1987. Assessment of annoyance from road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* **112**, 369-375.

- GLEGG, S.A.L., & YOON, J.R. 1990. Determination of noise source heights. Part. II: Measurement of the equivalent source height of highway vehicles. *Journal of Sound and Vibration* **143**, 39-50.
- GOLDSTEIN, M., & KJELLBERG, A. 1985. Annoyance and low frequency noise with different slopes of the frequency spectrum. *Journal of Low Frequency Noise and Vibration* **4**, 43-51.
- GOLDSTEIN, M. 1994. Low-frequency components in complex noise and their perceived loudness and annoyance. *Arbete och Hälsa* [Work and Health], 2 (Doctoral dissertation ISBN 91-7045-245-8).
- GOLEBIEWSKI, R. 2008. The influence of turbulence on noise propagation from a point source above a flat ground surface. *Applied Acoustics* **69**, 358-366.
- GONZÁLEZ, A.E. 2000. Contaminación sonora en ambiente urbano: Optimización del tiempo de muestreo en Montevideo y desarrollo de un modelo predictivo en un entorno atípico. Ph.D. Thesis, Universidad de la República Orientas de Uruguay, Uruguay.
- GRIEFAHN, B., BRÖDE, P., & SCHWARZENAU, P. 1993. The equivalent sound pressure level-A: reliable predictor for human responses to impulse noise? *Applied Acoustics* **38**, 1-13.
- GRIEFAHN, B., MARKS, A., & ROBENS, S. 2006. Noise emitted from road, rail and air traffic and their effects on sleep. *Journal of Sound and Vibration* **295**, 129-140.
- GRIFFITHS, I.D., & LANGDON, F.J. 1968. Subjective response to road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* **8**, 16-28.
- GUASTAVINO, C. 2003. Etude sémantique et acoustique de la perception des basses fréquences dans l'environnement sonore urbain. Ph.D. Thesis. University of Paris, France, 6.
- GULIAN, E. 1973. Psychological consequences of exposure to noise, facts and explanations. In *Proceedings of the International Congress on Noise as a Public Health Problem (EPA 550/9-73 008)*, 363-378. Ed. W.D. Ward, US Environmental Protection Agency, Washington DC.
- GUSKI, R. 1999. Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise & Health* **1**, 45-56.

- GUSKI, R., FELSCHER-SUHR, U., & SCHUEMER, R. 1999. The concept of noise annoyance: How international experts see it. *Journal of Sound and Vibration* **223**, 513-527.
- HAMED, M.M., KHALAFALLAH, M.G., & HASSANIEN, E.A. 2004. Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software* **19**, 919-928.
- HARRIS, C. 1998. Handbook of acoustical measurements and noise control *Acoustical Society of America*, Woodbury, New York, USA.
- HASSALL, J.R., & ZAVERI, K. 1979. Acoustic noise measurement (2nd edn.). Naerum: Brüel & Kjaer Publication.
- HAYKIN, S. 1998. Neural networks. A comprehensive foundation. Prentice Hall, New York, USA.
- HECKBERT, P.S., & HANRAHAN, P. 1984. Beam tracing polygonal objects. In *Proceedings of the 11th International Conference on Computer Graphics and Interactive Techniques (SIGGRAPH)*, Minneapolis, USA, 119-127.
- HEDAYAT, A., DAVILU, H., BARFROSH, A.A., & SEPANLOO, K. 2009. Estimation of research reactor core parameters using cascade feed forward artificial neural networks. *Progress in Nuclear Energy* **51**, 709-718.
- HELLMAN, R.P. 1982. Loudness, annoyance and noisiness produced by single-tone-noise complexes. *Journal of the Acoustical Society of America* **72**, 62-73.
- HELLMAN, R.P. 1984. Growth rate of loudness, annoyance and noisiness as a function of tone location within the noise spectrum. *Journal of the Acoustical Society of America* **75**, 209-218.
- HELLMAN, R.P. 1985a. Contribution of tonal components to the overall loudness, annoyance and noisiness of noise. NASA Contractor report 3892. Available from: National Aeronautics and Space Administration (NASA), USA.
- HELLMAN, R.P. 1985b. Perceived magnitude of two-tone-noise complexes: Loudness, annoyance and noisiness. *Journal of the Acoustical Society of America* **77**, 1497-1504.

- HELLMAN, R.P. 1986. Using psychoacoustics to understand annoyance of discrete tones in noise emissions. *In Proceedings of the Inter-Noise 86*, 873-878. Available from: Noise Control Foundation, New York, USA.
- HELLSTRÖM, B. 2003. Noise design: Architectural modeling and the aesthetics of urban acoustic space. Ph.D. Thesis, School of Architecture, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- HENDERSON, D., FARZI, F., & DANIELSON, R. 1990. The concept of critical level and impulse noise. *Environment International* **16**, 353-361.
- HOPFIELD, J.J. 1982. Neural networks and physical systems with emergent collective computational abilities. *In Proceedings of the National Academy of Science* **79**, 2554-2558.
- HORNIK, K., STINCHCOMBE, M., & WHITE, H. 1989. Multilayer feedforward networks are universal approximators. *Neural Networks* **2**, 359-366.
- HOTHERSALL, D.C., & CHANDLER-WILDE, S.N. 1987. Prediction of the attenuation of road traffic noise with distance. *Journal of Sound and Vibration* **115**, 459-472.
- HUNT, M., & SAMUELSON, S. 1992. Prediction of traffic noise at signalized intersections: The Australian experience. *In Proceedings of Inter-Noise 92*, 805-810.
- ISHIYAMA, T., & HASHIMOTO, T. 2000. The impact of sound quality on annoyance caused by road traffic noise: influence of frequency spectra on annoyance. *JSAE Review* **21**, 225-230.
- JACOBS, L.J.M. 1980. A computer model to predict traffic noise in urban situations under free flow and traffic light conditions. *Journal of Sound and Vibration* **72**, 523-537.
- JAKOVLJEVIC, B., PAUNOVIC, K., & BELOJEVIC, G. 2009. Road traffic noise and factors influencing noise annoyance in an urban population. *Environment International* **35**, 552-556.
- JANCZUR, R., WALERIAN, E., & CZECHOWICZ, M. 2006. Influence of vehicle noise emission directivity on sound level distribution in a canyon street. Part I: Simulation program test. *Applied Acoustics* **67**, 643-658.

- JOB, R.F.S. 1988. Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *Journal of the Acoustical Society of America* **83**, 991-1001.
- JOB, R.F.S. 1996. The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise. *Environment International* **22**, 93-104.
- JOHNSON, D.R., & SAUNDERS, E.G. 1968. The evaluation of noise from freely flowing road traffic. *Journal of sound and Vibration* **7**, 287-309.
- JONES, R.R.K., & WATERS, D.M. 1981. Traffic noise annoyance near light controlled intersections. *Applied Acoustics* **14**, 7-13.
- JONES, R.R.K., HOTHERSALL, D.C., & SATLER, R.J. 1981. Techniques for the investigation of road traffic noise in regions of restricted traffic by the use of digital computer simulation methods. *Journal of Sound and Vibration* **75**, 307-322.
- JRAIW, K.S. 1987. A computer model to assess and predict road transport noise in built-up areas. *Applied Acoustics* **21**, 147-162.
- KAKU, J. 1994. Community response to railway noise – comparison of social survey results between Japan and other countries. In *Proceedings of InterNoise '94*, 121-124. Yokohama, Japan.
- KAKU, J., & YAMADA, I. 1996. The possibility of a bonus for evaluating railway noise in Japan. *Journal of Sound and Vibration* **193**, 445-450.
- KANG, J. 2001. Sound propagation in interconnected urban streets: a parametric study. *Environment and Planning B: Planning and Design* **28**, 281-294.
- KANG, J. 2002. Numerical modeling of the sound fields in urban streets with diffusely reflecting boundaries. *Journal of Sound and Vibration* **258**, 793-813.
- KANG, J., & ZHANG, M. 2002. Semantic differential analysis on the soundscape of urban open public areas. In *Proceedings of the First Pan American/Iberian Meeting on Acoustics*, Cancun, Mexico.
- KANG, J. 2007. Urban sound environment. London: Taylor & Francis Incorporating Spon.
- KANG, J., & ZHANG, M. 2010. Semantic differential analysis of the soundscape in urban open public spaces. *Building and Environment* **45**, 150-157.

- KAWAI, K., KOJIMA, T., HIRATE, K., & YASUOKA, M., 2004. Personal evaluation structure of environmental sounds: experiments of subjective evaluation using subjects' own terms. *Journal of Sound and Vibration.* **277**, 523-533.
- KELLEY, C.T. 1999. Iterative methods for optimization. SIAM Press, Philadelphia, USA.
- KJELLBERG, A., LANDSTRÖM, U., TESARZ, M., SÖDERBERG, L., & AKERLUND, E. 1996. The effects of nonphysical noise characteristics, ongoing task and noise sensitivity on annoyance and distraction due to noise at work. *Journal of Environmental Psychology* **16**, 123-136.
- KJELLBERG, A., TESARZ, M., HOLMBERG, K., & LANDSTRÖM, U. 1997. Evaluation of frequency-weighted sound level measurements for prediction of low-frequency noise annoyance. *Environment International* **23**, 519-527.
- KLAEBOE, R., AMUNDSEN, A.H., FYHRI, A., & SOLBERG, S. 2004. Road traffic noise – the relationship between noise exposure and noise annoyance in Norway. *Applied Acoustics* **65**, 893-912.
- KNALL, V., & SCHUEMER, R. 1983. The differing annoyance levels of rail and road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* **87**, 321-326.
- KNALL, V. 1996. Railway noise and vibration: Effects and criteria. *Journal of Sound and Vibration* **193**, 9-20.
- KOHONEN, T. 1984. Self-organization and associative memory. *Springer Series in Information Sciences*. Springer Verlang, New York, USA.
- KOKOWSKI, P., & MAKAREWICZ, R. 1997. Interrupted traffic noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **57**, 360-371.
- KOSKO, B. 1987. Bidirectional associative memories. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics* SMC-17.
- KRAGH, J., PLOVSING, B., STOREHEIER, S.A., TARALDSEN, G., & JONASSON, H.G. 2001. Nordic environmental noise prediction methods, Nord2000. Summary Report. General Nordic sound propagation model and applications in source – related prediction methods. Technical Report AV 1319/01, DELTA Acoustics & Vibration, Lyngby.

- KRYTER, K.D., & PEARSON, K.S. 1965. Judged noisiness of a band of random noise containing an audible pure tone. *Journal of the Acoustical Society of America* **38**, 106-112.
- KURRA, S., MORIMOTO, M., MAEKAWA, Z.I. 1999a. Transportation noise annoyance – A simulated - Environment study for road, railway and aircraft noise, Part 1: Overall annoyance. *Journal of Sound and Vibration* **220**, 251-278.
- KURRA, S., MORIMOTO, M., MAEKAWA, Z.I. 1999a. Transportation noise annoyance – A simulated - Environment study for road, railway and aircraft noise, Part 2: Activity disturbance and combined results. *Journal of Sound and Vibration* **220**, 279-295.
- LAM, K.C., HUI, W.C., SO, W.W., & SIT, H.M. 2004. Are all noises the same? A laboratory simulation study of human response to road and rail traffic noise. In *Proceedings of InterNoise '94*. Prague, Czech Republic.
- LAM, K.C., CHAN, P.K., CHAN, T.C., AU, W.H., & HUI, W.C. 2009. Annoyance response to mixed transportation noise in Hong Kong. *Applied Acoustics* **70**, 1-10.
- LAMBERT, J., CHAMPELOVIER, P., & VERNET, I. 1996. Annoyance from high speed train noise: A social survey. *Journal of Sound and Vibration* **193**, 21-28.
- LAMURE, C. 1975. Road traffic Noise (Editors A. Alexandre, J.-Ph. Barde, C. Lamure and F.J. Langdon). London. Applied Science Publishers. Noise emitted by road traffic.
- LANDSTRÖM, U., AKERLUND, E., KJELLBERG, A., & TESARZ, M. 1995. Exposure levels, tonal components and noise annoyance in working environments. *Environment International* **21**, 265-275.
- LANGDON, F.J., & SCHOLES, W.E. 1968. The traffic noise index – a method of controlling noise nuisance. *Building Research Station* **38**.
- LAVANDIER, C., & BARBOT, B. 2003. Influence of the temporal scale on the relevance of acoustic parameters selected to characterize urban sound environments. In *Proceedings of the 5th European Conference on Noise Control Euronoise 2003*, Naples, Italy.
- LAVINE, B.K., & BLANK, T.R. 2009. Feed-forward neural networks. *Comprehensive Chemometrics* **3.18**, 571-586.

- LAWRENCE, A., & BURGESS, M. 1980. Measurement of traffic noise shielding provided by buildings. *Applied Acoustics* **13**, 211-225.
- LECLERCQ, L., & LELONG, J. 2001. Dynamic evaluation of urban traffic noise. In *Proceedings of the 17th International Congress of Acoustics*, Rome, Italy.
- LEE, S.W., ELLIS, C.D., KWEON, B.S., & HONG, S.K. 2008. Relationship between landscape structure and neighborhood satisfaction in urbanized areas. *Landscape and Urban Planning* **85**, 60-70.
- LERCHER, P. 1996. Environmental noise and health: An integrated research perspective. *Environment International* **22**, 117-129.
- LERCHER, P., & SCHULTE-FORTKAMP, B. 2003. The relevance of soundscape research to the assessment of noise annoyance at the community level. In *Proceedings of the Eighth International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Rotterdam, The Netherlands, 225-231.
- LEVINE, N. 1981. The development of an annoyance scale for community noise assessment. *Journal of Sound and Vibration* **74**, 265-279.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS. 1996. Política futura de lucha contra el ruido: Libro verde de la Comisión Europea. COM(96) 540 Final, Bruselas, Bélgica.
- LIGHTHILL, M.J., & WHITHAM, G.B. 1955. On kinematic waves. II: A theory of traffic flow on long crowded roads. *Proceedings of the Royal Society A* **229**, 317-345.
- LIU, M. 2009. Optimal exponential synchronization of general chaotic delayed neural networks: An LMI approach. *Neural Networks* **22**, 949-957.
- MA, H., & YANO, T. 2004. An experiment on auditory and non-auditory disturbances caused by railway and road traffic noises in outdoor conditions. *Journal of Sound and Vibration* **277**, 501-509.
- MAERIVOET, S. 2006. Real-time models of road traffic. Ph.D. Thesis, Department of Electrical Engineering, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.

- MAIER, H.R., & DANDY, G.C. 1998. The effect of internal parameters and geometry on the performance of back-propagation neural networks: an empirical study. *Environmental Modelling & Software* **13**, 193-209.
- MAIER, H.R., MORGAN, N., & CHOW, C.W.K. 2004. Use of artificial neural networks for predicting optimal alum doses and treated water quality parameters. *Environmental Modelling & Software* **19**, 485-494.
- MAKAREWICZ, R., FUJIMOTO, M., & KOKOWSKI, P. 1999. A model of interrupted road traffic noise. *Applied Acoustics* **57**, 129-137.
- MARKS, L.E., & ALGOM, D. 1998. Psychophysical scaling. In: *Measurement, Judgment and Decision Making*, M.H. Birnbaum (ed.). Academic Press, New York, USA.
- MCCULLOCH, W.S., & PITTS, W. 1943. A logical calculus of ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics* **5**, 115-133.
- MEIARASHI, S., & ISHIDA, M. 1996. Noise reduction characteristics of porous elastic road surfaces. *Applied Acoustics* **47**, 239-250.
- MEISTER, F.J. 1956. Traffic noise in West Germany, evaluation of noise levels and experience in noise control. *Journal of the Acoustical Society of America* **28**, 783.
- MIEDEMA, H.M.E., & VOS, H. 1998. Exposure-response relationships for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **104**, 3432-3445.
- MIEDEMA, H.M.E., & OUDSHOORN, C.G.M. 2001. Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives* **109**, 409-416.
- MITANI, Y., & OHTA, M.A. 1988. A calculation of L_x and L_{eq} noise evaluation indices by use of statistical information on the noise level fluctuation, and its microcomputer-aided on-line measurement, *Applied Acoustics* **25**, 33-47.
- MIYARA, F. 1999. Modelización del ruido de tránsito automotor, modelos físicos determinísticos y estadísticos. *Curso de la Universidad Austral de Chile*, Valdivia, Chile.

- MOEHLER, U., LIEPERT, M., SCHUEMER, R., & GRIEFAHN, B. 2000. Differences between railway and road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* **231**, 853-864.
- MULLER, J.L. 1971. Assessment of annoyance due to varying noise levels with particular reference to aircraft noise. *Journal of Sound and Vibration* **19**, 287-298.
- MUZET, A. 2007. Environmental noise, sleep and health. *Sleep Medicine Reviews* **11**, 135-142.
- NASSIRI, P., ABBASPOUR, M., MAHMOODI, M., & GIVARGIS, SH. 2007. A rail noise prediction model for the Tehran-Karaj commuter train. *Applied Acoustics* **68**, 326-333.
- NATIONAL PHYSICAL PLANING AGENCY. 1991. Summary of the Fourth Report Extra on Physical Planing. Ministry of Housing, Physical Planing and Environment, The Hague, Netherlands.
- NELSON, P.M. 1985. Transportation Noise. Reference Book. Butterwoth.
- NELSON, P.M., & ABBOTT, P.G. 1987. Low noise road surfaces. *Applied Acoustics* **21**, 119-137.
- NEWMAN, B.Y. 2005. And now, Acoustic Ecology. *Optometry – Journal of the American Optometric Association* **76**, 629-631.
- NIJIS, L. 1989. The increase and decrease of traffic noise levels at intersections measured with moving microphone. *Journal of Sound and Vibration* **131**, 127-141.
- NILSSON, M.E. 2007. A-weighted sound pressure level as an indicator of short-term loudness or annoyance of road traffic sound. *Journal of Sound and Vibration* **302**, 197-207.
- NILSSON, M.E., ANDÉHNS, M., & LESNA, P. 2008. Evaluating roadside noise barriers using and annoyance reduction criterion. *Journal of the Acoustical Society of America* **124**, 3561-3567.
- NOTBOHM, G., VÄSTFJÄLL, D., GÄRTNER, C., & SCHWARZE, S. 2004. Subjective evaluation of the sound quality of urban traffic noise situations. In *Proceedings of the International Congress on Acoustics*, Kyoto, Japan, 591-594.

- ÖHRSTRÖM, E. 1995. Effects of low levels of road traffic noise during the night: a laboratory study on number of events, maximum noise levels and noise sensitivity. *Journal of Sound and Vibration*. **179**, 603-615.
- ÖHRSTRÖM, E., & SKANBERG, A. 2004. Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise – laboratory and field experiments. *Journal of Sound and Vibration* **271**, 279-296.
- ORDIERES, J.B., VERGARA, E.P., CAPUZ, R.S., & SALAZAR, R.E. 2005. Neural network prediction model for fine particulate matter ($PM_{2.5}$) on the US – Mexico border in El Paso (Texas) and ciudad Juarez (Chihuahua). *Environmental Modelling & Software* **20**, 547-559.
- OSADA, Y. 1988. An overview of health effects on noise. *Journal of Sound and Vibration* **127**, 407-410.
- OUIS, D. 2001. Annoyance from road traffic noise: A review. *Journal of Environmental Psychology* **21**, 101-120.
- PATRA, J.C., & PANDA, G. 1998. ANN-based intelligent pressure sensor in noisy environment. *Measurement* **23**, 229-238.
- PAUNOVIC, K., JAKOVLJEVIC, B., & BELOJEVIC, G. 2009. Predictors of noise annoyance in noisy and quiet urban streets. *Science of The Total Environment* **407**, 3707-3711.
- PEARSON, K.S., BISHOP, D.E., & HORONJEFF, R.D. 1969. Judged noisiness of modulated and multiple tones in broad band noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **45**, 742-750.
- PEETERS, B. 2004. Review of data needs for road noise source modeling. Internal Report of the IMAGINE Projects WP2 Task 2.1.
- PEARSON, K.S., BISHOP, D.E., & HORONJEFF, R.D. 1969. Judged noisiness of modulated and multiple tones in broad-band noise. *Journal of the Acoustical Society of America* **45**, 742-750.
- PERIC, C., WATKING, S., & LINDQVIST, E. 1997. Wind turbulence effects on aerodynamic noise with relevance to road vehicle interior noise. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* **69-71**, 423-435.

- PHAN, H.Y.T., YANO, T., PHAN, H.A.T., NISHIMURA, T., SATO, T., & HASHIMOTO, Y. 2010. Community responses to road traffic noise in Hanoi and Ho Chi Minh City. *Applied Acoustics* **71**, 107-114.
- PICCOLO, A., PLUTINO, D., & CANNISTRARO, G. 2005. Evaluation and analysis of the environmental noise of Messina, Italy. *Applied Acoustics* **66**, 447-465.
- PRASCEVIC, M.R., CVETKOVIC, D.S., DELJANIN, A.S., & STOJANOVIC, V.O. 1997. Modeling of urban traffic noise. In *Proceedings of the fifth International Congress on Sound and Vibration*, Adelaide, Australia.
- PRIGOGINE, I., & ANDREWS, F.C. 1960. A Boltzmann-like approach for traffic flow. *Operations Research* **8**, 789-797.
- PURKIS, H.J. 1964. Transport noise and town planning. *Journal of the Sound and Vibration* **1**, 323-324.
- RADOSZ, S., TRACZ, M., & BOHATKIEWICZ, J. 1992. Prediction of traffic noise at signalized using computer simulation method. In *Proceedings of Inter-Noise 92*, 811-816.
- RADWAN, M.M., & OLDHAM, D.J. 1987. The prediction of noise from urban traffic under interrupted flow conditions. *Applied Acoustics* **21**, 163-185.
- RAIMBAULT, M. 2002. Simulation des ambiances sonores urbaines: intégration des aspects qualitatifs. Ph.D. Thesis. University of Nantes, France, 268.
- RAIMBAULT, M., BÉRENGIER, M., & DUBOIS, D. 2003. Ambient sound assessment of urban environments: field studies in two French cities. *Applied Acoustics* **64**, 1241-1256.
- RAIMBAULT, M., & DUBOIS, D. 2005. Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Cities* **22**, 339-350.
- RAO, M.G.S., RAO, P.R., DEV, K.S., & RAO, V. 1989. A model for computing environmental noise levels due to motor vehicle traffic in Visakhapatnam City. *Applied Acoustics* **27**, 126-136.
- RASMUSSEN, K.B. 1979. Annoyance from simulated road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* **65**, 203-214.

RECOMENDACIÓN DE LA COMISIÓN 2003/613/CE, de 6 de agosto de 2003, relativa a las orientaciones sobre los métodos de cálculo provisionales revisados para el ruido industrial, procedente de aeronaves, del tráfico rodado y ferroviario, y los datos de emisiones correspondientes. Diario oficial nº 212 de 22/08/2008, pp. 0049-0064.

REIG, A., GAJA, E., & SANCHO, S. 2000. Urban traffic noise measurements optimization. In *Proceedings of the 29th International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering (Internoise 2000)*, Nice, France.

REIG, A. 2001. Ruido urbano: Caracterización y optimización en su evaluación. Tesis Doctoral. Departamento de Física Aplicada – UPV.

REINHOLD, G. 1971. Bau-und verkehrstechnische massnahmen zum Schutz gegen strassenverkehrslärm. *Strassebau und Strassenverkehrstechnik Heft 119*.

RICE, C.G. 1996. Human response effects of impulse noise. *Journal of Sound and Vibration* **190**, 525-543.

RICHARDS, P.I. 1956. Shock waves on the highway. *Operations Research* **4**, 42-51.

ROBERTS, M.J., WESTERN, A.W., & WEBBER, M.J. 2003. A theory of patterns of passby noise. *Journal of Sound and Vibration* **262**, 1047-1056.

ROBINSON, D.W. 1969. The concept of noise pollution level. National Physical Laboratory, Aerodynamics Division. Technical Report NPL Aero Report AC 38.

ROMERO, E., & ALQUÉZAR, R. 2006. Heuristics for the selection of weights in sequential feed-forward neural networks: An experimental study. *Neurocomputing* **69**, 1540-1552.

ROSENBLATT, F. 1958. The perceptron: A probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychological Review* **65**, 386-407.

ROSENBLATT, F. 1962. Principles of Neurodynamics. Spartan books, New York, USA.

RUDIN, W. 1964. Principles of Mathematical Analysis. McGraw-Hill, New York, USA.

RUMELHART, D.E., HINTON, G.E., & WILLIAMS, R.J. 1986. Learning representations by backpropagation errors. *Nature* **323**, 533-536.

- RYLANDER, R., & BJÖRKMAN, M. 1988. Maximum noise levels as indicator of biological effects. *Journal of Sound and Vibration* **127**, 555-563.
- RYLANDER, R., & BJÖRKMAN, M. 2002. Road traffic noise influenced by road bumps. *Journal of Sound and Vibration* **250**, 157-159.
- SATO, T., YANO, T., BJÖRKMAN, M., & RYLANDER, R. 1999. Road traffic noise annoyance in relation to average noise level, number of events and maximum noise level. *Journal of Sound and Vibration* **223**, 775-784.
- SCHAFFER, R.M. 1994. The soundscape: our sonic environment and the tuning of the world, Destiny Books, Rochester, Vermont, USA.
- SCHAFFER, M. 2005. I have never seen a sound. In *Proceedings of the 12th International congress on Sound and Vibration (ICSV)*, Lisbon, Portugal.
- SCHARF, B., & HELLMAN, R. 1979. Comparison of various methods for predicting the loudness and acceptability of noise. Part II. Effects of spectral pattern and tonal components. Office of Noise Abatement and Control EPA 550/9-79-102. US Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- SCHIZAS, C.N. PATTICHIS, C.S., & MICHAELIDES, S.C. 1994. Forecasting minimum temperature with short time-length data using artificial neural networks. *Neural Network World* **4**, 219-230.
- SCHOLES, W.E. 1970. Traffic noise criteria. *Applied Acoustics* **3**, 1.
- SCHOMER, P.D. 2003. Does the Soundscape concept have real utility. In *Proceedings of the 32nd International Congress and Exposition on Exposition on Noise Control Engineering (Internoise)*, Seogwipo, Korea, 2825-2826.
- SCHRECKENBERG, D., SCHUEMER, R., SCHUEMER-KOHRS, A., GRIEFAHN, B., & MOEHLER, U. 1998. Attitude toward noise source as determinants of annoyance. In *Proceedings of EuroNoise '98*, 595-599. Munich, Germany.
- SCHULTE-FORTKAMP, B. 2002. The meaning of annoyance in relation to the quality of acoustic environments. *Noise and Health* **4**, 13-28.
- SCHULTZ, T.J. 1978. Synthesis of social surveys on noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America* **64**, 377-405.

- SEYBERT, A.F., & WU, T.W. 1998. Acoustic modeling: Boundary Element Methods. In M.J. Crocker, editor, *Handbook of Acoustics, chapter 13, pages 157-168*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- SMEETS, E., & WETERINGS, R. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical Report 25, European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark.
- SOUSA, S.I.V., MARTING, F.G., ALVIM-FERRZ, M.C.M., & PEREIRA, M.C. 2007. Multiple linear regression and artificial neural networks based on principal components to predict ozone concentrations. *Environmental Modelling & Software* **22**, 97-103.
- SOUTHWORTH, M. 1969. The sonic environment of cities. *Environment & Behaviour* **1**, 49-70.
- SUSINI, P., McADAMS, S., & WINSBERG, T. 1999. A multidimensional technique for sound quality assessment. *Acustica – Acta Acustica* **85**, 650-665.
- STANSFELD, S.A., & LERCHER, P. 2003. Non-auditory physiological effects of noise: Five year review and future directions. In *Proceedings of ICBEN*, Rotterdam, The Netherlands.
- STEELE, C. 2001. A critical review of some traffic noise prediction models. *Applied Acoustics* **62**, 271-287.
- STEVENS, D., DRAGICEVIC, S., & ROTHLEY, K. 2007. iCity: A GIS-CA modeling tool for urban planning and decision making. *Environmental Modelling & Software* **22**, 761-773.
- STOCKFELT, T. 1991. Sound as an existential necessity. *Journal of Sound and Vibration* **151**, 367-370.
- TANG, U.W., & WANG, Z.S.. 2007. Influences of urban forms on traffic induced noise and air pollution: Results from a modeling system. *Environmental Modelling & Software* **22**, 1750-1764.
- TANG, Z., DEALMEIDA, C., & FISHWICK, P.A. 1991. Time series forecasting using neural networks vs Box-Jenkins methodology. *Simulation* **57**, 303-310.

- TARALDSEN, G. 2004. Comments on ray-based predictions of refraction effects in the presence of ground and barriers. *Applied Acoustics* **65**, 311-312.
- TARDIEU, J., SUSINI, P., POISSON, F., LAZAREFF, P., & MCADAMS, S. 2008. Perceptual study of soundscapes in train stations. *Applied Acoustics* **69**, 1224-1239.
- TESCHL, R., RANDEU, W.L., & TESCHL, F. 2007. Improving weather radar estimates of rainfall using feed-forward neural networks. *Neural Networks* **20**, 519-527.
- TO, W.M., & CHAN, T.M. 2000. The noise emitted from vehicles at roundabouts. *Journal of Acoustical Society of America* **107**, 2760-2763.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., & RAMOS, A. 2006. Modelo lineal multivariante de predicción de descriptores de ruido en la Ciudad de Granada. Uso del L_{A50} para la descripción del ruido de tráfico rodado. *Número especial de la Revista de Acústica* **37**, 22-28.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., & RAMOS, A. 2007a. Obtaining of a factor to describe the anomalous sound events in traffic noise measurements. In *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics*, Madrid, Spain.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., & RAMOS, A. 2007b. A method for prediction of the stabilization time in traffic measurements. In *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics*, Madrid, Spain.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., & RAMOS, A. 2007c. Noise pollution level corrected in terms of the incident total sonorous energy. In *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics*, Madrid, Spain.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., & RAMOS, A. 2007d. Evaluation of the road traffic noise and anomalous sound events annoyance on the population. In *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics*, Madrid, Spain.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., BOTTELDOOREN, D., & DE COENSEL, B. 2008a. Taking into account the temporary and spectral structure of the sound energy for the characterization of the annoyance generated by the road and railway traffic. In *Proceedings of the 5th Iberian Congress of Acoustics (Acústica '08)*, Coimbra, Portugal.

- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., RAMOS-RIDAO, A.. 2008b. Caracterización de la calidad sonora de las zonas verdes en las aglomeraciones urbanas. *In Proceedings of the 5th Iberian Congress of Acoustics (Acústica '08)*, Coimbra, Portugal.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., RAMOS-RIDAO, A.. 2008c. Análisis de la estructura de un modelo de predicción de ruido ambiental para entornos urbanos. *In Proceedings of the 5th Iberian Congress of Acoustics (Acústica '08)*, Coimbra, Portugal.
- TORIJA, A.J., RUIZ, D.P., RAMOS-RIDAO, A.. 2008d. Metodología para la identificación de eventos sonoros anómalos. *In Proceedings of the 5th Iberian Congress of Acoustics (Acústica '08)*, Coimbra, Portugal.
- TRUAX, B. 1978. The handbook for acoustic ecology. A.R.C. Publications, Vancouver.
- UNITED NATIONS. 2004. World Urbanization Prospects: The 2003 Revision. United Nations Economic and Social Affairs, New York, 335 pp.
- VAN AREM, B., DE VOS, A.P., & VANDERSCHUREN, M.J.W.A. 1997. The microscopic traffic simulation model MIXIC 1.3. TNO Report INRO_VVG 1997-02b, TNO Inro, Department of Traffic and Transport, Delft, The Netherlands.
- VAN RENTERGHEM, T. 2003. The finite-difference time-domain method for simulation of sound propagation in a moving medium. Ph.D. Thesis, Department of Information Technology, Ghent University, Belgium.
- VÄSTFJÄLL, D., NOTBOGH, G., GULBOL M.A., KLEINER, M., GÄRTNER, C., & SCHWARZE, S., 2003. Sound quality evaluation of urban traffic soundscapes. *In Proceedings of the 5th European Conference on Noise control (Euronoise)*, Naples, Italy.
- VELIS, A., BASSO, F., ARMAS, A., BONTTI, H., & MÉNDEZ, A. 2001. Validez del L_{eq} como indicador del ruido de tránsito. *En Actas de la Cuarta Jornada Regional sobre Ruido Urbano*, Montevideo, Uruguay.
- VIOLLON, S., & LAVANDIER, C. 2000. Multidimensional assessment of the acoustic quality of urban environments. *In Proceeding of Internoise (CDROM)*, Nice, France.

- VIOLLON, S., LAVANDIER, C., & DRAKE, C. 2002. Influence of visual setting on sound ratings in an urban environment. *Applied Acoustics* **63**, 493-511.
- WALERIAN, E., JANCZUR, R., & CZECHOWICZ, M. 2001a. Sound levels forecasting for city-centers. Part I: Sound level due to a road within an urban canyon. *Applied Acoustics* **62**, 359-380.
- WALERIAN, E., JANCZUR, R., & CZECHOWICZ, M. 2001b. Sound levels forecasting for city-centers. Part II: Effect of source model parameters on sound level in built-up area. *Applied Acoustics* **62**, 461-492.
- WANG, Z., LIU, Y., & LIU, X. 2009. State estimation for jumping recurrent neural networks with discrete and distributed delays. *Neural Networks* **22**, 41-48.
- WARD, W.D. 1993. Developments in noise induced hearing loss during the last 25 years. In *Proceedings of ICBEN*, Nice, France.
- WATTS, G.R. 2005. Harmonoise prediction model for road traffic noise. Published Project Report PPR 034. Clients Project Reference Number UG473.
- WERBOS, P. 1994. The roots of backpropagation: From ordered derivatives to neural networks and political forecasting. Wiley, Hoboken, New Jersey, USA.
- WHITE, H. 1992. Artificial neural networks: Approximation and learning theory. Basil Blackwell, Oxford.
- WHO, 2000. Guideline for community noise (edited by B. Berglund, T. Lindvall, D.R. Schwela & K. T. Goh). Geneva: The World Health Organization.
- WIDROW, B., & HOFF, M.E. 1960. Adaptive switching circuits. IRE WESCON Convention Record, 96-104. New York, USA.
- WIDROW, B. 1962. Generalization and information storage in networks of Adaline neurons. Spartan books, Washington DC, USA.
- WRIGHTSON, K. 2000. An introduction to acoustic ecology. *Soundscape: The Journal of Acoustic Ecology* **1**, 10-13.
- YAMAGUCHI, S., & KATO, Y. 1989. A prediction method of non-stationary road traffic noise based on fluctuation patterns of an average number of flowing vehicles. *Applied Acoustics* **27**, 103-118.

- YAMAGUCHI, S., KATO, Y., & ISHIHARA, S. 1994. A fundamental consideration on evaluating noise produced by road traffic controlled by traffic signals. *Applied Acoustics* **42**, 55-73.
- YANO, T., YAMASHITA, T., & IZUMI, K. 1997. Comparison of annoyance from railway noise evaluated by different category scales. *Journal of Sound and Vibration* **205**, 505-511.
- YIFAN, H., GUOQING, D., YITING, Z., YOUNPENG, H., & BANGJUN, Z. 2008. Pair-wise comparison experiment on subjective annoyance rating of noise samples with different frequency spectrums but same A-weighted level. *Applied Acoustics* **69**, 1205-1211.
- ZAHEERUDDIN, G. 2006. A neuro-fuzzy approach for prediction of human work efficiency in noisy environment. *Applied Soft Computing* **6**, 283-294.
- ZEITLER, A., & HELLBRÜCK, J. 2001. Semantic attributes of environmental sounds and their correlations with psychoacoustic magnitudes. In *Proceedings of the 17th International Congress on Acoustics (ICA)*, Rome, Italy.
- ZELLNER, M.L., THEIS, T.L., KARUNANITHI, A.T., GARMESTANI, A.S., & CABEZAS, H. 2008. A new framework for urban sustainability assessment: linking complexity, information and policy. *Computers Environment & Urban Systems* **32**, 474-488.
- ZENG, Z., & WANG, J. 2006. Global exponential stability of recurrent neural networks with time-varying delays in the presence of strong external stimuli. *Neural Networks* **19**, 1528-1537.
- ZIMMER, A., & ELLERMEIER, W. 1998. Konstruktion und Evaluation eines Fragebogens zur Erfassung der individualen Lärmempfindlichkeit. *Dignostica* **44**, 11-20.
- ZWICKER, E., & FASTL, H. 1999. Psychoacoustics – facts and model. Springer Verlag, Berlin.