

FACULTAD DE INGENIERÍA UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES



LACEAC
Laboratorio de Acústica y Electroacústica



TRABAJO PROFESIONAL DE INGENIERÍA ELECTRÓNICA

Protocolo de Mediciones para Trazado de Mapas de Ruido Normalizados

Gabriel E. Viro

Ing. Oscar J. Bonello
Ing. Daniel S. Gavinowich
Ing. Francisco Ruffa

Febrero 2002

ÍNDICE

1. Introducción al Ruido Urbano

| | | |
|-----|---|---|
| 1.1 | El Ruido Como Uno de los Agentes Contaminantes del Medio Ambiente | 1 |
| 1.2 | Distintos Tipos de Fuentes de Ruido Móviles y Fijas | 2 |
| 1.3 | El Ruido y el Crecimiento de los Centros Urbanos..... | 4 |
| 1.4 | Ruido Ambiente en Espacios Abiertos y en Interiores..... | 5 |

2. Definiciones y Conceptos

| | | |
|-----|---|----|
| 2.1 | Sonido y Ruido | 6 |
| 2.2 | Características Físicas del Sonido | 6 |
| 2.3 | Magnitudes Físicas y Unidades | 7 |
| 2.4 | El Oído Humano | 9 |
| 2.5 | Ponderación de la Medición de Nivel de Presión Sonora | 11 |
| 2.6 | Aspectos Psicológicos del Ruido | 14 |

3. Descriptores e Indicadores de Ruido

| | | |
|-----|--|----|
| 3.1 | Descriptores Estadísticos | 16 |
| 3.2 | El Nivel de Ruido Equivalente | 18 |
| 3.3 | Indicadores de Ruido | 19 |
| 3.4 | Correlación con las Molestias Percibidas | 22 |

4. Efectos del Ruido Sobre las Personas

| | | |
|-----|---|----|
| 4.1 | Molestias Generales | 24 |
| 4.2 | Perturbación del Sueño | 24 |
| 4.3 | Efectos Psicofisiológicos | 25 |
| 4.4 | Interferencia en el Diálogo y la Comunicación | 25 |
| 4.5 | Calidad de Vida | 25 |

5. Mapas de Ruido

| | | |
|-----|--------------------------------------|----|
| 5.1 | Descripción | 27 |
| 5.2 | Objetivo, finalidad, propósito | 28 |

6. Situación Actual y Normativa

| | | |
|-----|----------------------|----|
| 6.1 | Argentina | 30 |
| 6.2 | Europa | 32 |
| 6.3 | Estados Unidos | 33 |
| 6.4 | Brasil | 33 |
| 6.5 | Chile | 33 |

7. Análisis Crítico de Técnicas de Medición de Ruido

| | | |
|-----|---|----|
| 7.1 | Revisión de Trabajos Anteriores y de la Experiencia Internacional | 34 |
| 7.2 | Tiempos de Medición y Métodos de Muestreo | 39 |
| 7.3 | Ponderación de la Medición de Ruido | 43 |
| 7.4 | Descriptores e Indicadores de Ruido | 45 |
| 7.5 | Posicionamiento del Instrumental de Medición | 46 |
| 7.6 | Determinación de la Cantidad y la Ubicación de los Puntos de Medición | 47 |

8. Protocolo de Mediciones

| | | |
|------|--|----|
| 8.1 | Objetivos | 48 |
| 8.2 | Ámbito de Aplicación..... | 48 |
| 8.3 | Tiempos de Medición y Muestreo Temporal | 48 |
| 8.4 | Ponderación | 50 |
| 8.5 | Indicadores de Ruido | 50 |
| 8.6 | Posicionamiento del Instrumental | 51 |
| 8.7 | Cantidad y Ubicación de los Puntos de Medición | 51 |
| 8.8 | Mapas de Ruido | 52 |
| 8.9 | Especificaciones Técnicas del Instrumental de Medición | 52 |
| 8.10 | Revisiones | 53 |

1

INTRODUCCIÓN AL RUIDO URBANO

1.1 EL RUIDO COMO UNO DE LOS AGENTES CONTAMINANTES DEL MEDIO AMBIENTE

El ruido siempre ha sido un problema ambiental para el hombre. Ya en la antigua Roma existían reglamentaciones para controlar el ruido emitido por las ruedas recubiertas en hierro de las carretas al rodar sobre el empedrado. En la Europa medieval, en tanto, no se permitía circular durante la noche a los carros tirados por caballos, para no incomodar el sueño de los habitantes [2].

Sin embargo, los problemas de ruido del pasado no son comparables con los de la actualidad. Un inmenso número de automóviles atraviesa nuestras ciudades a diario; circulan camiones pesados, con motores diesel indebidamente silenciados; aviones, trenes y motocicletas suman su aporte a este escenario; la maquinaria industrial es otra fuente de altos niveles de ruido, y los centros de diversión y vehículos deportivos perturban la tranquilidad de los momentos de esparcimiento.

El ruido interfiere con la actividad de las personas en sus hogares y en el trabajo, y es perjudicial para su salud y bienestar. Causa problemas fisiológicos y psicológicos, interrumpe el sueño, molesta, pone a la gente de mal humor, interrumpe la comunicación entre personas, y afecta negativamente el desempeño y el rendimiento. Todos estos efectos se suman para contribuir al detrimento de la calidad de vida de las personas y del medio ambiente.

Se ha estimado que cerca del 20% de la población de la Unión Europea, unos 80 millones de personas, está expuesta a niveles de ruido que son considerados como inaceptables por científicos y expertos en salud, por la naturaleza de los trastornos que causan a los habitantes [1]. Por otra parte, una encuesta realizada en Europa en 1995, demostró que el ruido era la quinta área más importante de quejas acerca del medio ambiente, detrás del tránsito, contaminación del aire, contaminación visual, y residuos, pero era el único cuyo nivel de quejas se había incrementado desde 1992 [1], lo cual no hace más que confirmar la gradual toma de conciencia de la población acerca de este serio agente contaminante.

Los efectos del ruido urbano sobre la población, ya sean dañinos, perturbadores, o simplemente molestos, constituyen un elemento fundamental en la definición de la calidad del medio ambiente en el que vivimos.

En este sentido, percibimos claramente que durante los últimos años ha ido creciendo la preocupación general por el cuidado de la calidad del medio ambiente, y el ruido ha sido reconocido como serio agente contaminante del mismo. Sin embargo, las acciones tendientes a reducir el ruido urbano tienen una prioridad más baja que aquellas tomadas para atacar otros problemas ambientales, como la contaminación del aire y del agua.

En comparación con otros agentes contaminantes, el control ambiental del ruido se ha visto perjudicado por el relativamente escaso conocimiento de sus efectos en los seres humanos y la relación dosis-respuesta, pero principalmente, se ha visto seriamente afectado por la difícil comparación de los datos disponibles de exposición de la población, debido a los diferentes métodos y criterios de medición y análisis utilizados.

Es en este aspecto particular en donde el presente trabajo intenta hacer su aporte, proponiendo un Protocolo de Mediciones que normalice los métodos de medición y análisis de los niveles de ruido ambiente, haciendo posible realizar comparaciones entre distintas mediciones, y verificar la evolución temporal de los niveles de ruido, permitiendo por lo tanto implementar políticas de reducción de niveles de contaminación sonora en áreas urbanas.

1.2 DISTINTOS TIPOS DE FUENTES DE RUIDO MÓVILES Y FIJAS

El ruido proviene de muchas fuentes diferentes, como los medios de transporte, los establecimientos industriales, las construcciones, los electrodomésticos, personas y animales.

El ruido causado por el desplazamiento de un vehículo urbano tiene varias componentes. A bajas velocidades, la componente principal es el ruido del motor y el escape, mientras que el ruido producido por la interacción entre los neumáticos y el pavimento se torna predominante a partir de los 50 ó 60Km/h [1], [2], [3]. Otras fuentes muy comunes de ruidos en el tránsito vehicular son los bocinazos, las frenadas, y las aceleradas innecesarias. En estos casos, el ruido generado no es intrínseco al funcionamiento del medio de transporte, sino que es debido al mal comportamiento de los conductores, y es en general, dependiente de la cultura y la educación de los distintos pueblos, lo que, en gran medida, determina cómo maneja en cada país o región geográfica.

Por otra parte, sabemos que no todos los vehículos son iguales. Los vehículos pesados emiten ruidos de mayor intensidad, y las motocicletas y vehículos de tres ruedas son, en general, fuentes de ruido muy molestos. Como comentario ilustrativo vale la pena mencionar que hay estudios que han demostrado que el ruido de un camión pesado se percibe subjetivamente como equivalente al ruido de entre 7 y 10 automóviles livianos [1].

El caso del ruido de tráfico ferroviario es similar al vehicular, por cuanto a bajas velocidades la principal fuente de ruido es el motor, mientras que a velocidades normales de desplazamiento, el ruido producido por la interacción entre las vías y las ruedas del tren supera al del motor.

Puede haber variaciones en el nivel de intensidad sonora emitido, dependiendo del tipo de motor, los vagones, los rieles y sus fundamentos. Por otra parte, curvas con radios de curvatura pequeños, algo bastante común en los trenes urbanos, pueden producir altos niveles de ruido de alta frecuencia, como chillidos [2].

Otra fuente de ruido son los trenes de alta velocidad. A velocidades superiores a 250Km/h el ruido aerodinámico se torna preponderante. La proporción de energía sonora de alta frecuencia se incrementa, y el sonido se hace parecido al de un avión a chorro. Aunque es bastante claro que este no es un problema hoy en día en Argentina, en Europa está considerado como una fuente de futuros problemas de ruido [1].

En el caso del tráfico aéreo, tanto civil como militar, el ruido es generado principalmente por los motores de las aeronaves. Su consideración es más compleja, ya que el nivel de ruido depende, entre otros factores, de la altitud de la aeronave, las características sonoras de sus motores, y la ruta de vuelo (zona sobrevolada).

El principal mecanismo de generación de ruido en los primeros aviones impulsados por motores a chorro era la turbulencia creada al mezclarse el chorro impulsor con el aire circundante. Este ruido ha sido significativamente reducido en los motores más modernos, en los que un flujo derivado de baja velocidad rodea al flujo principal de alta velocidad, funcionando como amortiguador del ruido de este último [2]. En general, también es válido decir que aviones comerciales más grandes y más pesados producen más ruido que aviones más livianos.

El principal efecto del ruido de tráfico aéreo se da en las zonas pobladas que son sobrevoladas a baja altitud durante la aproximación final para el aterrizaje y durante la fase inicial del vuelo tras el despegue, dependiendo estas rutas de la orientación de las pistas del aeropuerto, y del grado de utilización relativa de cada una de ellas. Por otra parte, este último factor es fuertemente dependiente de factores climáticos como la dirección del viento y la visibilidad. Los aterrizajes producen ruidos considerables durante los prolongados tramos de aproximación final a baja altitud; el tren de aterrizaje también produce ruido al tocar pista; así como la activación los reversores, para el frenado posterior. Adicionalmente, la exposición al ruido también es función del nivel de tráfico del aeropuerto, en otras palabras, de la cantidad de operaciones de aterrizaje y despegue que se efectúan por día, y del tipo de aeronaves que operan.

La Organización de Aviación Civil Internacional (OACI), en su *Environmental Protection Annex (Annex 16, Volume I)*, especifica niveles de ruido para distintos tipos de aeronaves, de acuerdo al peso y a la cantidad de motores de las mismas. Los aviones a chorro más viejos y más ruidosos se clasifican como NNC ("*Non Noise Certificated*"), o "No Certificados". Las características de los aviones de segunda generación se reflejan en el Capítulo 2 del Anexo 16, y las aeronaves más modernas y más silenciosas cumplen con lo especificado en el Capítulo 3.

En Europa, los aviones NNC han estado excluidos de los aeropuertos por varios años. Desde abril de 1995 se han prohibido las aeronaves del Capítulo 2, salvo donde se hayan otorgado excepciones tendientes a evitar un daño económico desproporcionado a aerolíneas de países en desarrollo. De todos modos, los aviones del Capítulo 2 están siendo gradualmente reemplazados, y para el 1º de abril de 2002, solamente las aeronaves del Capítulo 3 estarán autorizadas a operar en los aeropuertos de la Comunidad Europea [1].

En Argentina, en algunos aeropuertos, se han implementado medidas tendientes a reducir las operaciones nocturnas, o directamente prohibirlas, como fue el caso del Aeroparque Jorge Newbery de la Ciudad de Buenos Aires, donde anteriormente regía una prohibición total a las operaciones entre la hora 0:00 y las 6:00 de la mañana. Es conveniente destacar que, actualmente, esta prohibición es sólo parcial, ya que no afecta a las aeronaves más modernas, como los Boeing 737-700 y los McDonnell Douglas MD88, por cumplir con los niveles de ruido del Capítulo 3. Cabe aclarar que la mencionada prohibición nunca fue debida a una iniciativa de la Municipalidad de la Ciudad de Buenos Aires, sino a una disposición de la Dirección Nacional de Aeronavegabilidad, Fuerza Aérea Argentina.

El ruido proveniente de aeropuertos militares presenta problemas adicionales de índole particular, como por ejemplo, prácticas de maniobras nocturnas, entrenamiento de aterrizajes abortados (toque y despegue), y vuelos de baja altitud. En el caso de la Ciudad de Buenos

Aires, se presentan los casos de las Brigadas Aéreas de Morón y El Palomar, que si bien están emplazadas en territorio de la Provincia de Buenos Aires, algunos de sus procedimientos de aproximación tienen rutas que sobrevuelan zonas de dicha capital.

El caso puntual de los helicópteros ha de requerir, oportunamente, un estudio diferenciado. En forma breve, podemos decir que el vuelo horizontal de un helicóptero puede asemejarse mucho al caso de un avión, representando una fuente de ruido móvil, mientras que cuando realiza un vuelo estacionario, el mismo helicóptero pasa a representar una fuente de ruido fija, aunque temporaria, muy común en el caso de los operativos policiales durante partidos de fútbol, la cual resulta muy molesta.

A diferencia del ruido de trenes y aviones, que se caracteriza por sus altos niveles de sonoridad y duración relativamente corta, el ruido de transporte automotor se percibe, especialmente a cierta distancia de una ruta o autopista, como ruido casi constante, cuya intensidad no fluctúa mucho, por lo que se puede considerar a aquélla como una fuente lineal de ruido, cuya área de impacto es paralela a la ruta en cuestión [1].

El ruido generado en instalaciones industriales, construcciones y lugares recreativos fijos, es irradiado desde una fuente puntual, por lo que la forma del área expuesta es generalmente un círculo, dependiendo claro, de las condiciones de propagación y directividad de las distintas componentes de frecuencia. Dependiendo de la naturaleza de la maquinaria industrial, el ruido generado puede ser constante por largos períodos de tiempo o tener fluctuaciones importantes, creando patrones temporales de ruido muy desagradables, alcanzar altos niveles de intensidad, y poseer un gran ancho de banda o bien componentes tonales muy pronunciadas [2].

Los servicios como el de recolección de residuos, pueden ocasionar molestias considerables si se llevan a cabo en horarios de descanso.

Dentro de un ambiente doméstico, el ruido puede ser generado por vecinos, como voces y gritos, música, o fiestas; por electrodomésticos, como aspiradoras, radio o televisión a alto volumen; e incluso por perros ladrando.

1.3 EL RUIDO Y EL CRECIMIENTO DE LOS CENTROS URBANOS

En contraste con lo que ocurre con otros problemas ambientales, la contaminación sonora sigue en aumento. El constante crecimiento de la población y la urbanización son las principales causas del problema, y las futuras ampliaciones de las autopistas, aeropuertos, vías de ferrocarril y de subterráneos, junto con las predicciones de crecimiento del tráfico aéreo y vehicular, y la expansión de los trenes de alta velocidad, sólo contribuirán a empeorar la situación actual.

Como ejemplo, la Unión Europea estima, para el año 2010, y con respecto a 1996, un incremento de casi el 100% en el transporte de carga (en toneladas-kilómetros) y un aumento de más del 180% en el tráfico aéreo [1].

En cuanto al incremento del parque automotor específicamente, en la Provincia de Trento, Italia, en 1971, la relación de automóviles por habitantes era 0.2, mientras que en 1989 la razón había subido a aproximadamente 0.5 [3]. A esto se suma el hecho de que mucha gente prefiere usar el auto en vez de los medios de transporte público, incluso cuando no es imprescindible.

Además, una gran cantidad de los vehículos en circulación transporta únicamente al conductor, algo que también ocurre en la Ciudad de Buenos Aires. Lo expresado produce, como consecuencia, un significativo incremento del agente contaminante [3].

Por otra parte, gracias a distintas medidas legislativas y al progreso tecnológico, se han logrado reducciones significativas en los niveles de ruido de ciertas fuentes. Por ejemplo, el ruido de un automóvil se redujo en un 85% desde 1970, y el de un camión en un 90%. De forma similar, el nivel de exposición al ruido causado por un jet moderno en los alrededores de un aeropuerto es 9 veces inferior al generado por una aeronave de los años 70 [1]. Sin embargo, hacia 1996, los datos relevados en los 15 años anteriores no mostraban mejoras significativas en los niveles de exposición al ruido ambiental, y en particular, al ruido de tránsito automotor [1]. La razón es que el crecimiento y la dispersión del tráfico en tiempo y espacio ha parcialmente compensado las mejoras tecnológicas.

Un detalle importante es que la exposición al ruido es generalmente mayor en los países en vías de desarrollo, debido a la incorrecta planificación y a la pobre construcción de las edificaciones. Por otra parte, como las viviendas próximas a autopistas suelen ser más económicas, este es un claro ejemplo de cómo la mala situación económica de gran parte de la población de países como el nuestro lleva a la gente a sufrir aún más el problema del ruido.

1.4 RUIDO AMBIENTE EN ESPACIOS ABIERTOS Y EN INTERIORES

En general, los términos *ruido urbano* o *ruido ambiente* se refieren al nivel de ruido existente en exteriores, en cercanías de áreas habitadas. Como hemos visto, las principales fuentes que contribuyen al ruido en exteriores son los medios de transporte, industrias, construcciones, personas y animales. Dentro de los hogares, en cambio, las principales fuentes de ruido son electrodomésticos, radio, televisión, equipamiento de calefacción y ventilación, y también las personas y animales. El nivel de ruido en el interior de una vivienda debido a fuentes externas es, obviamente, dependiente de la intensidad de la fuente sonora y de la aislación acústica proporcionada por la construcción. Aunque puede haber una gran diferencia en la reducción de nivel sonoro que brindan distintas edificaciones, ésta es en gran medida dependiente de si las ventanas de la vivienda están abiertas o cerradas. Este hecho es habitualmente comprobado en verano por aquellas personas que no poseen un equipo de aire acondicionado. Es muy común que se abran las ventanas para permitir que circule el aire y así reducir un poco la temperatura, a costa del aumento en el nivel de ruido en el interior de la residencia.

Si bien los niveles de ruido en interiores están mayormente determinados por las fuentes internas (principalmente durante el día), los ruidos externos molestan mucho más que los generados internamente [4]. De hecho, a veces las personas encienden alguna fuente de ruido interno sólo para enmascarar al ruido proveniente del exterior. Teniendo en cuenta la definición subjetiva de ruido, como sonido no deseado, es fácil comprender que no siempre las fuentes sonoras del interior de un hogar son fuentes de *ruido*. Por ejemplo, si uno no desea escuchar la radio, simplemente la apaga, por lo tanto la misma no constituiría una fuente de ruido. Sin embargo, uno no tiene ese mismo control sobre las fuentes de ruido externas que causan grandes molestias, como lo es, en forma absolutamente preponderante, el tráfico automotor urbano.

2 DEFINICIONES Y CONCEPTOS

2.1 SONIDO Y RUIDO

El sonido que nosotros percibimos es el resultado de una fuente sonora que, al inducir vibraciones en el aire, produce bandas alternadas de partículas de aire relativamente más y menos densas, que se propagan desde la fuente de sonido, de la misma forma que las ondulaciones lo hacen sobre el agua luego de arrojar una piedra [4]. El movimiento de las partículas produce una fluctuación de carácter oscilatorio en la presión atmosférica normal, u ondas de sonido, las cuales se propagan a través de un medio elástico (gas, líquido o sólido). En principio, podemos decir que el sonido se propaga en ondas esféricas concéntricas, y se irradia en línea recta en todas direcciones desde la fuente (en el caso de una fuente no directiva), pudiendo ser reflejadas y dispersadas, o bordear obstáculos.

Podemos definir una fuente sonora como cualquier cosa que, a través de vibraciones mecánicas o la turbulencia del aire, genera energía acústica en los rangos audibles de amplitud y frecuencia. Cuando la fuente deja de vibrar, las ondas sonoras desaparecen casi instantáneamente, y el sonido se detiene. El oído humano es extremadamente sensible a las fluctuaciones de la presión del aire, las cuales se convierten en sensaciones auditivas.

El ruido, a su vez, se define como "sonido no deseado". En gran medida, está determinado por la percepción subjetiva de las personas, lo cual a su vez, varía de un individuo a otro, e incluso, para un mismo individuo, dependiendo de la situación o circunstancias [1]. Debido a su naturaleza subjetiva, no es posible medir el ruido con ninguna unidad objetiva. A los efectos de clasificar y comparar diferentes eventos de ruido, es necesario dar, al menos, una descripción aproximada mediante valores cuantitativos. A este propósito, el sonido, que es la parte física del ruido, se describe a través de magnitudes cuantitativas, relativas a sus tres características principales:

- Amplitud (percibida como fuerza, potencia o sonoridad).
- Frecuencia (percibida como tono).
- Patrón temporal

2.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL SONIDO

Como dijimos anteriormente, el sonido puede ser descrito a partir de sus principales características físicas: amplitud, frecuencia, y patrón temporal.

La amplitud de un sonido es lo que percibimos como su fuerza, potencia o sonoridad. En realidad, este término corresponde a la amplitud de las variaciones de presión atmosférica que constituyen el sonido. La presión sonora es la medida fundamental de la amplitud del sonido, y es parte componente de varios descriptores que veremos más adelante.

La velocidad a la que vibra la fuente sonora, y por lo tanto, la velocidad a la que vibra el aire, determina la frecuencia del sonido, la que se percibe como el tono del sonido. La mayoría de los sonidos están compuestos por una mezcla de tonos, de variada frecuencia y amplitud.

El sonido también puede caracterizarse por sus diferentes patrones temporales: continuo, fluctuante, impulsivo, intermitente. Los sonidos continuos son aquellos generados por largos períodos de tiempo a un nivel constante. Los fluctuantes son aquellos cuya amplitud varía en el tiempo, como el producido por el tráfico vehicular urbano. Lo impulsivos son aquellos que se caracterizan por tener una duración extremadamente corta de tiempo, como un disparo de arma de fuego. Los sonidos intermitentes son aquellos producidos por intervalos de tiempo relativamente cortos, como el despegue o aterrizaje de un avión.

2.3. MAGNITUDES FÍSICAS Y UNIDADES

La fuerza o intensidad del sonido se describe en función de la amplitud media de las ondas de presión p que producen el sonido.

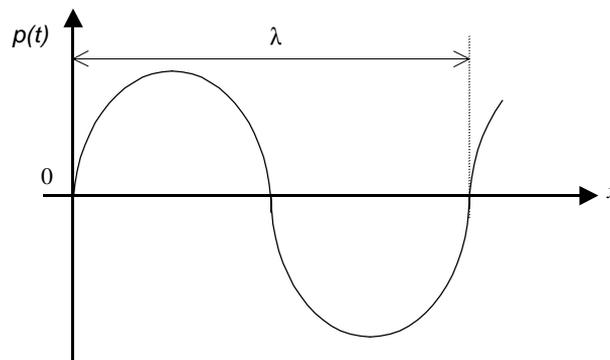


Figura 2.1. Onda de presión sonora [6].

El aire posee una presión estática, en ausencia de sonido, P_0 , de 760mm de mercurio, o 10^5 Pascales (N/m^2). En presencia de sonido, a la presión estática se le suman las variaciones de presión sonora, por lo que la presión atmosférica en un dado instante será $P_0 + p(t)$. Si restamos el valor de presión estática, tenemos solamente las variaciones de presión inducidas por la fuente sonora, $p(t)$, lo que llamamos *presión sonora instantánea*. En la figura 2.1, las abscisas representan la distancia desde la fuente sonora, y las ordenadas, las variaciones de presión sonora.

Definimos presión sonora eficaz p como el valor cuadrático medio de la presión sonora instantánea $p(t)$, integrado sobre un número entero de períodos.

El nivel de presión sonora, o SPL (del inglés: *Sound Pressure Level*), se denota con el símbolo L_p , y se expresa en decibeles (dB). El dB no es una unidad de medida, sino una relación logarítmica entre la presión sonora eficaz p y una presión de referencia, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$L_p = 10 \cdot \log \left(\frac{p}{p_0} \right)^2$$

donde la presión de referencia p_0 equivale a 20 micropascales, correspondiente en forma aproximada al umbral de la audición humana normal a una frecuencia de 1KHz. El valor exacto de dicho umbral puede variar ligeramente de individuo a individuo, pudiendo incluso algunas personas percibir sonidos de menor intensidad (SPL < 0dB), pero se ha adoptado internacionalmente el valor de 20 μ Pa como referencia para las mediciones de nivel de presión sonora.

La escala logarítmica resulta conveniente, dado el enorme rango de valores que se manejarían con una magnitud lineal. El oído humano posee un rango de respuesta en amplitud extremadamente amplio; puede percibir sonidos desde 0dB (umbral de audibilidad) hasta 130dB (umbral de dolor).

Al ser una magnitud logarítmica, es importante notar que la suma de niveles de presión sonora no se realiza sumando aritméticamente los valores en dB. Por ejemplo, si a un sonido de 70dB se le suma otro sonido de 70dB, el resultado total no es 140dB, sino un nivel de presión sonora de 73dB, o sea, un incremento de 3dB. Como la potencia acústica es proporcional a la presión eficaz al cuadrado, para sumar niveles de presión sonora, primeramente debemos expresar estos valores en términos de presión cuadrática media.

$$p_T^2 = p_1^2 + p_2^2$$

$$\left(\frac{p_T}{p_0} \right)^2 = \left(\frac{p_1}{p_0} \right)^2 + \left(\frac{p_2}{p_0} \right)^2$$

Despejando de la definición de L_p :

$$\left(\frac{p}{p_0} \right)^2 = 10^{L_p/10}$$

La expresión del L_p resultante de la suma de dos sonidos cuyos niveles de presión sonora son L_{p1} y L_{p2} es:

$$L_p = 10 \cdot \log \left(10^{L_{p1}/10} + 10^{L_{p2}/10} \right)$$

En nuestro caso:

$$L_{p1} = L_{p2} = 70$$

Luego:

$$L_p = 10 \cdot \log(10^7 + 10^7)$$

$$L_p = 10 \cdot \log(2 \cdot 10^7)$$

$$L_p = 10 \cdot (\log 2 + \log 10^7)$$

$$L_p = 10 \cdot (0,3 + 7)$$

$$L_p = 73$$

En el caso en que se sumen dos sonidos de diferentes niveles, el de menor nivel suma menos al de mayor nivel a medida que la diferencia entre ambos se amplía. Si la diferencia es de 10dB, el sonido de menor nivel prácticamente no suma nada al de mayor amplitud. En otras palabras, sumarle un sonido de 60dB a uno de 70dB sólo incrementa el nivel de presión sonora total en aproximadamente 0,4dB.

La frecuencia de un sonido denota la cantidad de oscilaciones por segundo que ocurren en el aire en el cual el sonido se propaga, y se mide en Hertz (Hz), o ciclos por segundo. En los sonidos monofrecuentes, la frecuencia se asocia a la percepción del tono; sin embargo, la mayoría de los sonidos que se encuentran en la naturaleza y el medio ambiente son multifrecuentes, o sea, están conformados por una compleja suma de varias componentes de frecuencia.

El rango de frecuencias audibles del oído humano se extiende aproximadamente de 20Hz a 20KHz, para personas jóvenes sin problemas auditivos. En el punto siguiente veremos más detalles sobre el oído humano, pero podemos adelantar que su respuesta en frecuencia no es plana, siendo más sensible para tonos de frecuencias entre 1KHz y 5KHz, menos sensible para frecuencias más altas, y menos sensible aún para frecuencias más bajas.

2.4 EL OÍDO HUMANO

El oído humano es capaz de captar sonidos de muy variadas intensidades. Se ha adoptado como umbral de audición el valor de 20μPa (0dB), aunque se han detectado personas capaces de percibir sonidos de intensidad aún menor. El límite superior está dado por el umbral del dolor, el cual se encuentra aproximadamente en 130dB [1]. La Organización Mundial de la Salud establece que, para evitar lesiones al oído interno por ruidos impulsivos, los niveles pico no deben superar los 140dB para adultos [2], aunque no hay que descartar la posibilidad de daños al oído a partir de los 120dB, dependiendo del tiempo de exposición. Para el caso de niños, la OMS establece el límite para el nivel pico de ruidos impulsivos en 120dB.

Respecto a la frecuencia, podemos decir que el oído humano tiene la capacidad de identificar sonidos cuyas frecuencias estén comprendidas entre 20Hz y 20KHz, aunque se han encontrado personas capaces de detectar sonidos de frecuencias tan bajas como 16Hz. El límite superior, en cambio, no es tan simple de determinar. Se han hecho varios estudios, empleando diferentes técnicas, las que han arrojado resultados distintos. Por ejemplo, la capacidad de distinguir un tono de frecuencia muy alta, como 18 ó 20KHz depende, en gran medida, de si dicho tono está aislado o superpuesto a un programa musical, y, por supuesto, de la habilidad del oyente. Se han llegado a dar casos excepcionales de personas capaces de escuchar hasta 25KHz, pero para todos nuestros análisis tomaremos como rango audible un espectro de 20Hz a 20KHz.

Pueden existir diferencias importantes entre las capacidades auditivas de diferentes individuos, así como las hay en otros parámetros como la altura o el peso, sin que esto signifique una anomalía. Adicionalmente, también es normal que se produzca un deterioro gradual de la audición con el avance de la edad.

Tal como dijimos anteriormente, la respuesta en frecuencia del oído humano no es plana; la zona de mayor sensibilidad se encuentra en las frecuencias intermedias, aproximadamente entre 1KHz y 5KHz. Esto significa que sonidos con igual nivel de presión sonora, pero de distintas frecuencias, son percibidos como si tuvieran diferente sonoridad o intensidad.

La intensidad o sonoridad de un sonido percibida subjetivamente por un individuo se denomina "fon". Las curvas que unen puntos de igual sonoridad se denominan isofónicas (ver figura 2.2). Estas curvas relacionan una magnitud objetiva, el SPL, con una subjetiva: la sonoridad.

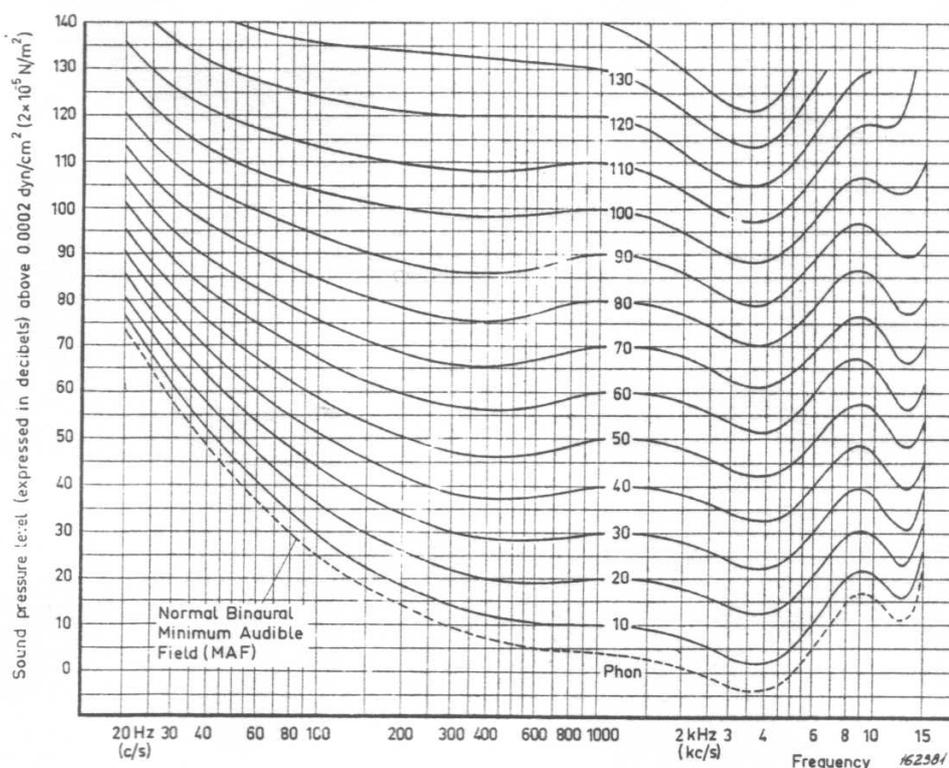


Figura 2.2. Curvas isofónicas normalizadas, ISO 226 [11].

Supongamos que tenemos un sonido de 1KHz con una intensidad de 10dB. Por definición, este sonido tiene una sonoridad de 10 fones. Como el oído humano se va haciendo gradualmente menos sensible a medida que nos movemos hacia frecuencias más bajas, para que un sonido de 63Hz sea percibido con igual intensidad que el anterior, el mismo deberá tener un nivel de presión sonora de 40dB. Decimos entonces que ambos sonidos tienen igual sonoridad desde el punto de vista de la percepción subjetiva del oyente. Por lo tanto, para una frecuencia de 63Hz, la curva isofónica de 10 fones pasará por 40dB de SPL. Otra conclusión es que todos los puntos de una dada curva isofónica tendrán igual intensidad sonora percibida por el oído. También se desprende de lo anterior que la curva isofónica de 0dB corresponde al umbral de audición en función de la frecuencia.

Otra característica del oído humano que queda evidenciada en las curvas de la figura 2.2 es su no linealidad. De hecho, la respuesta en frecuencia del oído es función del nivel de intensidad sonora. Se puede apreciar claramente que las curvas isofónicas de mayor sonoridad son considerablemente más planas que las de menor sonoridad.

2.5 PONDERACIÓN DE LA MEDICIÓN DE NIVEL DE PRESIÓN SONORA

A los efectos de que el nivel de presión sonora medido con un instrumento coincida con el percibido por el oído, se utiliza un filtro de ponderación denominado "A" para ponderar la medición. La figura 2.3 muestra el esquema en bloques de un medidor de nivel sonoro, incluyendo el filtro de ponderación.

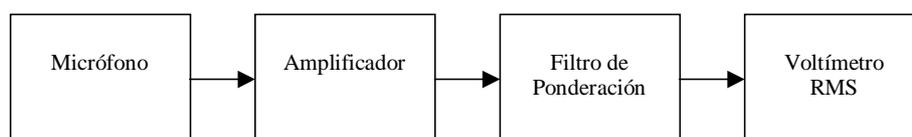


Figura 2.3. Esquema de un medidor de nivel sonoro [6].

El filtro A es un filtro pasabanda centrado en 2500Hz, con una atenuación de cerca de 20dB en 100Hz, 2,5dB en 10KHz, y aproximadamente 10dB de atenuación en 20KHz. Este filtro intenta reproducir la respuesta en frecuencia del oído humano, y se aproxima a la inversa de la curva isofónica de 30 fones. Sin embargo, es una aproximación grosera, porque como sabemos, la respuesta del oído no es lineal, sino que varía con los niveles sonoros.

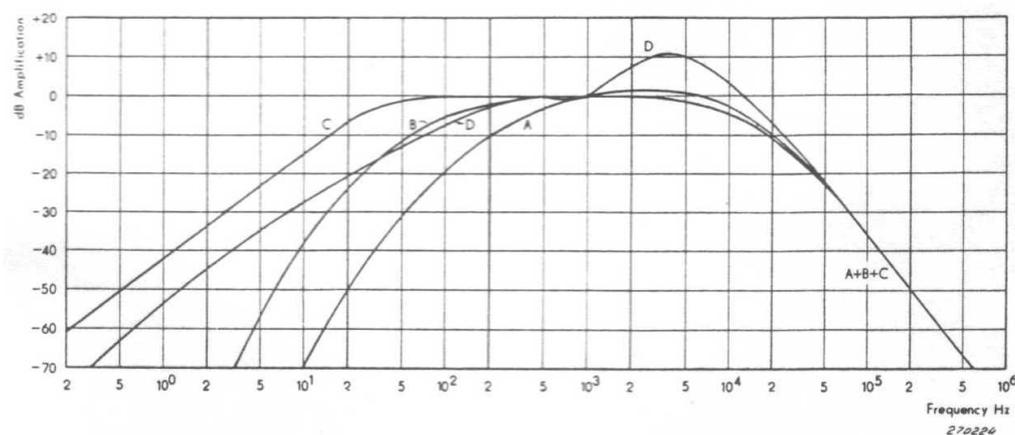


Figura 2.4. Filtros de ponderación A, B, C y D [11].

El nivel medido de esta forma se denomina $L_p(A)$, y se expresa en dB(A). Esta curva data de la década de 1930, y es la más extensamente utilizada en todo el mundo. Otras curvas fueron propuestas posteriormente, pero, en general, se prefirió seguir empleando este filtro para no perder todas las mediciones realizadas durante años. El filtro A se ha constituido prácticamente en el estándar internacional para mediciones de ruido acústico.

Las curvas B y C intentan representar la respuesta del oído a niveles más alto de intensidad sonora, pero no son tan utilizadas [6]. El filtro C es un pasabanda que presenta frecuencias de

corte a -3dB en 31,5Hz y 8KHz, y una gran atenuación en frecuencias fuera de la banda pasante.

Es posible realizar una primera aproximación al análisis en frecuencia del ruido, calculando la diferencia entre los niveles medidos con los filtros A y C. Esto nos da una indicación de la presencia de componentes de baja frecuencia en el sonido medido.

La norma IEC 468 establece otra curva, la cual fue desarrollada para maximizar su respuesta a los ruidos impulsivos que se suelen acoplarse a los cables de audio en las centrales de conmutación telefónica. También se utiliza, por ejemplo, para medir el ruido eléctrico de un preamplificador de audio, y estudiar cómo se distingue el sonido del ruido de fondo. Ésta no tiene el máximo en 1KHz, sino en 6,3KHz, donde presenta 12dB de ganancia, relativo al valor a 1KHz. A partir de ahí, su respuesta decae a -6dB/octava hacia las bajas frecuencias, y atenúa rápidamente las altas frecuencias, a -30dB/octava.

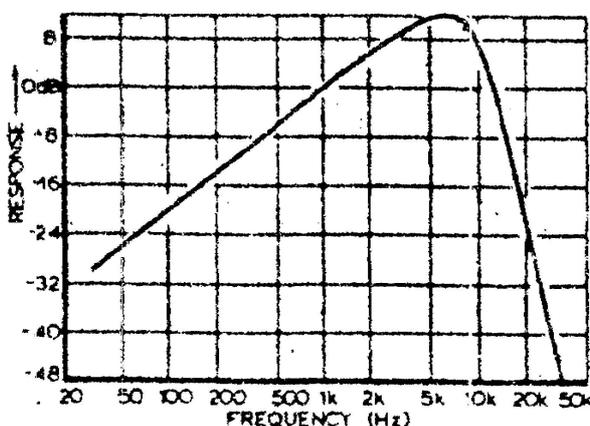


Figura 2.5. Filtros de ponderación IEC 468 [6].

Además de los vistos anteriormente, existe otro filtro de ponderación, denominado "E".

Un análisis en frecuencia del ruido con mayor grado de detalle puede ser llevado a cabo empleando filtros por octavas o por tercios de octava. Una octava es un intervalo de frecuencias comprendido entre una frecuencia inicial f_1 y una frecuencia final f_2 tales que se cumple que:

$$f_2 = 2 \cdot f_1$$

La frecuencia central de una octava es una frecuencia f_0 tal que:

$$f_1 = \frac{f_0}{\sqrt{2}} \quad ; \quad f_2 = \sqrt{2} \cdot f_0$$

Los filtros de octavas son, entonces, filtros pasabanda de respuesta plana, con frecuencias de corte a -3dB a $\frac{f_0}{\sqrt{2}}$ y $\sqrt{2} \cdot f_0$. En acústica las octavas están estandarizadas, y se las denomina comúnmente por sus frecuencias centrales. Éstas son: 16, 31,5Hz, 63Hz, 125Hz,

250Hz, 500Hz, 1KHz, 2KHz, 4KHz, 8KHz, y 16KHz. Como ejemplo, y de acuerdo a las propiedades descritas más arriba, la octava de 1KHz se extiende desde los 707Hz hasta los 1414Hz.

Un tercio de octava es un intervalo de frecuencias comprendido entre una frecuencia inicial f_1 y una frecuencia final f_2 , tales que se cumple que:

$$f_2 = \sqrt[3]{2} \cdot f_1$$

de forma tal que dentro de una octava existen tres tercios de octava. La frecuencia central de un tercio de octava es una frecuencia f_0 tal que:

$$f_1 = \frac{f_0}{\sqrt[6]{2}} \quad ; \quad f_2 = \sqrt[6]{2} \cdot f_0$$

Por ejemplo, podemos dividir la octava de 1KHz (de 707Hz a 1414Hz) en tercios de octava, utilizando las propiedades mencionadas anteriormente:

Primer tercio: de 707Hz a 891Hz; frecuencia central: 794Hz.

Segundo tercio: de 891Hz a 1122Hz; frecuencia central: 1000Hz.

Tercer tercio: de 1122Hz a 1414Hz; frecuencia central: 1259Hz.

Un diagrama en bloques de un medidor de nivel sonoro con filtros de octavas o tercios de octava puede verse en la figura 2.6.

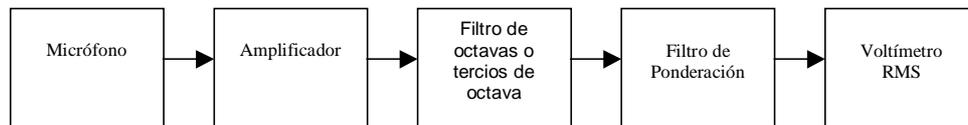


Figura 2.6. Esquema de un medidor de nivel sonoro [6].

Al realizar mediciones de ruido debemos, además, integrar las fluctuaciones instantáneas de presión en un determinado intervalo de tiempo. Para recrear el tiempo de integración del oído humano, la mayoría de los medidores de nivel sonoro poseen una constante de tiempo estándar denominada "*Fast*" (rápida), que corresponde a un intervalo de tiempo de 125ms [2], [3]. De esta forma se obtienen mediciones bastante aproximadas a la percepción del oyente. Los medidores también suelen incluir otras dos constantes de tiempo, una de ellas denominada "*Impulse*" (impulsiva), del orden de los 50µs, y la otra "*Slow*" (lenta), de 1s. Esta última resulta de utilidad cuando se quiere estabilizar la lectura de una medición que presenta variaciones muy rápidas.

A continuación, en la tabla 2.1, listamos los valores referenciales en dB(A) de algunos sonidos para relacionar mejor los valores de la escala logarítmica de decibeles con los sonidos (o ruidos) cotidianos que pueden encontrarse a diario al aire libre.

| Sonido | SPL en dB(A) |
|--|--------------|
| Umbral de audición a 1KHz (aproximadamente) | 0 |
| Percibido como silencio total | 0 a 20 |
| Ligero movimiento de las hojas de los árboles | 25 a 30 |
| Estudio de grabación | 25 a 35 |
| Área urbana en calma, entre las 02:00 y las 04:00 AM | 35 a 45 |
| Dormitorio (durante la noche; idealmente) | 35 a 45 |
| Automóvil regulando, a 7,5m | 45 a 55 |
| Oficina silenciosa | 50 a 60 |
| Conversación normal | 60 a 70 |
| Ruido de tránsito | 75 a 90 |
| Interior de un subterráneo | 90 a 100 |
| Tren de carga a 100Km/h, a 7,5m (motor diesel; nivel pico) | 95 a 100 |
| Discoteca (interior) | 95 a 110 |
| Despegue de avión a reacción, a 100m | 110 a 115 |
| Vuelo militar a baja altitud | 105 a 120 |
| Remachadora neumática | 120 |
| Posible lesión auditiva, incluso para cortos tiempos de exposición | >120 |
| Umbral de dolor | 130 a 140 |

Tabla 2.1. Valores referenciales de diferentes sonidos [1], [6].

2.6 ASPECTOS PSICOLÓGICOS DEL RUIDO

El carácter subjetivo del ruido viene dado desde la misma definición: sonido no deseado. Esto significa que un ruido puede ser molesto para una persona y no serlo para otros; o resultar más molesto para unos que para otros. Generalizando, dependiendo el tipo de ruido o la característica de la fuente sonora, distintos sonidos con igual nivel SPL pueden causar grados de molestia muy diferentes. Por ejemplo: iguales niveles SPL de ruido de aeronaves y de tráfico vehicular no resultan en iguales molestias. Por razones subjetivas o psicológicas, el ruido de aeronaves causa una incomodidad mayor. A su vez, a igualdad de intensidad sonora, el ruido de tráfico automotor causa un grado de molestia superior al del tráfico ferroviario [2].

La figura 2.7 muestra un gráfico del porcentaje de la población gravemente perturbada por el ruido en función del nivel SPL medido, para los tres tipos de fuentes que acabamos de mencionar, de acuerdo a una encuesta realizada en Holanda en el año 1999.

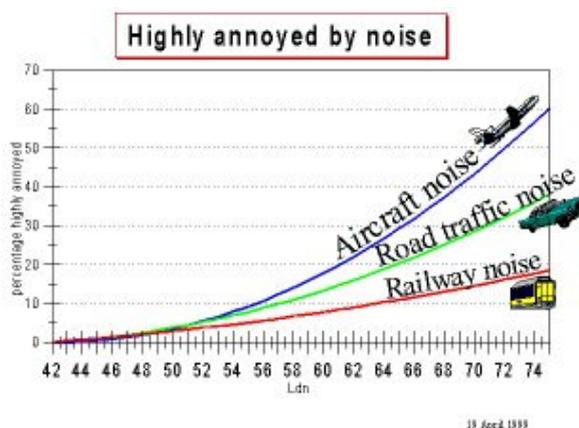


Figura 2.7. Porcentaje de la población gravemente perturbada por el ruido [7].

La figura 2.8 muestra un gráfico similar al anterior, resultado de un estudio realizado en Italia, en el cual se discrimina el ruido de tráfico automotor en tráfico urbano y de autopistas [3].

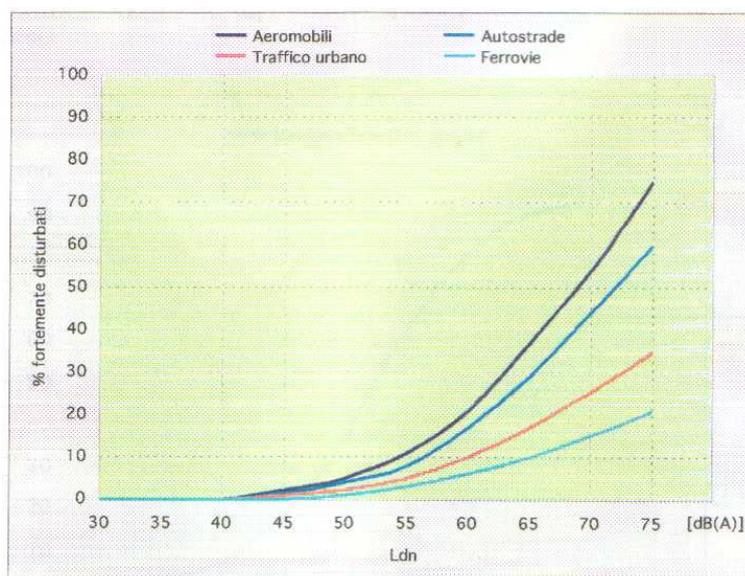


Figura 2.8. Porcentaje de la población fuertemente perturbada por el ruido [3].

Comparando ambos gráficos, encontramos similitudes, como que a 55dB(A) todos los porcentajes están debajo del 10%. Se nota además que a niveles tan altos como 75dB(A), el porcentaje altamente molesto por ruido ferroviario apenas llega a valores cercanos al 20%, mientras que la molestia causada por ruido de aeronaves supera el 60%.

A los efectos de comparar los datos de tráfico automotor, en el estudio italiano podemos hacer un promedio ponderado de los datos para tráfico urbano y de autopistas, en función de la cantidad de personas expuestas a uno y otro tipo de fuente sonora. Suponiendo un mayor número de personas expuestas al primer tipo de ruido, y utilizando un factor porcentual de 25/75, se obtienen valores muy similares para ambos casos: entre 20 y 30% de personas altamente perturbadas para niveles sonoros entre 65 y 70dB(A), y cerca del 40% para 75dB(A).

Cuando un sonido contiene tonos monofrecuentes, o componentes de frecuencia muy bajas, es considerado por quien lo percibe como muy molesto. Adicionalmente, se ha encontrado que ruidos con patrones temporales incluyendo variaciones regulares pueden resultar más molestos que ruidos continuos. Particularmente, se sugiere que, en un ruido intermitente, un ritmo de variación de 4 por segundo puede ser el más molesto [2]. Entonces, estas características de los sonidos deben ser consideradas en las mediciones de ruido, para que estas últimas se ajusten lo más posible a la percepción real de las personas expuestas.

Otro factor, no menos importante, es que las personas suelen volverse más sensibles al ruido durante la noche. Esto es compatible con otro punto de vista, que sugiere que el grado de molestia depende de cuánto más fuerte sea el ruido en cuestión que el ruido de fondo o ambiente.

En conclusión, la sola medición del nivel sonoro no brinda información suficiente sobre el nivel de ruido o la existencia de molestias en la población expuesta. Por este motivo, es importante tener en consideración los factores cualitativos o subjetivos, además de los cuantitativos, al realizar valoraciones de nivel de ruido.

3 DESCRIPTORES E INDICADORES DE RUIDO

La relación entre las complejas características del ruido ambiente y su efecto sobre las personas no es nada simple, por lo que efectuar un análisis cabal de la exposición al ruido de una población implicaría un volumen de información enorme, poco práctico de administrar y de comparar. La finalidad de un descriptor o indicador es reducir este complejo escenario de ruido a una magnitud que siga siendo significativa, pero que sea más escueta y simple de manejar. Por supuesto, se perderán detalles puntuales del evento global, ya que, necesariamente, estos parámetros simplificados constituyen una representación incompleta de la realidad. Pero este es un compromiso aceptable. Los indicadores no se usan solamente en Acústica; su utilización también es común en otras actividades. Como ejemplo podemos citar los indicadores empleados en las Bolsas de Valores, el "Riesgo País" y el PBI.

3.1 DESCRIPTORES ESTADÍSTICOS

Para poder analizar convenientemente un fenómeno complejo y variable como el ruido, se hace necesario el empleo de herramientas estadísticas, más específicamente, de descriptores estadísticos de ruido. Los dos tipos de análisis de este tipo más utilizados son el distributivo y el acumulativo.

El análisis distributivo indica por cuánto tiempo el nivel sonoro ha estado dentro de un dado intervalo, como podría ser entre 67.0 y 68.0dB(A). En la figura 3.1 podemos ver un ejemplo de análisis distributivo, realizado en base a valores ficticios, tomados al sólo efecto de ilustrar el concepto.

Análisis Distributivo

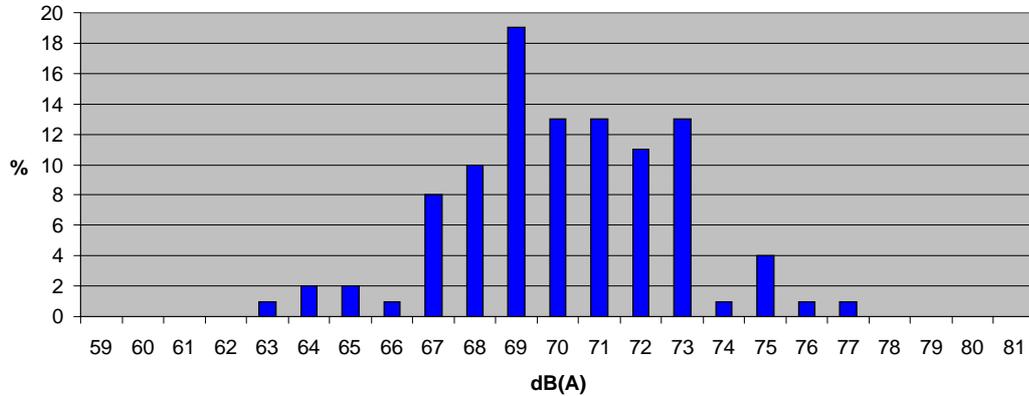


Figura 3.1. Gráfico de análisis distributivo.

El análisis acumulativo, en cambio, brinda indicación de por cuánto tiempo un determinado nivel sonoro ha sido superado. En la figura 3.2 podemos ver el gráfico correspondiente a este tipo de análisis.

Análisis Acumulativo

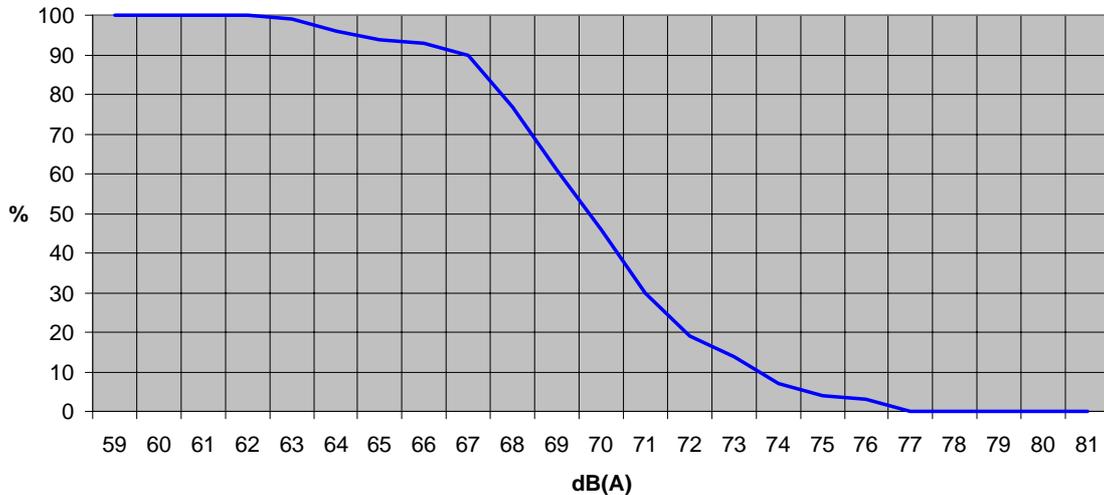


Figura 3.2. Gráfico de análisis acumulativo.

En la curva podemos apreciar que niveles relativamente bajos de sonoridad, como 60dB(A), fueron superados durante todo el tiempo de esta hipotética medición. Es decir, todos los valores obtenidos en la medición fueron superiores a 60dB(A), mientras que nunca se alcanzaron valores tan altos como 80dB(A). Este último tipo de análisis es más utilizado, y en base al mismo se definen los descriptores estadísticos de ruido comúnmente conocidos como "percentiles", los cuales sirven para dar información acerca de cómo varía o fluctúa el nivel sonoro durante el período de medición.

El nivel percentil L_x representa el valor de $L_p(A)$ que fue superado durante el x porcentaje del tiempo de medición. Los percentiles más utilizados son el L_1 , L_5 , L_{10} , L_{50} , L_{90} , L_{95} , y L_{99} .

L_{90} , L_{95} y L_{99} se suelen utilizar para indicar lo que se conoce como ruido de fondo, ya que es el nivel de presión sonora mínimo o de base, que está presente casi todo el tiempo.

L_1 , L_5 y L_{10} se suelen utilizar para indicar lo que se conoce como "pico de ruido". Nótese que, por ejemplo, un $L_{10} = 80\text{dB(A)}$ indica que solamente durante un 10% del tiempo que duró la medición el nivel sonoro estuvo por encima de esa marca, sin hacer referencia al valor máximo obtenido durante ese período, por lo que posibles picos esporádicos de niveles de sonoridad excepcionalmente elevados quedan encubiertos, no siendo reflejados en este descriptor. Por este motivo, los percentiles son considerados más representativos que los valores máximos y mínimos absolutos, y, particularmente, L_{10} y L_{90} son dos de los más utilizados. En particular, a la diferencia entre estos dos últimos ($L_{10} - L_{90}$) se la suele denominar *clima de ruido*.

L_{50} indica el valor que fue superado durante el 50% del tiempo de medición. Dicho de otra forma, representa la mediana de los valores medidos. Recordando el concepto de mediana, si ordenáramos de mayor a menor todas las muestras obtenidas, ésta equivale al valor central, o al promedio de los dos valores centrales en caso que la cantidad de muestras sea par, de modo que existe igual cantidad de muestras mayores y menores que L_{50} . Notemos que este parámetro es diferente al promedio de los valores. Si, por ejemplo, dentro de los valores obtenidos hubiera un valor anormalmente elevado, podríamos suponer que quizás esa muestra fuera debida a otros factores, y no fuera representativa del fenómeno que estamos analizando. En ese caso, la mediana arrojaría un resultado mucho más representativo que el promedio de las muestras.

3.2 EL NIVEL DE RUIDO EQUIVALENTE

Como sabemos, el nivel sonoro es variable en el tiempo. Estas fluctuaciones pueden ser advertidas claramente si, por ejemplo, nos detenemos en un semáforo y escuchamos atentamente los motores regulando de los vehículos que se encuentran momentáneamente detenidos, la aceleración de estos vehículos al arrancar (en particular ante la presencia de unidades de transporte público de pasajeros), y los vehículos que circulan normalmente. Debido a esto, es muy común que se utilice el concepto de nivel equivalente para mediciones a lo largo de ciertos períodos (no instantáneas).

Durante el intervalo de tiempo que dura una medición, tenemos un nivel sonoro instantáneo que varía con el tiempo. Es posible calcular la energía total proporcionada por el mismo durante el tiempo de medición. Luego, para determinar el nivel equivalente, se calcula el nivel de sonido continuo que aporta la misma dosis de energía que el sonido variable, ponderado A, durante el intervalo de tiempo dado. El nivel equivalente viene entonces dado por la siguiente ecuación:

$$L_{eq}(A) = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_1} \left(\frac{p_A(t)}{p_0} \right)^2 dt \right]$$

donde $T = (t_1 - t_0)$ es el período de medición, $p_A(t)$ es la presión sonora instantánea ponderada según la curva A, y p_0 es la presión de referencia, $20\mu\text{Pa}$. Visto de otra forma, también podemos

decir que el nivel equivalente es la energía media del nivel sonoro instantáneo a lo largo de un período de tiempo determinado.

Cuando se tiene una serie de valores discretos, producto de haber realizado n mediciones de nivel sonoro con un determinado período de muestreo fijo, y asumiendo que el nivel sonoro se mantiene constante dentro de cada período, la integral de la ecuación anterior se reduce a una sumatoria:

$$L_{eq}(A) = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 10^{L_i(A)/10} \right]$$

En la figura 3.3 vemos un ejemplo en el cual se representa el nivel sonoro instantáneo (trazo continuo), el nivel equivalente progresivo (trazo segmentado), y el nivel continuo equivalente para todo el período (trazo punteado).

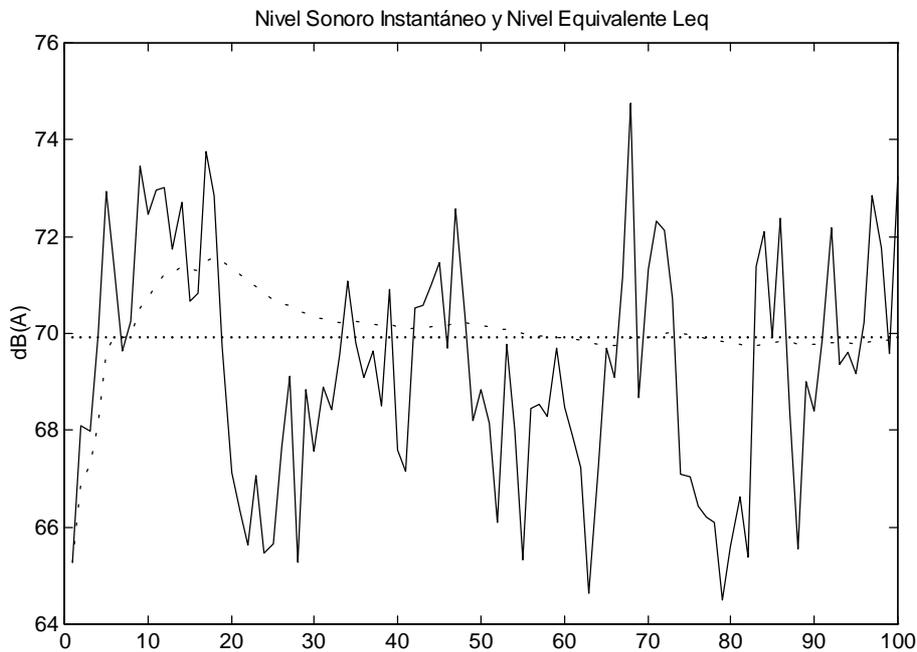


Figura 3.3. Curva de nivel sonoro y L_{eq} .

Cuando en lugar de la curva A se utiliza el filtro de ponderación C, y se obtiene el nivel continuo equivalente trabajando en forma análoga a lo visto anteriormente, el nivel equivalente obtenido se denomina $L_{eq}(C)$.

3.3 INDICADORES DE RUIDO

Existen varios indicadores de ruido. Estos parámetros, basándose en los descriptores vistos anteriormente, pretenden dar una indicación del nivel de ruido que logre acercarse más al nivel de molestia percibido por las personas expuestas.

Traffic Noise Index (TNI):

Griffith y Langdon detectaron, mediante encuestas realizadas en Londres, que las molestias percibidas guardaban cierta relación con el clima de ruido [8]. Desarrollaron entonces un indicador que tuviera en cuenta aquellos parámetros. El *TNI*, o Índice de Ruido de Tránsito, está dado por la siguiente fórmula:

$$TNI = 4(L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30$$

Noise Pollution Level (NPLL):

Robinson propuso un índice que tuviera en cuenta el hecho de que a mayores fluctuaciones en el nivel sonoro, mayor es la molestia percibida por las personas. Propuso entonces un indicador de ruido que está conformado por una combinación de dos factores: el nivel equivalente y la desviación estándar de las muestras en el mismo período. El *NPLL*, o Nivel de Contaminación por Ruido, está dado por la siguiente fórmula:

$$NPLL = L_{eq} + K\sigma$$

donde L_{eq} es la energía media del nivel sonoro dentro de un período de tiempo dado, pudiendo también emplearse $L_{eq}(A)$, σ es la desviación estándar, y K es una constante que se estableció de valor igual a 2,56, debido a que ese valor, aparentemente, concordaba mejor con los estudios realizados en la población. Por ese motivo, es común hallar referencias al *NPLL* directamente expresadas de la siguiente forma:

$$NPLL = L_{eq} + 2,56\sigma$$

Sound Exposure Level (SEL):

También conocido como *Single Event Level*, el *SEL* intenta valorar más acertadamente ruidos de eventos únicos, como el pasaje de un avión o un tren. Está basado en la integración de todo el evento sonoro, teniendo en cuenta la cantidad total de energía del evento.

El valor *SEL* se define como el nivel de sonido continuo durante un período de 1s que contiene la misma energía que el evento sonoro individual completo. De las tres constantes de tiempo definidas en el punto 2.5, *Impulse*, *Fast* y *Slow*, la más empleada internacionalmente para este tipo de mediciones es la rápida (*Fast*). En particular, el *SEL* que se obtiene empleando la constante de tiempo impulsiva se denomina *IEL* [15]. Para un evento sonoro ocurriendo durante un intervalo de tiempo T , la relación entre el *SEL* y $L_{eq}(A)$ es:

$$SEL = L_{eq}(A) + 10 \cdot \log\left(\frac{T}{1s}\right)$$

Habitualmente se trabaja con el filtro de ponderación A, pero para sonidos impulsivos, como disparos de armas de fuego, el análisis con la curva C se correlaciona mejor con la sensación de sonoridad percibida [2].

Nivel Equivalente Máximo:

Cuando hablamos de eventos sonoros individuales, el valor instantáneo máximo del mismo es un parámetro importante. El valor $L_{max}(A)$ debe medirse con la constante de tiempo rápida (*Fast*), ya que así se obtendrá una buena correlación con la sensación de sonoridad percibida por el oído. Para sonidos impulsivos de duración extremadamente corta, puede emplearse la constante de tiempo impulsiva, y comúnmente, en estos casos se emplea el filtro de ponderación C.

Nivel Equivalente Día-Noche:

Este indicador se denomina L_{dn} , y pretende dar una idea del nivel de ruido a lo largo de las 24 horas del día, teniendo en consideración el hecho de que durante la noche la población se vuelve más sensible al ruido, y, si bien habitualmente los niveles sonoros disminuyen en cierta medida durante ese período, su importancia relativa aumenta.

Se trata del $L_{eq}(A)$ para un período de 24 horas, con una penalización de 10dB para los niveles equivalentes medidos durante la noche. Las horas que comprenden el período nocturno varían de acuerdo a las costumbres y cultura de cada pueblo, siendo necesario relevar información acerca del comportamiento promedio de la población en cada caso; pero en general se trata de un período de 8 horas, comprendido entre las 22:00 y las 06:00, ó entre las 23:00 y las 07:00. Si bien el tiempo promedio de sueño suele ser menor que 8 horas, la duración de este período se estableció a los efectos de proteger tanto a los que se acuestan temprano como a aquellos que lo hacen un poco más tarde. De esta manera, para calcular L_{dn} , se obtiene un nivel equivalente para el período de 16 horas del *día* (L_d), y un nivel equivalente para la *noche* (L_n). A este último se le suma 10dB, y luego, se promedia con el $L_{eq}(A)$ del *día*, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$L_{dn} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{24} \left(16 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right]$$

Como ejemplo, si durante el *día* medimos un nivel equivalente de 60dB(A), y durante la *noche*, 50dB(A), el L_{dn} será igual a 60dB(A).

Nivel Equivalente Día-Tarde-Noche:

En algunos países se agrega el concepto de "*evening*" (atardecer o anochecer), que a los efectos del presente trabajo será traducido simplemente como *tarde*, en concordancia con el término empleado en la versión en español de la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo [9]. Este concepto comprende el período vespertino que antecede a la *noche* (período de sueño), en el cual generalmente la población goza de su tiempo libre, fuera del horario típico de trabajo. Esta definición puede abarcar también el período de la siesta, si fuera conveniente. Por estos motivos, se entiende que en este período del día hay un cierto aumento en la sensibilidad al ruido.

El concepto es muy similar al anterior. En este caso, a los valores medidos durante el período vespertino (L_e) se penalizan con 5dB. La Unión Europea ha decidido emplear este indicador,

pero deja a criterio de los distintos Estados miembros decidir a qué hora empiezan el *día*, la *tarde* y la *noche*. Sin embargo, fija los valores por defecto, que son: *día*: de 07:00 a 19:00; *tarde*: de 19:00 a 23:00; *noche*: de 23:00 a 07:00 [9]. El nivel L_{den} se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{24} \left(12 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right]$$

Nivel Equivalente Noche:

Este indicador también es utilizado por la Unión Europea. Se simboliza como L_n , y consiste simplemente en el valor $L_{eq}(A)$ medido durante las horas de la *noche* (sin el incremento de 10dB).

Nivel Equivalente de Fin de Semana:

En muchos casos puede ser aconsejable identificar los datos obtenidos los sábados, domingos y feriados, ya sea L_{dn} , L_{den} o cualquier otro indicador de 24 horas.

Nivel Promedio:

En este caso simplemente calculamos la media aritmética de los valores instantáneos de $L_p(A)$:

$$L_{prom}(A) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n L_{p_i}(A)$$

Es llamativo notar que, aunque conceptualmente son cosas diferentes, el valor numérico $L_{prom}(A)$ no resulta demasiado distinto de $L_{eq}(A)$. De hecho, la diferencia no suele ser mayor que 1dB.

En teoría, se podrían llegar a definir infinitos indicadores y descriptores, y de hecho, un gran número de éstos ha sido propuesto oportunamente. Sin embargo, a los efectos del presente trabajo, nos limitaremos a estudiar los más significativos y comúnmente empleados.

3.4 CORRELACIÓN CON LAS MOLESTIAS PERCIBIDAS

Inicialmente, cabe destacar que los ruidos con fuertes componentes de baja frecuencia resultan especialmente molestos, aún a bajos niveles de presión sonora. La curva de ponderación A no refleja este hecho con la exactitud necesaria, ya que presenta una importante atenuación a frecuencias bajas. Muchos son los que proponen la utilización de la curva C, defendiendo la posición de que se ajusta mejor a la percepción de las personas expuestas.

Otro factor que influye en la reacción de los individuos ante el ruido es la época del año, ya que de eso depende si las ventanas se encuentran mayormente abiertas o cerradas, y con eso, la aislación acústica de la edificación.

El nivel continuo equivalente es el más utilizado internacionalmente en mediciones a largo plazo de exposición al ruido ambiental. El L_{eq} ha sido utilizado por mucho tiempo, y ha demostrado ser un buen indicador de la molestia percibida ante ruidos aproximadamente continuos, como el de tráfico automotor. Además, un gran número de indicadores de ruido están definidos en base al L_{eq} .

Aún es motivo de discusión si el nivel continuo equivalente es un indicador adecuado para la noche. Algunos sostienen que se correlaciona bastante bien con la calidad general del sueño, como la Unión Europea, pero dado que eventos sonoros aislados de elevada amplitud pueden interrumpir el sueño, otros sostienen que sería más adecuado una combinación de L_{eq} y L_{max} .

El nivel continuo equivalente Día-Noche L_{dn} es un indicador razonablemente bueno del grado de exposición promedio al ruido en una cierta área geográfica durante períodos de 24 horas o superiores. En términos generales, las penalizaciones de 5dB y 10dB a los valores equivalentes medidos durante la *tarde* y la *noche* han dado resultados bastante satisfactorios.

Para ruidos que se caracterizan por poseer eventos sonoros aislados, como el de tráfico ferroviario o aéreo, otros indicadores que consideren el número de eventos y el nivel de los mismos, como el L_{max} o el SEL , resultan más apropiados para describir la molestia percibida, y se correlacionan mejor con el grado de perturbación del sueño. Como L_{max} ignora la duración del evento, es esperable que el SEL dé una descripción más exacta del hecho.

El hecho de que iguales niveles L_{eq} para ruidos de tránsito automotor y aeronáutico no producen iguales niveles de molestia en la población expuesta no hace más que confirmar la necesidad de complementar el nivel equivalente con algún otro tipo de indicador. Más adelante se realizará el análisis correspondiente sobre la conveniencia de utilizar un tipo de indicador u otro, cuando el objetivo final de la medición es el trazado de un Mapa de Ruido.

4 EFECTOS DEL RUIDO SOBRE LAS PERSONAS

Los efectos que el ruido causa sobre las personas son de muy variadas características. En este capítulo pretendemos dar una mirada rápida sobre los efectos más salientes.

4.1 MOLESTIAS GENERALES

El ruido urbano, por su mismo carácter de no deseado, simplemente molesta, incomoda, perturba, produciendo un estado de nerviosismo y stress, generalmente acompañado de una sensación de frustración e impotencia ante la imposibilidad de desactivar la fuente de ruido. Niveles superiores a 80dB(A) pueden llegar a reducir el espíritu solidario general y a favorecer la aparición de comportamientos agresivos [2].

4.2 PERTURBACIÓN DEL SUEÑO

Un sueño adecuado e ininterrumpido es condición necesaria para el bienestar fisiológico y mental. Considerando que eventos sonoros aislados pueden causar el despertar, los parámetros de ruido más relevantes en lo que hace a la perturbación del sueño son el nivel pico máximo, la diferencia entre el valor máximo de los eventos y el ruido de fondo, y el número de eventos ocurridos [2].

Se han realizado estudios que han determinado que para asegurar un sueño sin perturbaciones, el nivel de presión sonora no debería exceder los 45dB(A), nivel muy difícil de encontrar en nuestra ciudad. La exposición al ruido durante la noche causa efectos durante el sueño, y también durante el día siguiente.

Entre los primeros, se pueden contar: dificultad para dormirse, alteración de las fases del sueño, despertarse repentinamente durante la noche, incremento en la presión sanguínea, alteraciones respiratorias, aumento del ritmo cardíaco con posibilidad de arritmias, y aumento de los movimientos corporales [2].

Entre los efectos colaterales derivados de la exposición al ruido durante la noche, los cuales se experimentan a la mañana o día siguiente, podemos citar: cansancio, mal humor, malestar general, y disminución del rendimiento [2]. También se ha encontrado una mayor ocurrencia de síntomas como dolor de cabeza y de estómago en lugares con alto tránsito durante la noche [1].

Otro efecto que está siendo investigado es la dificultad para dormirse, causada no por el ruido durante la noche, sino por altos niveles de ruido experimentados durante el día.

4.3 EFECTOS PSICOFISIOLÓGICOS

Se han detectado efectos del ruido en la salud mental e influencias en el desempeño y la productividad de las personas, especialmente en tareas que requieren concentración. Estos efectos son comprobables por cambios cuantificables en la presión sanguínea, ritmo cardíaco, niveles de secreción endócrina y índices de admisión a hospitales psiquiátricos [1].

El ruido ambiental normalmente no produce pérdida de la audición, salvo el nivel de ruido sea muy elevado durante un período de tiempo prolongado [1]. Típicamente, no se espera que haya disminución de la audición para casos de exposición a niveles $L_{eq}(A)$ de ruido ambiental menores a 70dB(A) [2]. Sin embargo, se ha demostrado que la exposición de largo plazo a ruido de autopistas del orden de 65 a 70dB(A) causa efectos cardiovasculares [2].

4.4 INTERFERENCIA EN EL DIÁLOGO Y LA COMUNICACIÓN

La interferencia con la comunicación degrada el nivel de vida directamente, causando trastornos en tareas laborales y sociales. Los niveles de sonido que se encuentran en los lugares abiertos en los que solemos establecer conversaciones, como las plazas y veredas, son habitualmente suficientes para interferir con la comunicación. Un ejemplo cotidiano de esta situación en la Ciudad de Buenos Aires se da cuando nos encontramos parados en una esquina, manteniendo una conversación. El paso de los vehículos de transporte público de pasajeros acelerando a la salida del semáforo genera un nivel de presión sonora tal que interfiere con el diálogo, ante lo cual debemos callarnos, esperar unos instantes, y retomar la conversación luego, con la lógica irritación que eso produce.

En lo que respecta a la interferencia con el diálogo en interiores, cuando el nivel de ruido de fondo supera los 45 ó 50dB(A), las personas empiezan a verse forzadas a alzar un poco la voz [4], y es muy común que acudan al recurso de cerrar las ventanas para poder dialogar más cómodamente si el nivel de ruido supera los 70dB(A) [1]. Este último recurso permite lograr unos 10dB adicionales de atenuación [4].

Las personas más afectadas por la dificultad para entender un discurso son aquellas con problemas auditivos, hipoacúsicos, ancianos, niños en proceso de aprendizaje del lenguaje y la escritura, alumnos en institutos educativos, e individuos comunicándose en un idioma extranjero.

4.5 CALIDAD DE VIDA

Todo lo expresado anteriormente contribuye a un detrimento en la calidad de vida en general.

Vale la pena notar que el ruido puede afectar sensiblemente los hábitos y costumbres de las personas: Por ejemplo, quienes habitan cerca de autopistas deben cerrar las ventanas en verano para atenuar un poco el ruido proveniente del tráfico automotor, con la consiguiente imposibilidad de ventilar el ambiente y la incomodidad que ello produce.

Se debe prestar especial atención a ciertos grupos de individuos que resultan más afectados por el ruido en general, a saber: personas que sufren hipertensión arterial, pacientes hospitalizados o cumpliendo procesos de rehabilitación en sus hogares, estudiantes en proceso de aprendizaje, ciegos, hipoacúsicos, embarazadas, bebés y niños pequeños, y ancianos.

5 MAPAS DE RUIDO

Los mapas han sido tradicionalmente empleados en actividades como la geografía, topografía, hidrología, meteorología y demarcación de terrenos. Sin embargo, su empleo en el área de la acústica es relativamente reciente.

5.1 DESCRIPCIÓN

Estos mapas representan una situación acústica para un área determinada, en pasos que pueden ser, por ejemplo, de 3dB, 5dB, o más, usando diferentes colores o escalas de gris para representar dichos rangos.

Los mapas de ruido son una representación gráfica del perfil de ruido de un área geográfica determinada, en la cual los niveles sonoros se indican como curvas de nivel, de manera similar a los contornos topográficos en un mapa convencional [10], o las curvas isotérmicas en un mapa meteorológico. Adicionalmente, estos mapas también pueden indicar cómo varía la distribución espacial de los niveles de ruido a lo largo del tiempo.

La Comunidad Europea ha adoptado una definición bastante amplia de mapa de ruido: "La presentación de datos sobre una situación acústica existente o pronosticada en función de un indicador de ruido, el rebasamiento de un valor límite, el número de personas afectadas en una zona dada, el número de viviendas expuestas a determinados valores de un indicador de ruido en una zona dada, o de datos sobre costos y beneficios, u otros datos económicos sobre las medidas correctoras o los modelos de lucha contra el ruido" [9].

En la figura 5.1 vemos el mapa de ruido de la Ciudad de Buenos Aires trazado en 1973 [8], en el que se utiliza una escala de colores para señalar los distintos rangos de nivel de presión sonora, en pasos de 5dB.



Figura 5.1. Mapa de ruido de la Ciudad de Buenos Aires [8].

5.2 OBJETIVO, FINALIDAD, PROPÓSITO

Mediante el empleo de mapas de ruido se pueden definir zonas aptas para distintos usos y construcciones, de acuerdo a los niveles de ruido ambiente.

Los mapas de ruido son un método efectivo y relativamente económico de manejo, administración y manipulación de datos referidos al ruido y constituyen herramientas fundamentales de gestión, planificación y control del ruido ambiental. Hacen que se reconozcan fácilmente áreas de alta exposición al ruido donde se requieren acciones, y áreas menos expuestas donde el ruido no debe incrementarse [1], [2].

Las mediciones de ruido y la confección de los correspondientes mapas tiene como objetivo brindar la posibilidad a todos los interesados de obtener los valores de exposición al ruido de distintas zonas geográficas a fin de tenerlos en cuenta en sus respectivas actividades [8].

La finalidad o el propósito con el que se realizará un mapa de ruido determinará, en gran parte, el tipo de mediciones a realizar [5]. Algunos objetivos típicos pueden ser:

- Estimar la exposición al ruido de los habitantes de una dada región.
- Comparar los niveles sonoros medidos con los niveles especificados en normas o legislaciones.
- Determinar la necesidad de aplicar o extender medidas de control de ruido.

6 SITUACIÓN ACTUAL Y NORMATIVA

En este capítulo haremos un repaso de la situación actual en lo que respecta a normas de medición de ruido de tráfico automotor, a nivel nacional e internacional. Cabe mencionar que si bien hay un gran número de recomendaciones propuestas, la cantidad de normas en vigencia, en cambio, es muy reducida.

6.1 ARGENTINA

La situación actual en la República Argentina es una total ausencia de normalización respecto a las mediciones de ruido de tránsito automotor. Recientemente se ha propuesto a discusión la aplicación en nuestro país de una norma de origen francés. Se trata de la NF S 31-085, "Caracterización y Medición del Ruido Debido al Tránsito Automotor" [16], homologada por AFNOR (*Association Française de Normalisation*) en 1991.

A continuación haremos una breve descripción de la mencionada norma, y luego, un análisis crítico de la misma.

Descripción:

Dicha norma especifica los métodos de medición para caracterizar el ruido de tráfico automotor originado por una vía de circulación dada. A este efecto, además de las mediciones de nivel de presión sonora, requiere mediciones adicionales de condiciones meteorológicas y de tránsito, así como ensayos de validación de resultados.

La norma establece que las fechas y horarios de las mediciones deben elegirse de modo que correspondan a las condiciones más representativas del tráfico, y sugiere como conveniente medir los días martes y jueves, de 10:00 a 11:30 y de 14:30 a 16:00, no haciéndose mención al período nocturno. Según esta norma, el intervalo de tiempo mínimo para el cual las mediciones se consideran representativas es de 15 minutos. Se mide $L_{eq}(A)$ para 15 minutos, y el $L_{eq}(A)$ de largo plazo, esto es, de 08:00 a 20:00 horas (equivalente a L_d).

Respecto a la ubicación de los puntos de medición, se establece que los mismos deben estar a 2m de la parte más avanzada de la superficie de la fachada del inmueble. En el caso de inmuebles de gran altura, deben efectuarse dos mediciones situadas a un cuarto y a tres cuartos de la altura del inmueble. En el caso de una calle en U (se refiere a aquellas en donde la relación entre la altura de los inmuebles y la distancia entre las fachadas es mayor o igual a 0,2) se preferirán los pisos 2º, 3º y 4º (evitando el último piso). En caso de zona despejada, la medición debería efectuarse a 30m del borde la vía de circulación y a 10m de altura.

Asimismo, considera que la influencia de las condiciones meteorológicas sobre las mediciones es particularmente importante, y que por lo tanto, las mismas deben ser tenidas en cuenta. Las características de la propagación de las ondas de sonido son dependientes del gradiente de temperatura y de la velocidad y dirección del viento. Luego, se evalúan estas variables y se determina si las condiciones meteorológicas son aceptables o no para efectuar la medición. También se establecen velocidades máximas admisibles del viento en las proximidades de los micrófonos en función de los valores de nivel de presión sonora medidos.

También se considera brevemente el efecto del suelo sobre la propagación sonora, aunque no se hace un análisis cuantitativo. La norma recomienda incorporar una descripción de los suelos y medir en condiciones meteorológicas favorables (viento débil).

La norma mencionada entiende que es de fundamental importancia relevar las características del tránsito global, y en particular del tránsito pesado (mayor a 3.500Kg), mediante los siguientes parámetros: el flujo total de tránsito automotor, el porcentaje del flujo total que corresponde a tránsito pesado, y la estimación de la velocidad media.

Para simplificar los cálculos, se define el flujo equivalente Q_{eq} según la siguiente fórmula:

$$Q_{eq} = Q_{VL} + E \cdot Q_{VP}$$

donde Q_{VL} es el flujo de vehículos livianos, Q_{VP} es el flujo de vehículos pesados, y E es un factor de equivalencia acústica cuyo valor oscila entre 4 y 20 en función de la velocidad media y la pendiente de la calzada.

Las mediciones de tránsito no deberían efectuarse en caso de perturbaciones excepcionales del tránsito, como por ejemplo, fuertes lluvias o neblina.

Se establecen varios tests de validación estadística de los resultados, bajo la premisa de eliminar las anomalías o ruidos no provenientes del tránsito automotor (peatones, animales, aviones, bocinazos, etc.). El primer test de validación intenta comprobar el carácter gaussiano del ruido medido. El segundo test trata la detección de los valores aberrantes y su reemplazo o eliminación. El tercer test verifica si los niveles de presión sonora relevados son imputables solamente a la vía en estudio.

Como último punto, se especifican los contenidos del Informe del Ensayo.

Análisis Crítico:

En lo que respecta al primer test de validación que propone esta norma, el cual se basa en la distribución estadística del ruido, nuestra apreciación es que no habría razones que justifiquen su aplicación a nuestro caso.

Respecto a las consideraciones que esta norma realiza acerca de la influencia de las condiciones meteorológicas sobre las mediciones, entendemos que su impacto sería relativamente menor en zonas altamente urbanizadas con elevados niveles de presión sonora, de modo que no consideramos que su aplicación sea imprescindible.

En términos generales, consideramos que la norma analizada carece de factores como mediciones de 24 horas diarias, flexibilidad para permitir medir con ponderación C, y

simplicidad en lo referente a la ubicación del instrumental. Esto no significa que la norma francesa sea en sí misma imperfecta, sino que la es la consecuencia lógica de haber sido desarrollada para el problema particular de caracterizar el ruido de tránsito emitido por vías de circulación rápida en Francia, que no necesariamente presenta características similares a la medición del ruido de tránsito automotor en núcleos urbanos de nuestra nación.

Entendemos que es preferible una norma relativamente genérica pensada para la Argentina que una norma puntillosa y detallista pensada para otro problema característico de otro país. Como sabemos, el presente trabajo tiene como objetivo final ser presentado como propuesta de norma para la Argentina, cubriendo de esta forma el vacío que existe actualmente en nuestra normativa con un planteamiento que sea adecuado a nuestro ámbito local.

6.2 EUROPA

La Unión Europea está trabajando con miras a crear un marco común que homogeneice la evaluación y gestión del ruido ambiental. El resultado de esta política es la Propuesta de Directiva que la Comisión de las Comunidades Europeas presentó en julio de 2000 [9], tendiente a armonizar los indicadores de ruido y los métodos de evaluación en los Estados miembros.

Se estableció que en el ámbito de la Unión Europea se emplearán los indicadores $L_{den}(A)$ y $L_n(A)$ para la confección de mapas de ruido y en todo tipo de planificación y legislación.

Se establece que el *día* dura 12 horas, la *tarde* 4, y la *noche* 8, pero se deja a criterio de los Estados miembros la determinación a qué hora se considera que comienza el *día* (y por consiguiente, la *tarde* y la *noche*), de acuerdo a lo que sea más conveniente en cada caso.

Para el trazado de mapas de ruido estratégicos en zonas urbanas, el punto de medición debe ubicarse $4m \pm 0,2m$ de altura sobre el nivel del suelo, a una distancia de $2m \pm 0,2m$ de la superficie reflectora más próxima. Se estableció en 5 años el intervalo con el que se deben actualizar los mapas de ruido.

La Comunidad Europea entiende que existe una buena relación entre el valor $L_{den}(A)$ y el número de personas altamente perturbadas por el ruido, cuando se trata de exposición a largo plazo. También consideran que se ha demostrado la relación entre $L_n(A)$ y el número de habitantes que dice sufrir graves alteraciones de sueño provocadas por el ruido. Sin embargo, reconocen que para ciertos casos específicos, como cuando se da la ocurrencia de eventos sonoros aislados (pasaje de trenes o aviones), ruidos intermitentes, o cuando el contenido de bajas frecuencias es importante, se puede llegar a incrementar la eficacia de la medición mediante el uso de indicadores adicionales.

La Comisión adopta una definición amplia de mapa de ruido, y admite que los mismos se presenten tanto en formato gráfico como en tablas de datos numéricos. En cualquier caso, los niveles medidos se deben manejar en rangos de 5dB.

6.3 ESTADOS UNIDOS

En los Estados Unidos de América, la Administración Federal de Carreteras (FHA) ha establecido las políticas y métodos de análisis y disminución de ruido de tránsito automotor en carreteras o autopistas en su documento *Highway Traffic Noise Analysis and Abatement Policy and Guidance* [18].

Se manejan niveles de presión sonora equivalentes horarios y valores percentiles L_{10} , pudiendo utilizarse uno u otro, pero siempre con ponderación A. Se establece que la medición de ruido debe entregar como resultado el nivel equivalente horario máximo. Se debe medir un mínimo de 8 minutos por cada hora, siendo también aceptable una medición de 15 minutos. Si se trata de una carretera muy poco transitada, se recomiendan períodos mayores, de 30 ó 60 minutos. Las mediciones se pueden efectuar cerca de la carretera, cerca de los edificios expuestos, o en algún área entre la carretera y el edificio, donde tengan lugar actividades varias, como un patio o jardín. Se recomienda que se tome nota de las condiciones de tránsito, clima y uso del terreno existentes en el momento de efectuar las mediciones.

Esta reglamentación apunta básicamente al control del impacto ambiental a producirse por los proyectos de construcción de nuevas carreteras, y cómo reducir ese impacto sobre las personas expuestas al ruido. Por lo tanto, las indicaciones respecto a medición de niveles de presión sonora se limitan al relevamiento de los niveles de ruido existentes previo a la construcción de una nueva autopista. Desde ya, este relevamiento es relativamente breve, y dista mucho de una medición prolongada destinada a trazar un mapa de ruido de un área determinada.

6.4 BRASIL

La situación actual en la República del Brasil no es muy distinta a la de la Argentina. Allí tampoco está normalizada la medición de ruido de tránsito.

6.5 CHILE

En la República de Chile existe una recomendación respecto a la medición de ruido urbano, denominada *NCh 2502* [19], [20], [21], pero ésta es simplemente una traducción de la norma ISO 1996, *Description and Measurement of Environmental Noise*, que da pautas generales para la medición de ruido ambiental. En mayor o menor medida, esta norma ISO ha sido tomada como referencia en muchas oportunidades, pero no es plausible de ser directamente aplicada como norma para medición de ruido de tránsito, pues no fue desarrollada para esa finalidad.

Por otra parte, en 1997 el Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República decretó la *Norma de Emisión de Ruidos Molestos Generados por Fuentes Fijas* [17], en cuya elaboración participó la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Esta norma no nos sirve como referencia, puesto que trata un problema de características diferentes al que nosotros estamos tratando. Más aún, la citada normativa plantea la necesidad de desarrollar los estudios necesarios para complementar la aplicación de la misma, mencionando entre otras gestiones a realizar, la revisión de normas de emisión de ruido para fuentes móviles.

7 ANÁLISIS CRÍTICO DE TÉCNICAS DE MEDICIÓN DE RUIDO

Diversas técnicas para medir el ruido urbano han sido empleadas históricamente. En este capítulo haremos un estudio crítico de las mismas, analizando sus ventajas y desventajas con vistas a su aplicabilidad a las mediciones de ruido en nuestro país.

7.1 REVISIÓN DE TRABAJOS ANTERIORES Y DE LA EXPERIENCIA INTERNACIONAL

La cantidad de trabajos de medición y mapeo de niveles de ruido que se han realizado a nivel mundial hasta nuestros días es muy grande, y la diversidad de técnicas empleadas deja a la vista la falta de normalización. A continuación haremos una revisión de un cierto número de proyectos, que consideramos representativo a los fines de permitirnos extraer conclusiones válidas con vistas al desarrollo de la parte final del presente proyecto.

Una de las primeras prospecciones de gran amplitud fue realizada en Londres en 1961/62 [10]. Se midió 2 minutos por cada hora, durante 24 horas, y se obtuvieron los valores de $L_{10}(A)$ y $L_{90}(A)$. Se empleó una grilla con 500 yardas (unos 460m) de espaciamiento que cubría un área de 36 millas cuadradas (93Km² aproximadamente).

En Vancouver, Canadá, en el año 1972, trabajaron sobre una grilla de 56.000 puntos, de la cual se utilizaron 10.000 seleccionados al azar para efectuar las mediciones. Se tomaron diez muestras de 15s sobre intervalos de entre 3 y 5 minutos, y se calcularon los valores de L_{10} y L_{90} [10].

En Watford, Reino Unido [10], en 1985, se empleó una grilla de 500m. Las mediciones se llevaron a cabo por 24 horas, midiendo por períodos de 1 hora, y se obtuvieron $L_{eq}(A)$, $L_1(A)$, $L_{10}(A)$, $L_{50}(A)$ y $L_{95}(A)$. Los resultados tuvieron un desvío estándar de 6dB.

En 1983 se llevó a cabo un estudio de la incidencia del ruido en el Reino Unido [10], en la que se seleccionaron 1000 puntos de acuerdo a la densidad de la población, de modo tal que aunque se cubrió casi toda Inglaterra y Gales, los puntos de muestreo en las áreas poco pobladas fueron pocos. Aquí también se obtuvieron una gran cantidad de indicadores: $L_{eq}(A)$, $L_1(A)$, $L_{10}(A)$, $L_{50}(A)$ y $L_{95}(A)$, medidos sobre intervalos de 1 hora, a lo largo de 24 horas.

En España en 1991 [10] se midieron los niveles de ruido en 50 puntos de 7 ciudades, obteniéndose los índices L_{eq} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{95} y L_{99} . Las mediciones se realizaron a nivel del suelo, a nivel de un tercer piso, y en pisos más elevados, observándose poca diferencia en los niveles de ruido a diferentes alturas.

En Europa, los países nórdicos miden por 24 horas, penalizan con 10dB a los valores nocturnos, y obtienen el promedio diario expresado en L_{dn} [1].

En la Ciudad de Buenos Aires, en el año 1973, el Laboratorio de Acústica y Electroacústica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires realizó una medición de ruido [8] que estuvo a cargo del Ing. Malvárez. No se midió durante los meses de enero y febrero, ya que, debido a la disminución en la circulación de vehículos, se consideró que las mediciones no hubieran sido representativas.

Se midió con la curva de ponderación A porque, debido a la relación razonablemente buena entre el nivel de ruido medido en dB(A) y la percepción subjetiva de la sonoridad, esta magnitud se ha adoptado internacionalmente para la medición de este tipo de fenómeno. Para algunos puntos se realizó un análisis por octavas, pero como los resultados obtenidos fueron similares, se consideró que era redundante extender este análisis. Las magnitudes medidas fueron $L_{eq}(A)$ y $NPLL$, de día y de noche.

Se definió una zona piloto de aproximadamente 1,8Km², cercana a la Facultad, dentro de la cual se realizó un muestreo previo. Inicialmente se realizaron mediciones en 4 puntos distintos durante las 24 horas, muestreando 20 minutos cada hora. En base a la información obtenida, se establecieron los siguientes horarios como los más significativos: de 08:00 a 09:00, de 11:00 a 12:00, de 19:00 a 22:00, y de 22:00 a 23:00. Luego se midió en 45 puntos, tomando muestras de 20 minutos en los cuatro horarios índice señalados anteriormente. Dentro de las conclusiones obtenidas podemos citar que una densidad de puntos menor era igualmente representativa, y que era igual medir en esquinas que a mitad de cuadra. El micrófono se ubicó cerca del cordón de la vereda y a 1,2m de altura.

En Brasil, la Universidad Federal de Minas Gerais (UFMG) realizó un mapa de ruido de la ciudad de Belo Horizonte [12] en 1997. Utilizando como eje una de las principales avenidas de la ciudad, desarrollaron una malla triangular, cuyos nodos, o puntos de medición, estaban espaciados 450m. Las mediciones se efectuaron los días martes, miércoles y jueves, en los horarios pico de 07:00 a 09:00 y de 17:00 a 19:00, tomando muestras de 5 minutos. El micrófono fue ubicado a 1,2m de altura y a 1,5m de cualquier superficie reflectora. Se obtuvieron $L_{eq}(A)$, $L_{min}(A)$, $L_{10}(A)$, $L_{90}(A)$, $L_{max}(A)$, SEL y TNI . A partir de los valores de $L_{eq}(A)$ y de las coordenadas xy de cada punto de medición, y realizando una interpolación, trazaron los dos mapas de ruido correspondientes cada uno de los horarios pico (mañana y tarde), con isocurvas cada 3dB, los cuales pueden verse en las figuras 7.1 y 7.2.

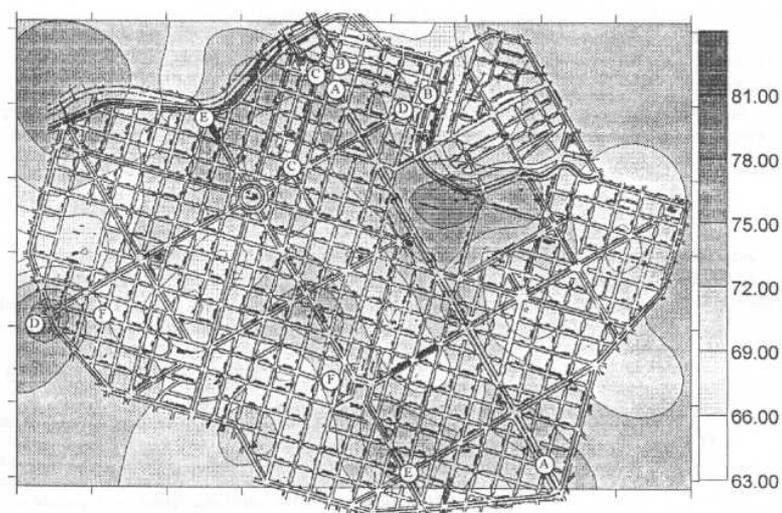


Figura 7.1. Mapa de Ruido de Belo Horizonte, 07:00 a 09:00 horas [12].

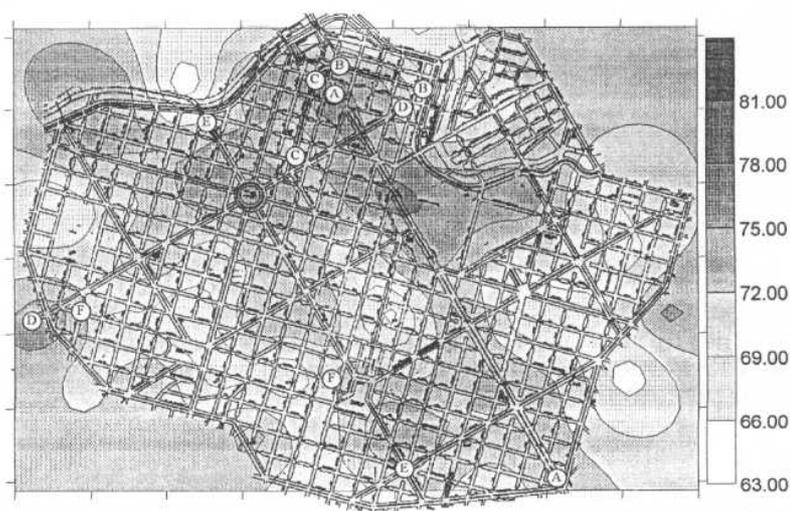


Figura 7.2. Mapa de Ruido de Belo Horizonte, 17:00 a 19:00 horas [12].

En Montevideo, Uruguay, se realizó un mapeo de ruido urbano [13]. Se tomaron muestras de 15 minutos, y luego de 1 hora, en 200 puntos distribuidos en toda la ciudad. Como los análisis estadísticos dieron resultados similares, se concluyó que el muestreo de 15 minutos era suficiente. Se relevaron L_{eq} , L_{10} , L_{50} y L_{90} , y se verificó que la situación general de Montevideo se podía describir usando sólo L_{10} , parámetro que consideraron asociado con la molestia. Como planteo para una actualización del trabajo de mapeo acústico, se hizo un análisis de clusters buscando agrupar los distintos puntos con similitudes, de modo de permitir el seguimiento de unos pocos puntos representativos.

En Italia, durante el año 1996, se realizó una extensa medición del ruido urbano [3], empleando dos estaciones de monitoreo fijas instaladas en las ciudades de Trento y Rovereto, sin efectuar un trazado de mapas. No realizaron un muestro temporal, sino que midieron continuamente las 24 horas, durante un año. El micrófono se ubicó entre 3,5 y 4m de altura, y a no menos de 1,5m de cualquier superficie reflectora. Se midieron: $L_{eq}(A)$ por minuto y por hora, L_d (07:00 a 22:00), L_n (22:00 a 07:00), $L_{max}(A)$, $L_{min}(A)$, L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} y L_{95} . También se registró el perfil de eventos sonoros que superaban un umbral determinado de nivel y duración.

Actualmente se encuentra en actividad una estación permanente de monitoreo de nivel de ruido urbano en la Ciudad de Buenos Aires. El proyecto está siendo desarrollado en el Laboratorio de Acústica y Electroacústica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires, y ya disponemos de los primeros resultados y conclusiones preliminares de las mediciones realizadas [14].

El micrófono se ubicó a 4m de altura y a 3,3 metros de la superficie reflectora más próxima. Se midió 15 minutos por cada hora, durante las 24 horas. Se midieron $L_{eq}(A)$, $L_{10}(A)$, $L_{50}(A)$ y $L_{90}(A)$, y se calcularon L_d , L_e , L_n , L_{den} , TNI y $NPLL$. El período nocturno se tomó de 23:00 a 07:00 hs.

| Fecha | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} | TNI | $NPLL$ |
|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|-------|--------|
| 3-May-01 | 70.12 | 3.52 | 73.09 | 67.59 | 60.82 | 72.74 | 70.58 | 65.96 | 74.56 | 79.91 | 79.14 |
| 4-May-01 | 70.08 | 3.14 | 73.09 | 68.18 | 61.45 | 72.48 | 70.58 | 66.22 | 74.60 | 78.03 | 78.11 |
| 5-May-01 | 68.75 | 2.11 | 71.86 | 66.41 | 59.05 | 70.31 | 69.23 | 66.17 | 73.73 | 80.30 | 74.15 |
| 6-May-01 | 66.74 | 3.20 | 69.88 | 63.63 | 56.26 | 67.99 | 69.01 | 64.34 | 72.15 | 80.76 | 74.91 |
| 7-May-01 | 69.36 | 3.69 | 72.51 | 66.74 | 59.57 | 71.84 | 70.16 | 65.24 | 73.85 | 81.32 | 78.81 |
| 8-May-01 | 69.72 | 3.87 | 72.78 | 67.38 | 60.20 | 72.63 | 69.81 | 65.32 | 74.07 | 80.53 | 79.63 |
| 9-May-01 | 69.72 | 3.57 | 72.76 | 67.47 | 60.88 | 72.17 | 70.71 | 65.54 | 74.21 | 78.38 | 78.86 |
| 16-May-01 | 70.62 | 3.59 | 73.63 | 68.36 | 61.47 | 73.22 | 70.98 | 66.53 | 75.06 | 80.13 | 79.81 |
| 17-May-01 | 69.85 | 3.51 | 72.84 | 67.68 | 60.26 | 72.41 | 70.66 | 65.59 | 74.30 | 80.59 | 78.84 |
| 18-May-01 | 70.29 | 3.04 | 73.16 | 68.41 | 61.78 | 72.50 | 71.43 | 66.41 | 74.88 | 77.28 | 78.08 |
| 19-May-01 | 68.33 | 1.92 | 71.38 | 66.28 | 58.97 | 69.87 | 68.66 | 65.87 | 73.34 | 78.63 | 73.24 |
| 20-May-01 | 67.12 | 2.58 | 70.30 | 64.03 | 57.01 | 68.19 | 67.91 | 65.13 | 72.41 | 80.18 | 73.72 |
| 21-May-01 | 70.28 | 4.04 | 73.36 | 68.11 | 61.05 | 73.28 | 70.68 | 65.57 | 74.60 | 80.30 | 80.62 |
| 22-May-01 | 69.68 | 3.81 | 72.57 | 67.24 | 60.36 | 72.43 | 70.23 | 65.27 | 74.07 | 79.20 | 79.43 |
| 23-May-01 | 69.31 | 3.60 | 72.47 | 66.76 | 59.68 | 72.15 | 70.21 | 65.68 | 74.16 | 80.83 | 78.53 |
| 24-May-01 | 69.48 | 3.16 | 72.31 | 67.26 | 60.61 | 72.27 | 70.38 | 66.24 | 74.50 | 77.41 | 77.56 |
| 25-May-01 | 67.44 | 1.98 | 70.51 | 64.86 | 58.01 | 68.78 | 67.48 | 65.41 | 72.62 | 78.01 | 72.51 |
| 26-May-01 | 68.13 | 2.11 | 70.97 | 65.49 | 58.34 | 69.96 | 67.43 | 65.76 | 73.10 | 78.84 | 73.53 |
| 27-May-01 | 67.09 | 2.41 | 70.16 | 64.16 | 57.13 | 68.10 | 67.81 | 65.23 | 72.44 | 79.22 | 73.26 |
| 28-May-01 | 69.45 | 3.55 | 72.28 | 67.03 | 60.28 | 71.89 | 69.38 | 65.83 | 73.99 | 78.28 | 78.53 |
| 29-May-01 | 69.66 | 3.47 | 72.76 | 67.41 | 60.32 | 72.07 | 70.26 | 65.73 | 74.17 | 80.07 | 78.53 |

Tabla 7.1. Valores obtenidos con ponderación A [14].

Paralelamente se llevó a cabo una encuesta, en la que se encontró que había muy poca correlación entre los niveles medidos y la molestia percibida por la población. De esta encuesta se dedujo que la principal fuente de ruido es el transporte público de pasajeros, seguida por el transporte de cargas pesadas. Se decidió entonces medir por octavas, y se encontró que la octava de 31,5Hz era la que entregaba el valor de L_{eq} más elevado, seguido por la de 63Hz, 125Hz y 250Hz, en forma decreciente. En un escenario como este, en el que el contenido de baja frecuencia no sólo no es despreciable, sino que es donde se concentra la mayor parte de la potencia sonora, se pensó que el filtro de ponderación A quizás no fuera el más adecuado, por lo que se decidió volver a medir, esta vez ponderando las mediciones con la curva C.

| Fecha | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} |
|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|
| 1-Jul-01 | 76.96 | 2.33 | 79.93 | 74.38 | 69.97 | 77.95 | 77.31 | 75.32 | 82.38 |
| 2-Jul-01 | 78.78 | 3.94 | 81.53 | 76.63 | 71.95 | 81.55 | 79.51 | 74.26 | 83.16 |
| 3-Jul-01 | 78.58 | 4.45 | 81.22 | 76.82 | 72.57 | 81.71 | 80.03 | 73.16 | 82.92 |
| 4-Jul-01 | 79.33 | 3.48 | 82.07 | 77.53 | 73.20 | 81.81 | 80.31 | 75.12 | 83.82 |
| 6-Jul-01 | 79.71 | 3.05 | 81.94 | 77.63 | 73.92 | 81.85 | 80.93 | 75.89 | 84.33 |
| 7-Jul-01 | 78.11 | 1.52 | 81.09 | 76.11 | 71.68 | 79.36 | 78.18 | 76.22 | 83.37 |
| 8-Jul-01 | 77.25 | 1.58 | 80.22 | 75.01 | 70.82 | 78.22 | 77.81 | 75.51 | 82.63 |
| 9-Jul-01 | 76.99 | 2.25 | 80.13 | 74.43 | 69.60 | 77.91 | 77.28 | 75.48 | 82.47 |
| 10-Jul-01 | 79.16 | 3.62 | 81.95 | 77.13 | 72.80 | 81.72 | 79.61 | 75.09 | 83.62 |
| 11-Jul-01 | 79.39 | 3.80 | 82.28 | 77.61 | 73.07 | 82.00 | 80.16 | 75.11 | 83.83 |
| 12-Jul-01 | 79.48 | 3.41 | 82.26 | 77.53 | 72.95 | 81.99 | 79.93 | 75.48 | 83.96 |
| 13-Jul-01 | 79.74 | 2.62 | 82.41 | 78.11 | 73.66 | 81.75 | 79.78 | 76.72 | 84.49 |
| 14-Jul-01 | 78.33 | 1.54 | 81.13 | 76.30 | 71.74 | 79.50 | 78.41 | 76.54 | 83.64 |
| 15-Jul-01 | 76.97 | 2.61 | 79.95 | 74.49 | 70.16 | 78.26 | 78.41 | 74.32 | 82.04 |
| 16-Jul-01 | 79.13 | 3.55 | 81.95 | 77.01 | 72.59 | 81.58 | 79.98 | 75.04 | 83.63 |
| 18-Jul-01 | 77.68 | 4.68 | 80.51 | 75.98 | 71.28 | 81.23 | 79.78 | 72.21 | 82.35 |
| 19-Jul-01 | 76.89 | 2.68 | 79.61 | 74.93 | 70.13 | 78.51 | 75.86 | 74.98 | 82.06 |
| 20-Jul-01 | 80.35 | 2.29 | 83.05 | 78.78 | 74.72 | 82.18 | 80.38 | 77.58 | 85.20 |
| 21-Jul-01 | 78.29 | 1.76 | 81.36 | 76.11 | 71.51 | 79.69 | 78.26 | 76.21 | 83.44 |
| 22-Jul-01 | 77.80 | 2.24 | 80.47 | 74.86 | 69.59 | 78.44 | 78.73 | 75.21 | 82.67 |

Tabla 7.2. Valores obtenidos con ponderación C [14].

Los niveles de ruido medidos en $L_{eq}(C)$ mostraron una correlación muy superior con las molestias percibidas por los habitantes, respecto a las mediciones expresadas en $L_{eq}(A)$.

Calculamos el TNI y el $NPLL$ para los valores medidos con ponderación C y realizamos un análisis más detallado de estas mediciones. Los resultados obtenidos se muestran en las dos tablas siguientes.

| | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} | TNI | $NPLL$ |
|-----------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|-------|--------|
| Promedio General | 69,11 | 3,14 | 72,13 | 66,69 | 59,69 | 71,30 | 69,69 | 65,67 | 73,85 | 79,44 | 77,13 |
| Desvío Estándar | 1,17 | 0,67 | 1,14 | 1,45 | 1,56 | 1,77 | 1,21 | 0,51 | 0,85 | 1,21 | 2,66 |
| Prom. Días Hábiles | 69,83 | 3,54 | 72,83 | 67,54 | 60,62 | 72,44 | 70,43 | 65,80 | 74,36 | 79,45 | 78,89 |
| Prom. Días No Laborables | 67,66 | 2,33 | 70,72 | 64,98 | 57,82 | 69,03 | 68,22 | 65,42 | 72,83 | 79,42 | 73,62 |
| Diferencia Hábil. - No Lab. | 2,17 | 1,21 | 2,11 | 2,56 | 2,80 | 3,41 | 2,21 | 0,38 | 1,53 | 0,03 | 5,27 |

Tabla 7.3. Análisis de los valores obtenidos con ponderación A.

| | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} | TNI | $NPLL$ |
|-----------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|-------|--------|
| Promedio General | 78,45 | 2,87 | 81,25 | 76,37 | 71,90 | 80,36 | 79,03 | 75,27 | 83,30 | 79,33 | 85,79 |
| Desvío Estándar | 1,08 | 0,96 | 0,99 | 1,33 | 1,51 | 1,66 | 1,31 | 1,20 | 0,86 | 1,58 | 2,98 |
| Prom. Días Hábiles | 79,02 | 3,46 | 81,73 | 77,14 | 72,74 | 81,49 | 79,69 | 75,05 | 83,61 | 78,72 | 87,89 |
| Prom. Días No Laborables | 77,59 | 1,98 | 80,54 | 75,21 | 70,63 | 78,67 | 78,05 | 75,60 | 82,83 | 80,24 | 82,65 |
| Diferencia Hábil. - No Lab. | 1,43 | 1,49 | 1,20 | 1,93 | 2,10 | 2,82 | 1,64 | -0,55 | 0,78 | -1,52 | 5,23 |

Tabla 7.4. Análisis de los valores obtenidos con ponderación C.

Vale la pena mencionar que, para el cálculo de los valores diarios, se consideró que las jornadas comenzaban con el *día*, o sea, a las 07:00 de la mañana, seguido de la *tarde*, y finalizando con la *noche*. De esta forma, por ejemplo, el L_{eq} diario del día 3 de julio de 2001 se calculó promediando los valores de L_{eq} horarios desde la hora 07:00 del 3 de julio hasta la hora 07:00 del 4 de julio. De modo tal que sólo 17 horas corresponden realmente a mediciones efectuadas durante el día de referencia.

En este particular, proponemos que se tome a la *noche* como primer período de cada día, de modo tal que, por ejemplo, el L_{eq} diario del día 3 de julio de 2001 se calcularía promediando los valores de L_{eq} horarios desde la hora 23:00 del 2 de julio hasta la hora 23:00 del 3 de julio. De esta manera, se obtendrían dos beneficios principales. Por un lado, para caracterizar un dado día, se estarían midiendo 23 horas del mismo día y sólo 1 hora del día anterior. Por otro lado, estaríamos caracterizando correctamente los fines de semana, tanto en lo que hace al *día* como a la *noche*. Notemos que, con esta modalidad, el L_n de los días sábados y domingos serían lo que comúnmente se denominan "la noche del viernes" y "la noche del sábado", las dos noches – a priori– más ruidosas de la semana. Así, se facilitaría el análisis diferenciado entre días hábiles y no laborales. A título de ejemplo, vemos abajo las tablas 7.5 y 7.6, donde se expresan los mismos datos de las tablas 7.3 y 7.4 tras haber sido considerados con el nuevo criterio.

| | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} | TNI | NPLL |
|---------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| Promedio General | 69,37 | 3,13 | 72,35 | 67,06 | 60,18 | 71,35 | 70,75 | 67,79 | 75,26 | 78,88 | 77,39 |
| Desvío Estándar | 1,20 | 1,03 | 1,12 | 1,38 | 1,65 | 1,65 | 1,76 | 0,98 | 1,16 | 1,68 | 3,60 |
| Prom. Días Hábiles | 70,03 | 3,72 | 72,99 | 67,78 | 60,99 | 72,34 | 71,63 | 68,19 | 75,88 | 78,99 | 79,55 |
| Prom. Días No Laborables | 67,94 | 1,87 | 70,97 | 65,48 | 58,42 | 69,20 | 68,85 | 66,92 | 73,91 | 78,65 | 72,72 |
| Diferencia Háb. - No Lab. | 2,09 | 1,85 | 2,01 | 2,30 | 2,57 | 3,14 | 2,78 | 1,28 | 1,96 | 0,34 | 6,83 |

Tabla 7.5. Análisis de los valores modificados. Ponderación A.

| | L_{eq} | σ | L_{10} | L_{50} | L_{90} | L_d | L_e | L_n | L_{den} | TNI | NPLL |
|---------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| Promedio General | 78,65 | 2,85 | 81,20 | 76,35 | 71,94 | 80,60 | 79,24 | 75,43 | 83,52 | 78,97 | 85,93 |
| Desvío Estándar | 0,83 | 1,17 | 0,97 | 1,08 | 1,00 | 1,64 | 1,14 | 1,00 | 0,47 | 1,35 | 3,71 |
| Prom. Días Hábiles | 79,20 | 3,72 | 81,48 | 76,81 | 72,39 | 81,81 | 80,06 | 74,85 | 83,66 | 78,76 | 88,73 |
| Prom. Días No Laborables | 77,78 | 1,47 | 80,75 | 75,62 | 71,23 | 78,70 | 77,95 | 76,33 | 83,29 | 79,32 | 81,54 |
| Diferencia Háb. - No Lab. | 1,42 | 2,26 | 0,73 | 1,19 | 1,15 | 3,12 | 2,11 | -1,48 | 0,36 | -0,56 | 7,19 |

Tabla 7.6. Análisis de los valores modificados. Ponderación C.

7.2 TIEMPOS DE MEDICIÓN Y MÉTODOS DE MUESTREO

Analizando la experiencia internacional encontramos que se ha muestreado de muchas formas diferentes. Desde 2 minutos por hora hasta 20 minutos por hora, desde mediciones efectuadas sólo en horas pico hasta aquellas que se extienden por 24 horas, e incluso, casos de mediciones continuas de 24 horas sin muestreo temporal.

Otra variante que se encuentra es la ubicación del período muestreado dentro del evento que representa. Esto es, por ejemplo, si decido medir 15 minutos por hora, y quiero medir el L_{eq} del período de 07:00 a 08:00, puedo medir de 07:00 a 07:15, ó de 07:10 a 07:25, ó medir tres intervalos de 5 minutos separados entre sí durante la hora bajo análisis. Todas estas alternativas son válidas. Sin embargo, no es aconsejable muestrear siempre en el mismo horario, por ejemplo, de 07:00 a 07:15, porque estaríamos representando siempre la misma franja horaria de 15 minutos. Resulta más representativa, por ejemplo, una medición en la que se desplaza la ventana en unos minutos cada día, o una en la cual el tiempo neto de medición se fracciona en una serie de intervalos menores distribuidos durante la hora o el intervalo a caracterizar.

Lo teóricamente ideal sería medir continuamente cada minuto de las 24 horas, como se hizo en las ciudades italianas de Trento y Rovereto [3], de modo de minimizar absolutamente el error de muestro. El inconveniente que esto presenta es la excesiva cantidad de información a

almacenar y procesar, lo que exige capacidades excepcionales al equipamiento empleado, produciendo un impacto directo en el costo del proyecto. Más aún, generalmente medir en esta forma resulta ineficiente. Esto es así debido a que midiendo 15 minutos cada hora se pueden obtener resultados aceptables, tal como se puede inferir del análisis y las consideraciones efectuadas más adelante en este mismo punto.

En lo que respecta al período de medición, tendremos que adoptar una solución de compromiso. Cuanto menor sea el tiempo de muestreo, mayor será la desviación estándar resultante en los valores de L_{eq} , de modo que, si medimos 1 minuto por cada hora, la desviación estándar de los L_{eq} horarios será mayor que si medimos 60 minutos por hora.

El criterio de decisión pasa por determinar hasta qué punto se justifica seguir extendiendo el período de muestreo. En núcleos urbanos como Buenos Aires, el nivel de ruido es tan elevado que se encuentra en estado de saturación, es decir, si el flujo de vehículos se redujera considerablemente, seguiríamos teniendo niveles de ruido de fondo similares. En otras palabras, no habría una diferencia significativa entre los valores de L_{eq} que se obtendrían midiendo durante 30 minutos y midiendo durante una hora.

La medición de L_{eq} se estabiliza luego de un cierto tiempo en un entorno del valor final que se obtendría midiendo en forma continua. Una medición más extensa no aportaría nueva información, tornando de esta forma innecesario prolongar más allá de ese punto el período de muestreo.

La forma de realizar este análisis es la siguiente: Medimos en forma completa durante 1 hora y obtenemos el L_{eq} para esa hora, al que denominaremos $L_{eq,h}$. Luego adoptamos un *Épsilon* (por ejemplo, ± 1 dB) definiendo así un intervalo $L_{eq,h} \pm \varepsilon$ dentro del cual consideramos que la medición se ha estabilizado. Empezamos a barrer los valores medidos, obteniendo inicialmente el L_{eq} para el primer minuto. Seguramente este valor diferirá de $L_{eq,h}$. A continuación calculamos el L_{eq} para los dos primeros minutos medidos, y así sucesivamente. Llegará un momento, a partir del minuto x , para el cual todos los L_{eq} obtenidos de ahí en adelante estarán dentro de $L_{eq,h} \pm \varepsilon$. Podemos entonces decir que la medición se ha estabilizado. En conclusión, una vez definido un valor de ε aceptable, no tendrá sentido medir más de x minutos por hora.

A los efectos de analizar más profundamente este punto, llevamos a cabo una simulación. Generamos 3600 valores a partir de una variable aleatoria con distribución normal, que simulaban los valores *SPL* tomados por el instrumento segundo a segundo durante un período de una hora. Tomamos como referencia la dispersión encontrada en las mediciones efectuadas en Buenos Aires [14], habiendo encontrado que el parámetro $L_{10}-L_{90}$ para intervalos de medición de 15 minutos, presentaba un valor pico (percentil 5%) de 12,5dB con ponderación C, y 15,5dB con ponderación A. Ajustamos entonces los parámetros de nuestra serie aleatoria de forma tal que presente un valor de $L_{10}-L_{90}$ de aproximadamente 15dB.

La simulación se realizó con el software *Matlab* (ver programa en el Anexo I). Se calcularon los minutos de medición necesarios para que la medición se estabilizara en ± 1 dB, $\pm 0,5$ dB, y $\pm 0,2$ dB del valor final. Se realizaron 20 iteraciones. Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

| Simulación # | Minutos Hasta Estabilizarse en ± 1 dB | Minutos Hasta Estabilizarse en $\pm 0,5$ dB | Minutos Hasta Estabilizarse en $\pm 0,2$ dB |
|--------------------|---|---|---|
| 1 | 8 | 13 | 20 |
| 2 | 5 | 6 | 24 |
| 3 | 1 | 4 | 12 |
| 4 | 2 | 13 | 34 |
| 5 | 3 | 7 | 12 |
| 6 | 2 | 5 | 9 |
| 7 | 2 | 3 | 7 |
| 8 | 1 | 4 | 19 |
| 9 | 4 | 6 | 48 |
| 10 | 3 | 6 | 29 |
| 11 | 2 | 12 | 21 |
| 12 | 5 | 32 | 38 |
| 13 | 1 | 14 | 33 |
| 14 | 2 | 4 | 15 |
| 15 | 3 | 6 | 20 |
| 16 | 1 | 4 | 23 |
| 17 | 1 | 2 | 14 |
| 18 | 4 | 5 | 16 |
| 19 | 2 | 10 | 15 |
| 20 | 4 | 14 | 39 |
| Promedio: | 2,8 | 8,5 | 22,4 |
| Desv. Est.: | 1,8 | 6,8 | 11,1 |

Tabla 7.7. Tiempo de estabilización de la medición.

Como podemos apreciar, si bien los valores obtenidos presentan una dispersión importante, vemos que en el 95% de los casos la medición se estabilizó en $\pm 0,5$ dB antes de los 15 minutos.

Otro factor a considerar es la capacidad y/o limitaciones técnicas del instrumental de medición. En algunos casos la memoria interna de los equipos les permite almacenar los resultados de hasta 6 horas de medición, lo cual, si se deseara medir durante las 24 horas del día, nos permitiría un muestreo máximo de 15 minutos por hora.

Adicionalmente, consideramos que sería muy recomendable relevar la exposición al ruido a lo largo de las 24 horas del día, a los efectos de caracterizar cabalmente la molestia percibida por la población. Asimismo, no podemos dejar de medir durante las jornadas no laborables, dado que durante esos días los niveles de ruido no decrecen sustancialmente, constituyendo un importante factor de molestia. Tomando como referencia las mediciones realizadas en Buenos Aires en mayo y julio de 2001 [14], tal como puede verse en las tablas 7.3 y 7.4, los valores L_{eq} promedio para los días hábiles y los no laborables (fines de semana y feriados) son muy similares, con una diferencia que no supera los 2,2dB.

Creemos entonces aconsejable que se efectúen mediciones durante las 24 horas del día, y que se siga un procedimiento para verificar el tiempo de estabilización de la medición de niveles de presión sonora, tomándose como recomendación típica un muestreo 15 minutos por cada hora. Dicho procedimiento, que será detallado más adelante, debería ser aplicado cuando se considerase que la recomendación típica de 15 minutos podría no ser la más adecuada, y debería reiterarse a intervalos convenientemente espaciados que aseguren que el muestreo empleado sigue siendo el más apropiado.

En aquellos casos en los que se midiera con instrumental portátil, no sería tan factible medir durante las 24 horas del día, y se debería, en cambio, medir sólo algunas horas. A los efectos de determinar qué horarios serían los más representativos, hemos analizado las mediciones de Buenos Aires de mayo y julio de 2001 [14], en las que se empleó un muestreo de 15 minutos por hora, a los efectos de encontrar cuáles fueron los L_{eq} horarios que dieron resultados más cercanos a los L_{eq} diarios correspondientes. En la tabla 7.8 hemos dispuesto los resultados obtenidos en tres columnas, ordenando los valores de menor a mayor. En la primera se puede apreciar el promedio del valor absoluto de las diferencias entre el $L_{eq}(A)$ horario y el $L_{eq}(A)$ diario correspondiente, para cada hora. En la segunda columna vemos la misma información con ponderación C, y en la tercera, el promedio de los valores obtenidos con cada una de las dos curvas de ponderación. Como aclaración, cuando mencionamos, por ejemplo, la hora 14, nos referimos al período de 60 minutos que comienza a las 14:00 horas.

| Hora | $ L_{eq,h}(A)-L_{eq,d}(A) $ (Promedio, en dB) | Hora | $ L_{eq,h}(C)-L_{eq,d}(C) $ (Promedio, en dB) | Hora | Promedio entre A y C (en dB) |
|------|--|------|--|------|---------------------------------|
| 22 | 0,59 | 21 | 0,55 | 21 | 0,62 |
| 21 | 0,69 | 22 | 0,73 | 22 | 0,66 |
| 20 | 1,02 | 20 | 1,13 | 20 | 1,07 |
| 19 | 1,46 | 6 | 1,31 | 19 | 1,52 |
| 5 | 1,72 | 7 | 1,50 | 6 | 1,61 |
| 18 | 1,84 | 19 | 1,58 | 7 | 1,67 |
| 7 | 1,85 | 12 | 1,71 | 23 | 1,84 |
| 6 | 1,90 | 23 | 1,74 | 12 | 1,88 |
| 23 | 1,94 | 14 | 1,74 | 13 | 1,91 |
| 13 | 2,00 | 11 | 1,76 | 5 | 1,91 |
| 16 | 2,02 | 13 | 1,81 | 16 | 1,97 |
| 12 | 2,05 | 10 | 1,82 | 18 | 1,97 |
| 15 | 2,17 | 15 | 1,87 | 14 | 1,99 |
| 11 | 2,22 | 16 | 1,92 | 11 | 1,99 |
| 14 | 2,23 | 5 | 2,11 | 15 | 2,02 |
| 17 | 2,28 | 18 | 2,11 | 10 | 2,25 |
| 8 | 2,47 | 8 | 2,28 | 17 | 2,29 |
| 9 | 2,68 | 17 | 2,30 | 8 | 2,37 |
| 10 | 2,68 | 9 | 2,33 | 9 | 2,50 |
| 0 | 3,52 | 0 | 3,15 | 0 | 3,33 |
| 1 | 4,37 | 1 | 3,80 | 1 | 4,08 |
| 4 | 5,03 | 4 | 4,62 | 4 | 4,82 |
| 3 | 6,09 | 2 | 5,38 | 2 | 5,75 |
| 2 | 6,12 | 3 | 6,15 | 3 | 6,12 |

Tabla 7.8. Diferencia promedio entre L_{eq} horario y el L_{eq} diario correspondiente, para ponderación A, ponderación C, y promedio entre A y C.

Como conclusiones, podemos observar que las mediciones horarias que más se acercaron a los niveles equivalentes diarios fueron, sin una mayor influencia de la ponderación empleada, las correspondientes a las horas 19, 20, 21, y 22. En segundo lugar, se puede notar un grupo de horarios matutinos comprendido principalmente por las horas 6 y 7.

Podemos analizar esta misma información desde otro punto de vista. Supongamos que midiéramos una sólo hora por día (muestreo de 15 minutos), y promediáramos los L_{eq} horarios así obtenidos para llegar a un nivel equivalente mensual. Hemos analizado los promedios

mensuales así obtenidos, comparándolos con el L_{eq} promedio mensual real resultante de medir las 24 horas, y las diferencias encontradas se representan en la tabla 7.9.

| Hora | Diferencia con Ponderación A (en dB) | Hora | Diferencia con Ponderación C (en dB) | Hora | Promedio entre A y C (en dB) |
|------|--------------------------------------|------|--------------------------------------|------|------------------------------|
| 21 | 0,43 | 21 | 0,33 | 21 | 0,38 |
| 22 | 0,52 | 22 | 0,57 | 22 | 0,55 |
| 6 | 0,69 | 6 | 0,87 | 6 | 0,78 |
| 20 | 0,97 | 20 | 1,05 | 20 | 1,01 |
| 5 | 1,27 | 7 | 1,46 | 5 | 1,38 |
| 19 | 1,45 | 5 | 1,48 | 19 | 1,48 |
| 23 | 1,82 | 19 | 1,51 | 7 | 1,64 |
| 7 | 1,83 | 11 | 1,71 | 23 | 1,77 |
| 18 | 1,84 | 12 | 1,71 | 12 | 1,87 |
| 12 | 2,03 | 23 | 1,72 | 13 | 1,96 |
| 13 | 2,10 | 14 | 1,74 | 11 | 1,96 |
| 16 | 2,13 | 10 | 1,80 | 18 | 1,97 |
| 11 | 2,21 | 13 | 1,81 | 16 | 2,02 |
| 15 | 2,27 | 15 | 1,86 | 14 | 2,04 |
| 17 | 2,27 | 16 | 1,91 | 15 | 2,07 |
| 14 | 2,33 | 18 | 2,11 | 10 | 2,21 |
| 8 | 2,41 | 8 | 2,19 | 17 | 2,28 |
| 9 | 2,58 | 9 | 2,21 | 8 | 2,30 |
| 10 | 2,62 | 17 | 2,30 | 9 | 2,40 |
| 0 | 3,52 | 0 | 3,16 | 0 | 3,34 |
| 1 | 4,38 | 1 | 3,80 | 1 | 4,09 |
| 4 | 5,03 | 4 | 4,62 | 4 | 4,83 |
| 3 | 6,09 | 2 | 5,37 | 2 | 5,75 |
| 2 | 6,12 | 3 | 6,16 | 3 | 6,12 |

Tabla 7.9. Diferencia entre el promedio mensual de los L_{eq} horarios y el L_{eq} promedio mensual real, para ponderación A, ponderación C, y promedio entre A y C.

A simple vista se puede apreciar una gran similitud con los resultados expresados en la tabla 7.8. Como resultado más saliente, podemos destacar que, midiendo solamente en el horario de las 21, el nivel equivalente mensual calculado como el promedio de estos L_{eq} horarios difiere del real en menos de 0,5dB, independientemente de la ponderación que se utilice. Otro resultado importante que se desprende de este análisis es el hecho que, considerando sólo dos horas por día (los horarios de las 21 y 22) y promediando los L_{eq} horarios, el promedio mensual difiere del valor real en sólo 0,05dB con ponderación A, y 0,12dB con ponderación C.

7.3 PONDERACIÓN DE LA MEDICIÓN DE RUIDO

La ponderación de las componentes de frecuencia del sonido contaminante es un factor muy importante en la medición del mismo, puesto que tiene una incidencia directa en el resultado de la medición. Recordemos además que a bajas frecuencias, los sonidos son percibidos como muy molestos, incluso para bajos niveles de sonoridad. No debemos perder de vista que uno de nuestros objetivos es encontrar una magnitud que represente en forma adecuada la molestia percibida por la población expuesta al ruido. Las curvas de ponderación no fueron concebidas con estos fines, sino que tuvieron su origen en las curvas isofónicas, con la intención de

representar lo más fielmente posible la sensación de sonoridad, mediante la imitación de la curva de respuesta en frecuencia del oído humano para distintos niveles de presión sonora. Por este motivo, no podemos asegurar que ni la curva A, ni la B, ni la C constituyan el tipo de ponderación más adecuado para representar el grado de molestia percibida.

De todos modos, existe suficiente evidencia que en ambientes donde el ruido de baja frecuencia es importante, como en Buenos Aires, los resultados obtenidos con la curva C dan una mejor estimación del grado de molestia que aquellos obtenidos con ponderación A.

Podemos asumir que la situación en otros núcleos urbanos de nuestro país es aproximadamente similar, ya que la principal fuente de ruido de baja frecuencia son los motores de los vehículos del transporte público de pasajeros y del transporte de cargas pesadas. Vale la pena en este punto, tener en cuenta que la principal fuente de ruido en un vehículo automotor son las explosiones en los cilindros. Considerando que en un motor de 4 tiempos, cada cilindro hace una explosión cada dos revoluciones, tendremos, para 1000 r.p.m., una frecuencia fundamental de 33Hz en motores de 4 cilindros, y de 50Hz en el caso de 6 cilindros. La curva de ponderación A presenta una atenuación de 39dB a 33Hz, y de 30dB a 50Hz, por lo que estas frecuencias prácticamente no son consideradas en la medición del nivel de presión sonora cuando empleamos dicha curva.

Sin embargo, esta realidad podría ser distinta en el futuro, de producirse una completa renovación del parque automotor pesado y de sus plantas motrices, llevando a reducir el nivel de energía de baja frecuencia presente en el ruido urbano.

A pesar de lo expresado arriba, dado que la ponderación A es la más utilizada internacionalmente, se debería continuar midiendo según esa curva a los efectos de compatibilizar y permitir comparaciones en el ámbito internacional.

Pero por otra parte, la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo [9] reconoce que, además de $L_{den}(A)$ y $L_n(A)$, puede resultar conveniente utilizar indicadores de ruido especiales cuando el contenido de bajas frecuencias del ruido sea grande. En concordancia con este documento, se deberá establecer un criterio para determinar cuándo el contenido de bajas frecuencias será considerado suficientemente "grande" como para implicar la necesidad de emplear un nuevo indicador de ruido complementario que contemple otro tipo de ponderación de frecuencias.

Se deberá entonces comprobar, en cada medición, la existencia de componentes de baja frecuencia, lo que puede ser realizado de diversas formas. A continuación puntualizaremos algunas técnicas de evaluación de presencia de bajas frecuencia, solamente a modo de sugerencia:

Se podría efectuar la misma medición con ponderación A y C, y comparar los valores obtenidos. Es pertinente mencionar como referencia las mediciones de L_{eq} realizada en los meses de mayo y julio de 2001 en Buenos Aires [14], las cuales arrojaron valores medios mensuales de 69,1dB(A) y 78,5dB(C) en lo que podemos asumir como igualdad de condiciones. En otras palabras, las mediciones efectuadas con ponderación C entregaron un valor de nivel equivalente 9,4dB superior a las realizadas con ponderación A.

Otra manera sería midiendo con respuesta plana en las tres primeras octavas (31,5Hz, 63Hz y 125Hz) y comparando el valor de cada octava con el valor de $L_{eq}(A)$ general.

Una tercera alternativa sería midiendo con respuesta plana filtrando por octavas, o por tercios de octava, y comparando los valores obtenidos con los umbrales de audibilidad a las frecuencias centrales de esas octavas (o tercios).

7.4 DESCRIPTORES E INDICADORES DE RUIDO

La experiencia internacional nos muestra que se ha utilizado, oportunamente, una amplia gama de descriptores e indicadores de ruido. Elegir cuál o cuáles son los más convenientes no es sencillo. La cantidad de variables en juego es grande, y no hay un método escrito para arribar a la mejor solución. Debemos entonces considerar y analizar todos los factores relevantes antes de tomar una decisión.

Como criterio general, podemos decir que el cambio hacia un nuevo indicador, de naturaleza diferente a los utilizados habitualmente, se justifica si se puede demostrar que el mismo presenta ventajas significativas frente al anterior.

Dentro de las varias alternativas disponibles, podemos enumerar el nivel medio equivalente (L_{eq}), tanto para 24 horas como para los distintos períodos del día (L_d , L_e y L_n), los percentiles (L_{10} , L_{50} , L_{90}), el nivel máximo (L_{max}), y algunos indicadores compuestos (L_{dn} , L_{den} , TNI , $NPLL$, SEL).

Como primera determinación, consideramos recomendable utilizar como indicador básico el nivel medio equivalente (L_{eq}) de 24 horas, puesto que es el mejor índice disponible para caracterizar niveles de ruido a largo plazo, además de su gran aceptación y difusión internacional, simplicidad de medición con el instrumental disponible actualmente, y consistencia con mediciones realizadas anteriormente.

Asimismo, puesto que ya estaríamos midiendo el nivel de presión sonora durante las 24 horas, la medición de los indicadores L_{den} y L_n no implicaría un costo adicional importante, y serían de importancia a los efectos de efectuar comparaciones con los valores obtenidos en los países miembros de la Unión Europea. Adicionalmente, el índice L_n brindaría información muy útil sobre el nivel de ruido en el período nocturno.

Entendemos que también es conveniente guardar registros de los valores de L_{10} y L_{90} , ya que dan información del nivel de ruido pico y nivel de ruido de fondo.

Ni el TNI ni el $NPLL$ han demostrado ser muy buenos indicadores de la molestia percibida ante la exposición al ruido. Por ejemplo, analizando los resultados de las mediciones efectuadas en Buenos Aires [14], con ponderación A, los promedios de los valores de TNI para días hábiles y no laborables son prácticamente iguales, mientras que con ponderación C, el promedio de los valores de TNI de los días no laborables es 1,5dB superior al de los días hábiles. Por otra parte, el análisis de las mediciones mencionadas nos muestra que, con ponderación A, el promedio de los valores de $NPLL$ es 2,3dB inferior al del promedio de los valores de TNI , mientras que con ponderación C, el primero es 6,5dB superior al último. De estas relaciones concluimos que estos indicadores no son confiables para denotar el grado de molestia.

Respecto al SEL y el L_{max} , consideramos que los mismos pueden ser buenos indicadores para eventos sonoros aislados como el ruido de aeronaves, pero no son los más adecuados para caracterizar el ruido de tráfico automotor.

7.5 POSICIONAMIENTO DEL INSTRUMENTAL DE MEDICIÓN

Un análisis de la experiencia y la normativa internacional en lo que respecta al posicionamiento del instrumento de medición nos permite obtener los datos que detallamos a continuación.

En lo que respecta a la altura del micrófono, se han observado dos tendencias principales: ubicarlo a 1,2m ó a 4m sobre el nivel del suelo. Como ejemplos de la primera postura se pueden citar las mediciones realizadas en Buenos Aires en 1973 y las de Belo Horizonte, Brasil, de 1997, mientras que como muestras de la segunda podemos mencionar las mediciones de Trento y Rovereto, Italia, de 1996, y las de Buenos Aires de 2001.

Vale mencionar que la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo fija la altura a la que se deben efectuar las mediciones en $4m \pm 0,2m$.

La norma francesa NF S 31-085 es más compleja en las especificaciones de la altura del instrumento. De acuerdo a lo expuesto en el punto 6.1, ésta varía según la altura de los inmuebles, el perfil de la vía de circulación, o si se trata de un área despejada.

La práctica habitual con instrumental portátil es medir a una altura entre 1,2 y 1,5 metros sobre el nivel del suelo, que es la altura típicamente obtenida con un trípode. En las estaciones permanentes es más común, en cambio, ubicar el micrófono a una altura más elevada, cerca de 4m, lo que presenta ventajas objetivas desde el punto de vista la seguridad. Comparativamente, aparecen ventajas en ambos casos. Mientras una altura entre 1,5 y 1,8 metros representa mejor la percepción acústica de los peatones, una elevación de 4 metros reflejaría mejor el impacto del ruido a la altura de la mayoría de las viviendas en edificios de departamentos.

El otro parámetro en lo que respecta al posicionamiento del micrófono es la distancia a la fachada o superficie reflectora más cercana.

En una buena parte de la experiencia internacional se ha ubicado el instrumento entre 1,5m y 2m de distancia, coincidiendo con la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo, que establece que el punto de medición debería ubicarse a una distancia de $2m \pm 0,2m$ de la superficie reflectora más próxima.

En particular, en Buenos Aires, en 1973, se optó por medir sobre el cordón de la vereda por lo angosto de la mayoría de las calles, en tanto que en 2001, se ubicó el micrófono de la estación permanente a 3,3m de distancia de la superficie más próxima.

Una simulación realizada en la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires [22] entregó como resultado que la diferencia entre una medición realizada a 2m de una pared reflectora y otra ubicada a 4m era menor a 0,2dB, por lo que estaríamos en condiciones de elegir la distancia de medición de acuerdo a otros criterios.

Por otra parte, desde un punto de vista más práctico, a los efectos de caracterizar mejor el ruido percibido por los peatones, una distancia de entre 1 y 2 metros sería lo más adecuado, puesto que esa es aproximadamente la distancia de las fachadas a la que las personas caminan. Esta consideración se realiza con el conocimiento de que se estaría midiendo en una región en la que se podrían formar ondas estacionarias debido a las reflexiones, pero sin perder de vista que no deseamos medir la emisión de una fuente sonora, sino medir el nivel de presión sonora al que se encuentra expuesta la población.

7.6 DETERMINACIÓN DE LA CANTIDAD Y LA UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MEDICIÓN

La experiencia internacional en lo que respecta a esta materia es muy variada, apoyándose a veces en los lineamientos generales de la norma ISO 1996, cuya recomendación es que la diferencia en los niveles de presión sonora entre dos puntos adyacentes de una grilla no debería ser superior a 5dB. Se pueden trazar diversos tipos de grillas: cuadradas, rectangulares, triangulares, y se puede medir en todos los puntos de las mismas o seleccionar un porcentaje de éstos de acuerdo a algún criterio, que puede ser, por ejemplo, al azar, de acuerdo a la densidad de la población, o según estadísticas de quejas por ruido. Otro criterio es agrupar puntos que presenten similitudes en clusters, disminuyendo las mediciones sólo a unos pocos puntos representativos del total. Es importante recordar que en Buenos Aires en 1973 se midió en 45 puntos de una zona cuya extensión era de aproximadamente 1,8Km² [8]. Como referencia, tengamos en cuenta que la superficie total de la Ciudad de Buenos Aires es de aproximadamente 200Km², y que la misma se encuentra subdividida en 47 barrios.

Desde el punto de vista de la normativa, ni la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo ni la norma francesa NF S 31-085 dan especificaciones sobre la cantidad o la distribución de los puntos de medición necesarios para trazar un mapa de ruido de un área determinada.

Para determinar la densidad y distribución de los puntos de medición sugerimos algunos criterios básicos, enunciados a continuación, que podrían ser tenidos en consideración.

Entendemos que podría ser muy valioso presentar una distribución barrial de los niveles de presión sonora, incluyendo al menos un punto de medición en cada barrio, ya que de esa forma los habitantes de cada sector de la ciudad podrían acceder a la información de los niveles de ruido a los que están expuestos. También sería factible, y quizás más eficiente, agrupar algunos barrios en un sólo punto de medición, de acuerdo a su superficie, o a su densidad de población, o según tengan similares características de ruido de tránsito, de modo de reducir la cantidad total de puntos de medición, manteniendo la representatividad barrial de la información. Este método sería de simple implementación, y no estaría necesariamente vinculado a una distribución geométrica de los puntos en base a una grilla.

Si se considerara conveniente el trazado de una grilla, la separación entre los puntos de la misma puede ser definida en base al criterio de no superar los 5dB de diferencia entre puntos adyacentes, o se puede adoptar un valor típico sugerido de entre 500m y 1000m. Posteriormente, se deberían seleccionar un porcentaje de los puntos de la grilla sobre los cuales se efectuarán las mediciones, el cual no debería superar el 10%. Por ejemplo, en Buenos Aires, cuya superficie es de 200Km², aplicando una grilla de 1000m, tendríamos cerca de 225 puntos de intersección; tomando el 10% tendríamos 22 puntos de medición. La selección de este valor estará dada en cada caso por la factibilidad económica, y podrá ser validada luego constatando que la diferencia entre puntos adyacentes no sea superior a 5dB. Ahora bien, la selección de los puntos de intersección que conformarán puntos de medición puede basarse en varios criterios, como pueden ser: selección manual tendiente a producir una distribución barrial de los puntos; según la densidad de la población; según estadísticas de quejas de los habitantes por el ruido; por zona crítica como hospitales o escuelas; conservación de un distanciamiento relativo de aeropuertos y vías de ferrocarril a los efectos de caracterizar correctamente el ruido de tránsito automotor; agrupando varios puntos que presenten similitudes en un único punto de medición representativo; al azar; o una combinación de los conceptos anteriores.

8 PROTOCOLO DE MEDICIONES

En base a lo visto y analizado previamente, y teniendo en consideración las conclusiones alcanzadas, procederemos a describir en el presente capítulo los lineamientos generales del protocolo de mediciones propuesto para el trazado de mapas de ruido normalizados.

8.1 OBJETIVOS

Los principales objetivos del presente Protocolo son:

- Colaborar con el proyecto de estandarización tanto de la medición de ruido de tránsito automotor en áreas urbanas como del trazado de mapas de ruido, en el ámbito de la República Argentina.
- Posibilitar una evaluación lo más acertada posible de la exposición al ruido de los habitantes de una dada región.
- Permitir, a partir de la estandarización, determinar la necesidad de aplicar o extender políticas y medidas tendientes al control del ruido urbano a mediano y largo plazo, y facilitar el seguimiento de posterior de la evolución de la situación acústica en un área determinada.

8.2 ÁMBITO DE APLICACIÓN

El presente Protocolo se aplicará a la medición de ruido urbano producido por el tránsito automotor y percibido por seres humanos en exteriores, zonas abiertas o al aire libre, en el territorio de la República Argentina.

8.3 TIEMPOS DE MEDICIÓN Y MUESTREO TEMPORAL

Entendemos que sería recomendable que se midiera 24 horas por día, los 7 días de la semana, durante todo el año, esto es, sin excluir los fines de semana ni las jornadas no laborables.

Para aquellos casos en los que se optara por medir con instrumental portátil, sugerimos basarse en la información presentada en las tablas 7.8 y 7.9 para seleccionar los horarios más adecuados a medir, de acuerdo a su representatividad y conveniencia. Dado que los resultados obtenidos en el análisis del punto 7.2 podrían no ser siempre válidos para todos los puntos de medición,

cuando se considerase conveniente o necesario, se podrán realizar mediciones piloto de 24 horas (o la mayor cantidad de horas posible) a los efectos de repetir el análisis con datos relevados en el sitio de medición, y determinar así los horarios más representativos para cada caso particular.

Respecto al muestreo temporal, proponemos dos alternativas: En primer lugar, una recomendación típica, aplicable en la mayoría de los casos, consistente en un muestreo de 15 minutos por hora. Y en segundo lugar, para aquellos casos en los que se considerara que esta recomendación típica podría no ser la más adecuada, o se creyera conveniente realizar una comprobación del tiempo de muestreo mínimo que asegure una estabilización de la medición dentro de un entorno acotado, sugerimos seguir el siguiente procedimiento:

1. Seleccionar el valor de *Épsilon*, a los efectos de definir el intervalo $L_{eq,h} \pm \varepsilon$ dentro del cual consideramos que la medición se ha estabilizado. Como sugerencia, valores típicos de ε pueden estar comprendidos entre $\pm 1\text{dB}$ y $\pm 0,5\text{dB}$.
2. Medir y registrar en forma completa durante 1 hora (sin muestrear) el nivel equivalente minuto a minuto ($L_{eq,inst}$), y registrar el nivel equivalente horario obtenido ($L_{eq,h}$).
3. Utilizando el registro obtenido en el paso 2, calcular los niveles equivalentes para los primeros 59 minutos ($L_{eq,59}$), luego para los primeros 58 minutos ($L_{eq,58}$), y así sucesivamente hasta el primer minuto.
4. Examinar los resultados del paso 3, desde el minuto 59 hacia atrás, buscando en qué minuto el nivel equivalente ($L_{eq,n}$) cumple con la siguiente condición:

$$L_{eq,n_i} > L_{eq,h} + \varepsilon \quad \vee \quad L_{eq,n_i} < L_{eq,h} - \varepsilon$$

5. Cuando se cumpla esta condición, el valor n_i indica la cantidad de minutos en la hora que fue necesario medir para que la medición se estabilizara en $L_{eq,h} \pm \varepsilon$.
6. Registrar el resultado obtenido en el paso 5.
7. Reiterar los pasos 2 a 6 por los menos N veces ($N \geq 19$), registrando el resultado de cada iteración, de modo de obtener al menos 20 resultados antes de pasar al paso siguiente.
Nota: Es conveniente que la medición horaria del paso 2 sea realizada en distintos horarios de forma tal que las mediciones sean lo más representativas posible.
8. Con la serie de datos obtenidas en el paso anterior (mínimo 20), calcular el valor que asegura el 95% de confianza de la siguiente forma: Ordenar los resultados en orden decreciente y tomar ($N * 0.05$)-ésimo valor de la serie ordenada. Si ($N * 0.05$) no fuera entero, redondear al entero superior.

El resultado del paso 8 nos indica que en por lo menos el 95% de las mediciones horarias realizadas, la medición se estabilizó en $\pm \varepsilon$ al cabo de n minutos. Por lo tanto, como resultado final de este procedimiento, se recomienda un muestro de n minutos por hora.

Este procedimiento puede reiterarse cada vez que se considere necesario asegurar que el muestreo empleado sigue siendo el más apropiado, o bien periódicamente, a intervalos regulares.

8.4 PONDERACIÓN

En lo que respecta a la ponderación en frecuencia de las mediciones de ruido de tránsito automotor proponemos, como lineamiento básico, el empleo de la curva A. Asimismo, y en forma complementaria, cuando el contenido de bajas frecuencias en el ruido medido fuere elevado, recomendamos utilizar, además de la curva A, otro tipo de ponderación que resulte más adecuado ante dicha circunstancia. Proponemos como ponderación alternativa para estos casos la curva C, dejando abierta la posibilidad de utilizar otras técnicas de ponderación, que pudieran ser propuestas oportunamente en el futuro, cuando se hubiera demostrado la aptitud de las mismas para brindar mejores resultados que la aplicación de las curvas A y C en la medición de ruido con presencia de fuertes componentes de baja frecuencia.

Proponemos entonces que se proceda en cada caso a determinar si el contenido de bajas frecuencias puede ser considerado suficientemente elevado como para justificar el empleo de otra técnica de ponderación distinta a utilización de la curva A. Dejamos abierta la posibilidad de que se empleen los métodos que se consideren más adecuados en cada caso particular, incluyendo aquellos que pudieran ser sugeridos en futuros trabajos.

En lo que concierne a la constante de tiempo, sugerimos utilizar la constante lenta o "*Slow*".

8.5 INDICADORES DE RUIDO

Es importante adoptar primeramente las siguientes definiciones: La jornada de 24 horas estará subdividida en tres períodos: el *día*, cuya duración es de 12 horas, la *tarde*, de 4 horas, y la *noche*, 8 horas. Como recomendación básica, proponemos los siguientes valores por defecto: *día*, de 07:00 a 19:00; *tarde*, de 19:00 a 23:00; *noche*, de 23:00 a 07:00. En cada caso, y siempre que se justificara su conveniencia, se podrá optar por cambiar los horarios de comienzo de cada uno de los períodos de la jornada, adaptándolos a los usos y costumbres de cada región. Asimismo, cuando se considerare conveniente, se podrá optar por repartir las 4 horas de la *tarde* en dos períodos, uno previo a la *noche*, y el otro protegiendo el descanso de primera hora de la tarde, muy común en ciertas localidades. Pero se deberán conservar las 12 horas diarias correspondientes al *día* y las 8 horas diarias a la *noche*.

Igualmente aclaramos que, en lo que respecta a los indicadores diarios, consideraremos por defecto que el período de 24 horas que conforma cada jornada se inicia a la hora 23:00, o en los casos que se hubiera optado por modificar los horarios sugeridos, a la hora en la que comience el período definido como la *noche*.

Sugerimos utilizar como indicador básico de ruido el nivel medio equivalente (L_{eq}) de 24 horas, medido a partir de la hora 23:00, o la hora de comienzo de la *noche*.

Complementariamente, también recomendamos utilizar los siguientes indicadores adicionales:

L_{10} diario, para cada jornada de 24 horas. Representa el nivel de presión sonora que fue superado durante el 10% del tiempo de medición, dando por lo tanto indicación del nivel pico de ruido. Puede ser calculado midiendo L_{10} horarios (medidos en concordancia con el tiempo de muestreo que se hubiere adoptado) y promediando los 24 valores obtenidos para cada jornada.

L_{90} diario, para cada jornada de 24 horas. Representa el nivel de presión sonora que fue superado durante el 90% del tiempo de medición, dando por lo tanto indicación del nivel de ruido de fondo. Puede ser calculado midiendo L_{90} horarios (medidos en concordancia con el tiempo de muestreo que se hubiere adoptado) y promediando los 24 valores obtenidos para cada jornada.

L_d : Representa el nivel medio equivalente para el período definido como *día*.

L_e : Representa el nivel medio equivalente para el período definido como *tarde*.

L_n : Representa el nivel medio equivalente para el período definido como *noche*.

L_{den} : Representa el nivel equivalente Día-Tarde-Noche, y se determina realizando un promedio ponderado de los tres indicadores anteriores (correspondientes a una misma jornada), aplicando la siguiente ecuación:

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{24} \left(12 \cdot 10^{\frac{L_d}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right) \right]$$

Como criterio general, podemos decir que el cambio hacia un nuevo indicador, de naturaleza diferente a los propuestos, se justifica si es posible demostrar que el mismo presenta ventajas significativas frente al anterior.

8.6 POSICIONAMIENTO DEL INSTRUMENTAL

Sugerimos que las mediciones se efectúen a alturas entre 1,2m y 1,8m sobre el nivel del suelo, lo más cercanas posible a la altura de los oídos de las personas. En el caso de estaciones de medición fijas o permanentes, se aceptarán mediciones efectuadas a elevaciones mayores, entre 2m y 4m sobre el nivel del suelo.

Por otra parte, respecto a la distancia de la línea de edificación, fachada, o superficie reflectora más próxima, recomendamos que el micrófono sea ubicado a una distancia entre 1m y 2m, de acuerdo a lo que resulte más conveniente o adecuado en cada caso.

8.7 CANTIDAD Y UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MEDICIÓN

Como pauta básica, sugerimos trazar una grilla cuadrada sobre el área bajo estudio, con un espaciamiento entre los puntos de intersección de entre 500 y 1000 metros.

El siguiente paso es seleccionar un porcentaje de los puntos de la grilla, en principio no superior al 10%, sobre los cuales se efectuarán las mediciones. Esta elección de unos puntos y descarte de otros puede hacerse en base a varios criterios, algunos de los cuales enumeramos a continuación a título orientativo:

- Selección manual tendiente a producir una distribución de tipo barrial de los puntos de medición.
- Según la densidad de población.
- Según estadísticas de quejas de los habitantes por el ruido.
- Por zona crítica, o cercanía a hospitales o escuelas.
- Cercanía de las principales vías de tránsito automotor, manteniendo de un distanciamiento prudencial de aeropuertos y vías de ferrocarril.
- Agrupando varios puntos que presenten similitudes en un único punto de medición representativo.
- Al azar.
- Una combinación de dos o más de los criterios anteriores.

Todos los conceptos anteriores son en principio válidos, pudiéndose adoptar otros criterios y efectuar todo tipo de combinaciones entre ellos, de acuerdo a lo que resulte más conveniente para representar de la forma más adecuada la situación acústica en cada caso particular

Como método de validación de los parámetros adoptados, la diferencia entre los niveles de presión sonora en puntos adyacentes no debería ser superior a 5dB. Cuando este criterio no se cumpliera, se deberá evaluar la posibilidad de introducir las modificaciones necesarias.

8.8 MAPAS DE RUIDO

Los Mapas de Ruido pueden estar expresados como tablas de datos, o bien gráficamente en forma de representación gráfica del perfil de ruido, en la cual los niveles sonoros se indican como curvas de nivel, usando diferentes colores o escalas de gris para representar dichos rangos. Sugerimos emplear rangos de 5dB como recomendación básica. Adicionalmente se pueden emplear pasos menores, como 3dB, cuando se estimara conveniente.

Si bien es posible trazar múltiples mapas para los distintos indicadores y para los distintos intervalos de tiempo, consideramos atinado priorizar los mapas diarios de L_{eq} y L_{den} . En forma complementaria, se podrán trazar los mapas adicionales que resulten adecuados y representativos en cada caso.

8.9 ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DEL INSTRUMENTAL DE MEDICIÓN

En vista del carácter general y del amplio ámbito de aplicación del presente trabajo, no es el espíritu del mismo imponer especificaciones de cumplimiento obligatorio, sino simplemente dar indicaciones referenciales de las características que debería poseer el instrumental que vaya a ser empleado en mediciones de ruido de tráfico automotor en centros urbanos.

Las mediciones podrán ser efectuadas con un sonómetro integrador de cualquier tipo: 0, 1, 2 ó 3, teniendo en cuenta que el primero (tipo 0) es el que permite medir con un grado de precisión mayor, seguido por los demás sucesivamente en orden decreciente.

Es importante que el sonómetro posea rangos de medición adecuados a los niveles de presión sonora que se esperan medir, por ejemplo, 40 - 120dB ó 50 - 130dB.

Consideramos que el instrumento debería ser capaz de entregar los resultados directamente expresados en L_{eq} como mínimo, y adicionalmente, entendemos que sería deseable que fuera capaz de entregar información de L_{10} , L_{50} , L_{90} , y cualquier otro parámetro complementario.

El sonómetro debería estar equipado con ponderación de frecuencias según las curvas A y C, seleccionable por usuario, y sería ventajoso que dispusiera de filtros pasabanda por octavas, como mínimo para las más significativas: desde la de 31,5Hz hasta la de 8KHz.

Tendría que estar equipado con las constantes de tiempo adecuadas, de acuerdo a las que hubieren sido seleccionadas para las mediciones (Lenta, Rápida, Impulsiva).

Entendemos que sería interesante que el sonómetro contase con una memoria interna convenientemente dimensionada, capaz de almacenar los resultados de las mediciones, y que ofrezca los medios para transferirlos a un computador para su análisis posterior.

Es importante tener en cuenta ciertas condiciones que se deben cumplir previo al inicio de las mediciones, y que generalmente están especificadas para cada instrumento, como lo son el tiempo mínimo de precalentamiento (*warm-up*), el procedimiento de calibración, los límites de temperatura y humedad de operación, y la carga de las baterías si fuere el caso.

En todo caso, se podrán realizar mediciones con otro tipo de instrumentos tales como registradores gráficos, dispositivos de grabación, o cualquier otro dispositivo, siempre que permitan alcanzar los objetivos planteados.

8.10 REVISIONES

El presente trabajo, incluyendo sus conclusiones y recomendaciones, es, desde luego, perfectible. Es entonces de esperar que, oportunamente, se traten las temáticas que puedan haber quedado pendientes en esta oportunidad, y aquellos nuevos asuntos que pudieran surgir y que colaboraran con el cumplimiento de los objetivos generales planteados.

REFERENCIAS

- [1] European Commission, *Future Noise Policy - Green Paper*, Brussels, 1996.
- [2] World Health Organization, *Guidelines for Community Noise*, edited by Birgitta Berglund, Thomas Lindvall, Dietrich H Schwela, April 1999.
- [3] Agenzia Provinciale per la Protezione Dell'Ambiente, *Controllo della Rumorosità da Traffico Veicolare*, 1996.
- [4] U. S. Environmental Protection Agency, EPA 550/9-74-004, *Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety*, Washington, D.C., March 1974.
- [5] Cyril M. Harris, *Handbook of Acoustical Measurements and Noise Control*, 1979.
- [6] Oscar J. Bonello, Daniel S. Gavinowich, Francisco Rufa, *Clases Teóricas Acústica - Electroacústica*, 1997.
- [7] Noise and Traffic Web Site, <http://www.xs4all.nl/~rigolett/ENGELS/>.
- [8] F. G. Malvárez, Laboratorio de Acústica y Electroacústica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, *Medición de Ruido en la Ciudad de Buenos Aires - Memoria*, 1973.
- [9] Comisión de las Comunidades Europeas, *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Concejo sobre Evaluación y Gestión del Ruido Ambiental*, Bruselas, 26 de julio de 2000.
- [10] Matthew Ling, *An Introduction to Noise Mapping*, Acoustics Centre, Building Research Establishment Ltd., Garston, Herts, UK, October 1997.
- [11] Brüel & Kjær, *Acoustic Noise Measurements*.
- [12] Dimas A. Gazolla Palhares, Marco A. M. Vecci, Leonardo G. Pavanello, UFMG, *Ruído em Ambiente Urbano do Tráfego Veicular: Resultados Iniciais da Aplicação de uma Metodologia de Mapeamento Sonoro para Áreas Urbanas e Industriais*, 1997.
- [13] Elizabeth González, Víctor Martínez Luaces, Rocco Gerardo, Esteban Gaja Díaz, Departamento de Ingeniería Ambiental - IMFIA, Facultad de Ingeniería, Uruguay, *Aplicación de Técnicas Estadísticas al Tratamiento de Datos de Ruido Urbano*.
- [14] F. Ruffa, D. Gavinowich, E. Barkász, P. Ciccarella, Laboratorio de Acústica y Electroacústica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, *Traffic Noise Measurement. The Basis for a new recommendation*, 2001.
- [15] Brüel & Kjær, *Precision Integrating Sound Level Meter Type 2236, User Manual*, United States Version, October 1996.
- [16] AFNOR, Association Française de Normalisation, *NF S 31-085, Caracterización y Medición del Ruido Debido al Tránsito Automotor*, Octubre 1991.
- [17] Comisión Nacional del Medio Ambiente, Departamento de Descontaminación, Planes y Normas, *Manual de Aplicación de la Norma de Emisión de Ruidos Molestos Generados por Fuentes Fijas* (D.S. N° 146/1997, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia), Chile, 1998.
- [18] U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, *Highway Traffic Noise Analysis and Abatement Policy and Guidance*, Washington, D.C., June 1995.
- [19] Instituto Nacional de Normalización - Chile, NCh 2502/1-1999, *Acústica - Descripción y medición del ruido ambiental - Parte 1: Magnitudes básicas y procedimientos*, 1999.
- [20] Instituto Nacional de Normalización - Chile, NCh 2502/2-2000, *Acústica - Descripción y medición del ruido ambiental - Parte 2: Obtención de datos pertinentes al uso del suelo*, 2000.

- [21] Instituto Nacional de Normalización - Chile, NCh 2502/3-2000, *Acústica - Descripción y Medición del Ruido Ambiental - Parte 3: Aplicación a límites de ruido*, 2000.
- [22] Oscar J. Bonello, Laboratorio de Acústica y Electroacústica, Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires, *Simulación de Mediciones a 2 y 4 metros de Superficie Reflectora*, 2002.
- [23] European Commission, *Harmonizing Noise Metrics, Final Position Paper by Working Group I*, August 27, 1999.
- [24] Andrea Cerniglia, *Individuazione di Sorgenti di Rumore in un Clima Acustico Complesso: Un Caso Reale*, Marzo 1998.
- [25] Andrea Cerniglia, *Rumore: Prevedere è Meglio*, 1998.
- [26] G. P. van den Berg, *Case Control Study in Low Frequency Sound Measurements*, 1999.
- [27] G. P. van den Berg, W. Passchier-Vermeer, *Assessment of Low Frequency Noise Complaints*, 1999.
- [28] G. P. van den Berg, *Sound Exposure Measurements in Cases of Low Frequency Noise Complaints*, 1998.

ANEXO I

```
% ESTABILIZACIÓN DE LA MEDICIÓN DE Leq(hora).
```

```
funcion[]=va(n)
```

```
% Generación del vector "v" con la serie de valores SPL simulados,  
% según distribución normal.
```

```
for i = 1:n,  
    v(i) = 6*randn + 70;  
end
```

```
% Cálculo del Leq segundo a segundo para determinar el tiempo de  
estabilización de la medición.
```

```
x = v/10;  
for j = 1:n,  
    z(j) = 10^x(j);  
    s = sum(z);  
    L(j) = 10*log10(s/j);  
end
```

```
% El valor Leq total de todo el período queda almacenado en L(3600).
```

```
% Cálculo del tiempo de estabilización para tres diferentes épsilons.
```

```
k02=1; k05=1; k1=1;  
for i = n:-1:1,  
  
    if L(i) > (L(3600)+0.2)  
        Est02(k02) = i;  
        k02 = k02 + 1;  
    end  
  
    if L(i) < (L(3600)-0.2)  
        Est02(k02) = i;  
        k02 = k02 + 1;  
    end  
  
    if L(i) > (L(3600)+0.5)  
        Est05(k05) = i;  
        k05 = k05 + 1;  
    end  
  
    if L(i) < (L(3600)-0.5)  
        Est05(k05) = i;  
        k05 = k05 + 1;  
    end  
  
    if L(i) > (L(3600)+1)
```

```
        Est1(k1) = i;  
        k1 = k1 + 1;  
    end  
  
    if L(i) < (L(3600)-1)  
        Est1(k1) = i;  
        k1 = k1 + 1;  
    end  
end
```

% Dividimos por 60 para convertimos la escala a minutos de medición
% y redondeamos hacia el entero superior más cercano.

```
Estab02 = ceil (Est02(1)/60);  
Estab05 = ceil (Est05(1)/60);  
Estab1 = ceil (Est1(1)/60);
```

% Presentación de valores de salida en pantalla.

```
Estab02  
Estab05  
Estab1
```