

EL RUIDO VEHICULAR URBANO Y SU RELACIÓN CON MEDIDAS DE RESTRICCIÓN DEL FLUJO DE AUTOMÓVILES

Alberto Ramírez González^{1,2}, Efraín Antonio Domínguez Calle³,
Isabel Borrero Marulanda

Resumen

Ramírez González, A., E. A. Domínguez Calle, I. Borrero Marulanda: El ruido vehicular urbano y su relación con medidas de restricción del flujo de automóviles. Rev. Acad. Colomb. Cienc. **35** (135): 143-156, 2011. ISSN 0370-3908.

En la ciudad de Bogotá se han venido implementando medidas progresivas de restricción vehicular y una nueva medida se tomó en enero de 2009 que prohibió la circulación del 40% de los vehículos particulares. Esta investigación evaluó los efectos de la misma y del *día sin carro* , sobre el ruido vehicular en una de las vías más importantes de la ciudad. Los resultados mostraron que esta nueva medida no redujo el flujo de automóviles, ni tampoco el nivel de ruido vehicular, en tanto durante el día sin carro hubo mayor flujo de transporte público (buses y taxis) y, consecuentemente, niveles de ruido más altos, los cuales superan ampliamente las normas nacionales y pueden considerarse como problema de salubridad pública.

Palabras clave: ecología urbana, contaminación acústica, ruido vehicular, restricción vehicular.

Abstract

Bogotá city traffic has been having progressive circulation constraint measures and a new determination was taken in January of 2009 which banned the mobilization of 40% of the private cars during working days. This research evaluated the traffic noise in one of the most important avenues of the city because of this measure and the *no car day* . With the new restriction, neither vehicles nor traffic noise, showed decline, however, during the no car day there were more public vehicles (buses and cabs) and consequently, higher sound pressure levels, which are upper the norms and represent a healthiness public problem.

Key words: urban ecology, acoustic pollution, traffic noise, traffic restriction.

1 M. Sc. Investigación Doctoral, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Universidad Javeriana, Bogotá. Investigación adscrita al Centro de Excelencia en Investigación de Sistemas Complejos en Colombia, CeIBA - Complejidad.

2 M. Sc. Correo electrónico: alberto.ramirez@javeriana.edu.co. Trans. 4 No. 42-00. Piso 8. Tel: 3 20 83 20 Ext. 4824.

3 Ph.D. Correo electrónico: e.dominguez@javeriana.edu.co. Trans. 4 No. 42-00. Piso 8. Tel: 3 20 83 20 Ext. 4821.

Introducción

La contaminación acústica se ha constituido en una problemática creciente que se expresa mayormente en los sistemas urbanos y cuya causa principal recae en el transporte vehicular (FHWA, 2004; Austroads, 2005; FTA, 2006). Ha sido objeto de estudio de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos desde hace ya tres décadas (EPA-U.S., 1974), cuando fundamentó las directrices de exposición al ruido sobre la base de protección del 96% de la población, y definió como parámetros admisibles niveles menores a 55 dBA en ambientes exteriores y a 45 dBA en interiores. Más recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999), estableció límites de 30 a 35 dBA dentro de las viviendas y de 45 dBA en exteriores, como niveles de referencia para que no se presenten molestias o daños auditivos. No obstante, muchas de las legislaciones internacionales han acogido niveles exteriores entre 55 y 65 dBA para zonas residenciales.

El impacto ambiental más importante derivado de la contaminación auditiva recae en problemas de salud sobre la población, e incluye alteraciones fisiológicas y psicológicas cuya gravedad depende de los niveles y la extensión de la exposición. Comprende, además de impedimentos auditivos, incremento de la presión sanguínea y de los latidos del corazón, vasoconstricción, cambios en respiración, arritmia cardiaca, hipertensión, isquemia cardiaca, resistencia vascular periférica, cambios en la viscosidad de la sangre y de los lípidos, cambios en el balance electrolítico y cambios hormonales, principalmente. Al mismo tiempo, es causa de muchos desórdenes psicológicos como molestia, ansiedad, estrés, agresividad, náuseas, dolor de cabeza, inestabilidad, pérdida argumentativa, cambios de humor, incremento de conflictos sociales, irritabilidad, depresión, neurosis, psicosis e histeria. Genera impedimentos de desempeño como interferencia en la comunicación, cansancio, dificultad para dormir, reducción de las capacidades de atención, motivación, memoria, lectura y solución de tareas cognitivas, entre otras (OMS, 1999).

La magnitud del problema de salubridad queda reflejado en las siguientes cifras: en Estados Unidos 59 millones de habitantes soporta niveles de ruido vehicular de 60 dBA o más (EPA-US, 1978). En Europa se estima que 80 millones de personas viven expuestas a ruidos mayores a 65 dBA (áreas negras) y 170 millones viven entre 55 y 65 dBA (áreas grises) (EC, 1996). Cerca del 40% de la población que hace parte de la Comunidad Europea, está expuesta a ruidos

diurnos provenientes del tráfico vehicular que exceden 55 dBA y 20% a niveles que exceden 65 dBA (OMS, 1999). En China, por su parte, el 71.4% de las ciudades con más de 1 millón de habitantes, están expuestas a niveles de ruido sobre 70 dBA, y el 67% de las zonas residenciales están por encima de los estándares permitidos, proviniendo el 61% del ruido de fuentes vehiculares (Li y Tao, 2004).

Los altos niveles de ruido generan además impactos económicos monumentales, es así como en Estados Unidos los costos por salud y pérdida de productividad, alcanzan entre el 0.2 y el 2% del producto doméstico bruto (Bolund y Hunhammar, 1999), mientras que en la Unión Europea se sitúan entre \$ 13 y \$ 38 billones de euros (COM, 2000). De igual modo, para 1995 se estimaron pérdidas económicas anuales de US\$ 2.5 billones de dólares en China, a causa de este contaminante (Li y Tao, 2004). En el Reino Unido los costos derivados de problemas en el transporte representan entre \$ 10.9 y \$ 20.5 billones de libras anualmente (Poole, 1998). Otro problema económico derivado del ruido vehicular se refiere a la desvalorización de las propiedades tal y como lo demostraron estudios desarrollados por la Danish Environmental Protection Agency que encontraron que las viviendas expuestas a vías con ruidos de más de 55 dBA, pierden 1.6% de su valor por cada decibel de más que reciben (EC, 2006). Así mismo, en Seúl se encontró que por un incremento de 1% en el ruido, se deprecian en 1.3% las propiedades próximas a las vías importantes (Kim *et al.*, 2007). Estos resultados sugieren que en el marco de toda la malla vial de una ciudad, los costos de depreciación pueden representar de centenares a miles de millones de dólares.

La ciudad de Bogotá ha experimentado en los últimos años un crecimiento acelerado en el número de vehículos privados y de servicio público, situación que ha puesto al tráfico en condiciones de embotellamiento y obstrucción permanente, generando serios problemas de movilidad y contaminación para sus ciudadanos. A lo anterior se añade un alto deterioro de la malla vial, presencia de obras permanentes sobre las vías y una inadecuada semaforización⁴, entre otras. Para afrontar tal problemática en el año 2000 se inauguró un sistema de metro-bus o Transmilenio, que cuenta con vías exclusivas que le dan una eficiencia muy alta en movilidad de pasajeros respecto al sistema tradicional de buses. Este sistema, sin embargo, tiene aún muy baja cobertura y cuenta tan sólo con dos ejes viales norte-sur y dos oriente-occidente, por lo que el 75% de los viajes de la ciudad se realizan por el sistema de buses tradicional (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2006). Vale

4 Informe de la Contraloría de Bogotá. 2008.

destacar que la puesta en marcha del sistema Transmilenio, llevó a que el parque de buses que operaba en dichos trayectos conformado por un parque automotor de hasta 2 y 3 décadas de servicio y que genera alta contaminación atmosférica y acústica, se reubicó en otras vías de la ciudad, incrementando profundamente la sobreoferta del servicio y de paso los embotellamientos, la contaminación y los problemas de movilidad.

Los problemas de transporte empezaron a ser abordados con restricciones de flujo a los vehículos particulares en 1998 (medida llamada *pico y placa*) de 7:00 a.m. a 9:00 a.m. y de 5:30 p.m. a 7:30 p.m. para matrículas terminadas en 4 dígitos distintos durante dos días a la semana; se incrementó en 30 minutos en el 2002 (desde las 6:30 a.m.) y pasó en el 2004 a 6 horas diarias (6:00 a.m. a 9:00 a.m. y 4:00 p.m. a 7:00 p.m.). De igual modo, esta medida se instauró para el transporte público (buses y taxis) en el 2001 con 2 días a la semana de 5:30 a.m. a 9:00 p.m. para matrículas terminadas en 2 dígitos diferentes. Adicionalmente, en el 2006 surgió un pico y placa ambiental para todos los buses que no cumplieren con normas de emisión, que implica inmovilidad de 6:00 a.m. a 10:00 a.m. (4 horas) de lunes a sábado para un dígito por día y cuyo propósito fue mejorar la calidad del aire de la ciudad. En este mismo año se implantó el pico y placa ambiental para camiones de más de 5 toneladas, los cuales no pueden transitar entre las 6:30 a.m. y las 10:00 a.m..

Vale añadir, que en la ciudad desde el año 2000 se instauró una norma que prohíbe el tránsito de vehículos particulares un día al año “día sin carro”, la cual a la fecha se aplica dos días al año y cuyo propósito fue de tipo ambiental.

Con el crecimiento poblacional y vehicular de los últimos años, estas medidas se tornaron insuficientes por lo que el 24 de enero de 2009, el Alcalde de Bogotá decidió implementar dos nuevas normas a iniciar el 6 de febrero y que incluyeron: 1. Ampliar la restricción de movilidad de los vehículos particulares a todo el día (6 a.m. a 8 p.m.) y, 2. Eliminar las restricciones de movilidad para los buses en las horas pico. Un día antes de entrar en vigencia esta nueva medida, el Alcalde pospuso la entrada en vigencia de la segunda norma. Este estudio se propuso evaluar entonces, los efectos del *pico y placa ampliado* y del *día sin carro*, en la contaminación auditiva de una de las vías más importantes de la ciudad.

Metodología

En el marco de una investigación doctoral que se lleva a cabo en la Facultad de Estudios Ambientales y Rurales

de la Universidad Javeriana de Bogotá, los autores realizaron mediciones de ruido vehicular sobre la Carrera Séptima con calle 42, vía de gran importancia para la movilidad ciudadana en el eje norte - sur, y que es compartida por centenares de rutas de buses, taxis, autos, motocicletas y en una baja cuantía por camiones de reparto (figura 1).

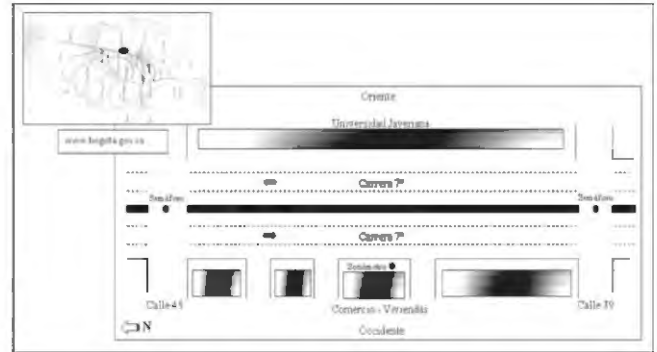


Figura 1. Diagrama del área de estudio.

El diseño de muestreo pretendió comparar los niveles de ruido existentes (*pico y placa*), con los del *día sin carro* y con los del *pico y placa ampliado*. Para ello se tomaron 4 muestras de 10 minutos de duración durante cada hora entre las 7:00 a.m. y las 11:00 a.m. para un total de 16 muestras por día, las cuales se repitieron durante los 5 días laborales de la semana durante el pico y placa (enero 28 a febrero 3 de 2009) y el pico y placa ampliado (16 a 20 de febrero). Un diseño similar pero restringido a un único día (febrero 5) se llevó a cabo para el día sin carro (figura 2).

El estudio implicó, por un lado, mediciones de ruido vehicular y por el otro de tráfico. Las primeras se llevaron



Figura 2. Metodología de investigación empleada.

a cabo manualmente sobre la calzada occidental con un sonómetro Extech 407780 tipo II, con ponderaciones *A* y *lento*, a 1.2 m de altura, a 3 m de la vía y retirado 4 m de la fachada más próxima; las mismas se hicieron en días sin lluvia y con pavimento seco. Las variables acústicas incluyeron el nivel de presión sonora continuo equivalente de cada muestra (L_{Aeq}), junto con los 600 registros instantáneos de un segundo para cada muestra, el nivel máximo ($L_{máx}$), el nivel mínimo ($L_{mín}$) y los percentiles $L_{(1)}$ a $L_{(99)}$.

Las mediciones de tráfico involucraron el conteo manual en los 6 carriles que hacen parte de esta vía (3 de sentido norte-sur y 3 sur-norte), de motocicletas, buses (incluidas en esta categoría busetas y microbuses de servicio público), automóviles (incluidos taxis, vehículos particulares y camionetas privadas de reparto) y camiones (de más de 3-4 ton.). Las mediciones de unas y otras variables se llevaron a cabo en un punto único de estudio sobre la calle 42, el cual se considera representativo, por la homogeneidad de su tráfico, de un trayecto mayor comprendido entre las calles 32 a 60. Dicho punto se ubicó a 400 m del semáforo de la calle 39 y a 250 m del de la calle 45. Esta vía se encuentra pavimentada y carece de pendiente (Fotos 1 y 2) y como parámetros de control climático se midieron la temperatura (°C), la humedad relativa (%) y la velocidad máxima (Km/h) y dirección del viento durante un minuto previo a cada muestra, con equipos Extech de campo.

La información recabada se analizó así: 1. Para comparar promedios se emplearon pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homoscedasticidad (Levene), encontrándose para numerosas muestras no normalidad y heteroscedasticidad, incluso ante el empleo de transformaciones logarítmicas, por lo que se acudió a las pruebas no paramétricas de comparación de medianas (Kruskal-Wallis

y Steel-Dwass) (Zar, 1984; Sokal y Rohlf, 2000; Sheskin, 2003). 2. Para relacionar las diferentes variables del ruido, por un lado, y del tráfico por otro, se efectuaron análisis de correlación de Pearson y se validaron las relaciones con un 95% de confianza; además de realizarse análisis de componentes principales por covarianzas (Kendall, 1975; Chatterjee y Price, 1977; Drapper y Smith, 1981; Johnson y Wichern, 1982). 3. Para interrelacionar las variables de tráfico (independientes) y de ruido (dependientes) se realizaron tanto análisis de regresión lineal (Arana y García, 2001; Barrigón-Morillas *et al.*, 2002), como de correlación canónica entre el conjunto de variables. 4. Para estudiar la molestia del ruido en la población expuesta se calcularon el Traffic Noise Index (TNI, Eq. 1; Griffiths y Langdon, 1968) y el Noise Pollution Index (Pn, Eq. 2; Guoxia *et al.*, 2006).

$$TNI = 4 \times (L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30 \text{ dB} \quad (1)$$

$$Pn = L_{Aeq}/L_b \quad (2)$$

Donde:

L_{10} y L_{90} son los percentiles 10 y 90 en su orden.

L_b es un factor de referencia de 75 dBA para *alta molestia* en exteriores.

El análisis de información se efectuó con ayuda de diversos programas de computador como SPSS (v.15), Minitab (v.15), Excel (2007) y Kyplot (v.2.0).

Resultados

En relación con los registros climáticos en el transcurso de las 7:00 a.m. a las 10:00 a.m., la temperatura media se incrementó de 14.4 a 22.9°C, la humedad relativa decreció de 60.4% a 41.5% y la velocidad máxima del viento se



Fotos 1 y 2. Flujo vehicular sur-norte (izquierda) y norte-sur (derecha) en la carrera séptima.

incrementó de 3.9 a 7.8 km/h. Se observó, además, relación exponencial significativa entre la humedad y la temperatura con $r^2 = 0.85$.

Flujo vehicular

El flujo de buses mostró un comportamiento semejante entre el pico y placa y el pico y placa ampliado, ya que cabe recordar que no entró en vigencia la medida de liberación de este tipo de vehículos entre las 6:00 a.m. y las 9:00 a.m.. No obstante, el flujo muestra un incremento significativo ($p < 0.05$) durante el día sin carro en todas las horas, lo que denota que la medida ambiental sustentada en la reducción vehicular, no tiene efecto en este tipo de vehículos, en esta vía (figura 3). Por otro lado, se observa reducción del flujo de buses hacia el final de la mañana lo que indica que parte del parque automotor no circula o tiene una tasa de viajes menor a dichas horas.

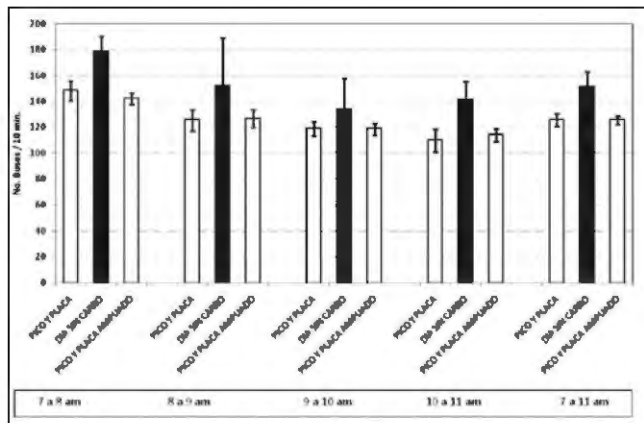


Figura 3. Flujo de transporte público e intervalo de confianza (barra oscura: $p < 0.05$).

Respecto al flujo de automóviles, éste muestra promedios similares en casi todas las condiciones estudiadas, si bien de 8:00 a 9:00 a.m. y en el agregado de 7:00 a 11:00 a.m., indica aumento durante el día sin carro y con pico y placa ampliado, respecto al pico y placa previo (figura 4). Si bien este resultado parece inusitado en virtud al menor número de vehículos particulares circulando por la ciudad en los dos primeros casos referidos, se explica por una saturación de la vía por parte de los taxis durante el día sin carro (incremento del 57% respecto a los otros días). Estos resultados indican, que a pesar de la nueva medida, el flujo vehicular se ha mantenido o incluso ha aumentado en esta vía. De otro lado, y al igual a lo observado en los buses, se presenta reducción del flujo en horas avanzadas de la mañana.

En otro orden de ideas, en el análisis de correlaciones se encontró relación directa entre el flujo de buses y el de

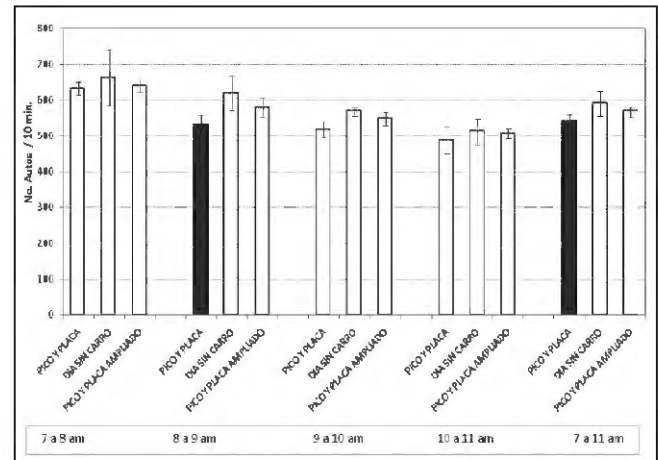


Figura 4. Flujo de automóviles e intervalo de confianza (barra oscura: $p < 0,05$).

carros por un lado, y el de motos y camiones por el otro; ello se debe a que la participación de los últimos se incrementa de 9:00 a 11:00 a.m., cuando cabe recordar, se reducen los flujos de buses y carros (figura 5a). Los componentes principales por su parte, capitalizan el 88% de la varianza en los dos primeros ejes de ordenación, y desagregan sobre los valores positivos del primer componente, las horas de mayor flujo que corresponden a los horarios de 7:00 a 9:00 a.m.; y, como es de esperar, sobre los valores negativos prevalece el horario de 9:00 a 11:00 a.m., con menor flujo vehicular. Sobre este primer eje se destaca el mayor aporte del flujo de carros, variable que muestra los registros más elevados (figura 5b). El segundo eje, por su parte, desagrega parcialmente las mediciones del día sin carro (valores negativos) de las restantes (positivos), y ello se explica en el mayor rol del flujo de carros del costado occidental durante los últimos.

Nivel de presión sonora

Cabe destacar, como primera media, que en los registros de ruido jugaron un papel ínfimo las bocinas, las sirenas (4 en total) y las alarmas (1), por lo que prácticamente todo el ruido vehicular medido se origina en el desplazamiento automotor y en los procesos de aceleración-desaceleración propios de la detención y arranque de los vehículos, situación esta última que tuvo lugar por el semáforo de la calle 45 y el represamiento que ocasiona hasta la calle 42 sobre el carril sur-norte.

De los 105600 registros instantáneos medidos, el 97.7% se encuentran sobre 70 dBA, el 83.7% sobre 75 dBA y el 46.3% sobre 80 dBA, registros que denotan claramente la grave problemática de contaminación acústica generada

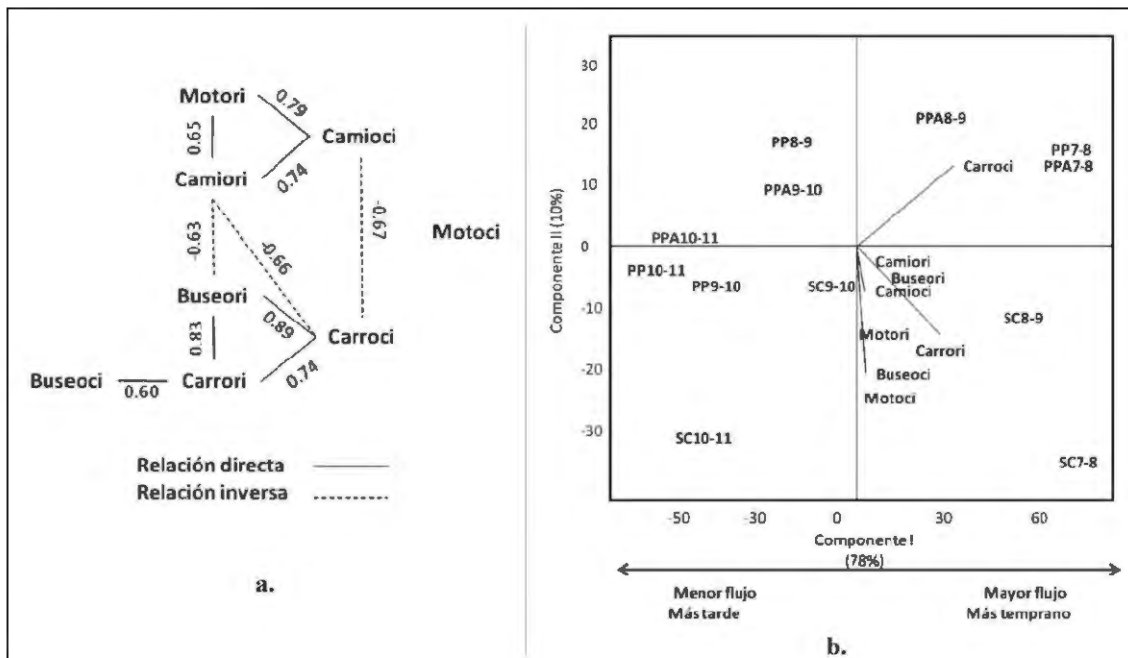


Figura 5. a. Coeficientes de correlación significativos para la composición vehicular ($p < 0.05$). **b.** Análisis de componentes principales de 7 a 11 de la mañana, con pico y placa (PP), día sin carro (SC) y pico y placa ampliado (PPA); carril oriental (ori) y occidental (oci).

sobre esta importante avenida y la población local, y que incluye un copioso número de residencias y locales comerciales, así como la presencia de universidades y otras instituciones. Los valores individuales máximos alcanzaron entre 100 y 102 dBA en tres oportunidades y estuvieron asociados a sirenas de ambulancias. Por lo demás, los valores más altos provinieron en su casi totalidad del paso de buses y busetas, y ocasionalmente de algún camión o motocicleta.

Los niveles de presión sonora equivalente muestran resultados próximos con pico y placa y pico y placa ampliado, hecho que se explica en la constancia mostrada por el flujo vehicular en esta avenida (figura 6). Una prueba adicional de comparación de medianas entre los días de la semana resultó no significativa tanto para el pico y placa ($p = 0.44$) como el pico y placa ampliado ($p = 0.38$) lo que indica que los niveles de ruido son similares durante los distintos días hábiles de la semana. No obstante, el ruido es mayor a inicios de la mañana y se reduce levemente hacia el final de la misma.

Para el día sin carro, por el contrario, y en consonancia con lo sucedido en el flujo de buses y automóviles, se incrementó el ruido vehicular ($p < 0.05$), resultado paradójico tratándose de un día ambiental en la ciudad. Vale notar

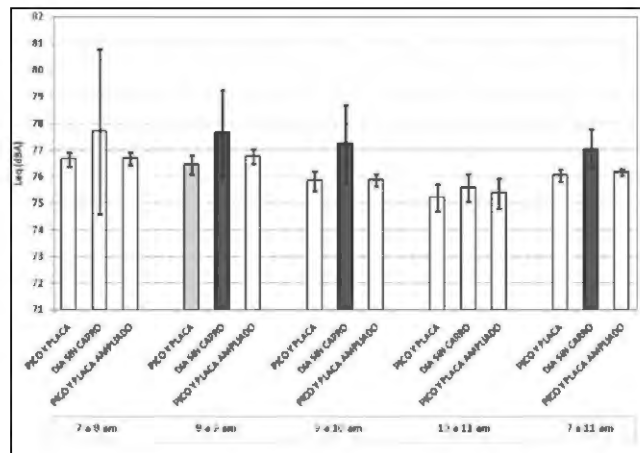


Figura 6. Niveles de presión sonora equivalente (L_{Aeq}) e intervalos de confianza (barras oscuras: $p < 0.05$).

que la menor cantidad de registros tomados durante el día sin carro (1 día frente a 5) se refleja en sus mayores intervalos de confianza tal y como se observa en la figura 6, situación que incrementa la probabilidad de cometer errores tipo II, al no rechazar hipótesis nulas que podrían ser falsas, como podría ocurrir durante el día sin carro en el horario de 7:00 a 8:00 a.m..

Los resultados anteriores claramente señalan que la medida de restricción vehicular para toda la ciudad, no cobra efecto como medida de mayor movilidad, ni como medida ambiental sobre la vía estudiada.

La diferencia esencial del día sin carro en el nivel de presión sonora, recae en que exhibe un porcentaje menor de valores en la clase de 75 dBA, pero mayor en las clases de 80 y 85 dBA, las cuales son propias del paso simultáneo de buses-busetas y del arranque-detención de este tipo de vehículos (figura 7).

El análisis de correlaciones entre distintas medidas de presión sonora, muestra la presencia de diversas relaciones significativas que incluyen a los percentiles $L_{(1)}$, $L_{(10)}$, $L_{(50)}$, junto con $L_{máx}$, L_{Aeq} y SEL, los dos últimos con correlación igual a 0.999 (figura 8a). Este resultado nos indica simplemente, que el incremento del ruido incide directamente sobre todos los descriptores citados. Por otro lado, se observa correlación significativa entre el nivel mínimo $L_{mín}$ y el percentil L_{90} , este último denominado comúnmente como ruido de fondo y corresponde al nivel de presión sonora que es superado en el 90% de las mediciones; la relación entre estos descriptores es apenas obvia en tanto los dos señalan precisamente los momentos de menor ruido.

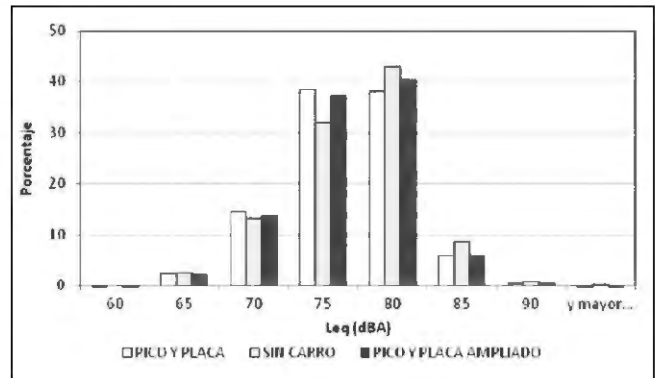


Figura 7. Histograma para los niveles de presión sonora L_{Aeq} .

El análisis de componentes principales, por su parte, logra explicar el 93% de la varianza en los dos primeros componentes y disocia, sobre el primer eje, las muestras con menores niveles de ruido que corresponden al final de la mañana (9:00 a 11:00 a.m., valores positivos), de las de mayor ruido que ocurren principalmente durante el día sin carro (negativos). Así mismo, el segundo eje disocia a las muestras con menores niveles de $L_{mín}$ y $L_{(90)}$ (valores positivos), destacándose entre ellas las muestras del horario de 7:00 a 8:00 a.m. (figura 8b).

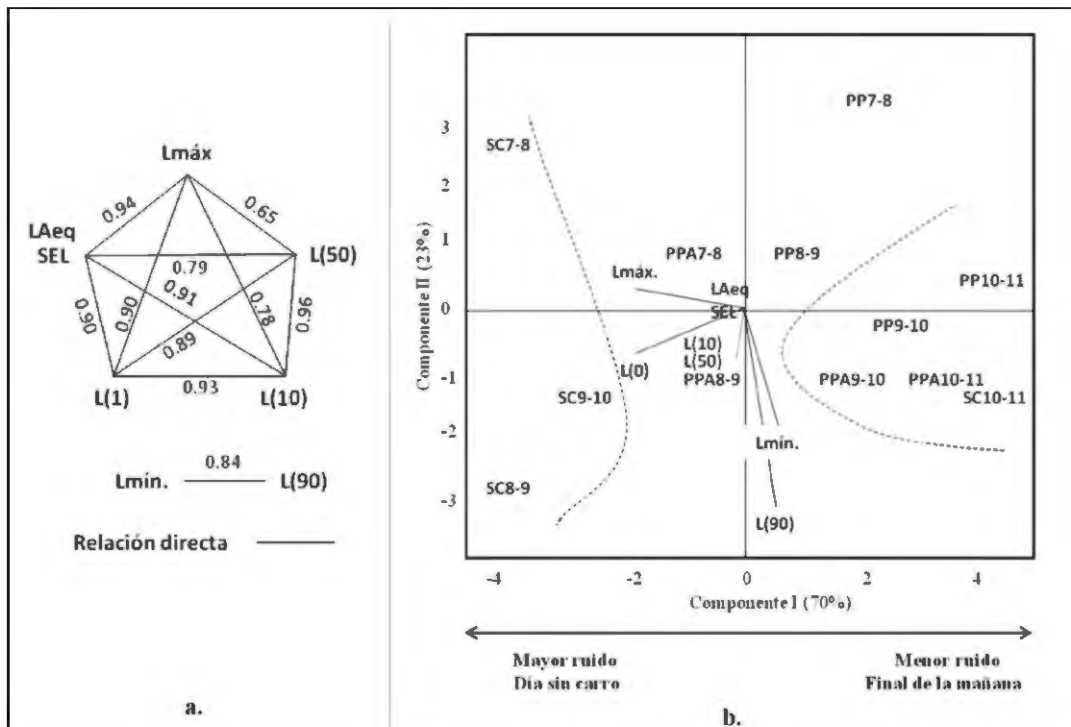


Figura 8. a. Coeficientes de correlación significativos para los descriptores de presión sonora ($p < 0.05$). b. Análisis de componentes principales de 7 a 11 de la mañana, con pico y placa (PP), día sin carro (SC) y pico y placa ampliado (PPA).

Respecto a los niveles de molestia sobre la población, se exponen en la tabla 1 los índices de ruido vehicular (TNI) y de polución por ruido (Pn), para las distintas horas de la mañana y para las diferentes medidas de tráfico. En lo atinente al TNI y siguiendo a Griffiths y Langdon (1968) en el marco de las relaciones dosis-respuesta, el umbral de molestia para el 50% de la población es de 74 dBA y para el 75% de 90 dBA. Se observa en los resultados de este estudio, que la totalidad de los indicadores supera los 74 dBA, en tanto un único registro hace lo propio con 90 dBA el cual ocurrió durante el día sin carro y en el horario más temprano. Por su parte, y de acuerdo con Guoxia *et al.*, (2006), los valores de Pn superiores a 1 son indicativos de niveles de “alta molestia” y dicha situación ocurre en todos los registros, mostrando el día sin carro los mayores indicadores.

Tabla 1. Índices de molestia por ruido vehicular.

Hora	Pico y placa	Día sin carro	Pico y placa ampliado
TNI			
7 a 8 a.m.	88.1	92.9	85.6
8 a 9 a.m.	79.3	82.0	80.9
9 a 10 a.m.	76.6	82.6	78.7
10 a 11 a.m.	74.7	77.5	74.6
Pn			
7 a 8 a.m.	1.02	1.04	1.02
8 a 9 a.m.	1.02	1.04	1.02
9 a 10 a.m.	1.01	1.03	1.01
10 a 11 a.m.	1.00	1.01	1.00

Relación flujo vehicular y nivel de presión sonora

Con el propósito de evaluar la relación entre el flujo vehicular y el nivel de ruido, se efectuaron análisis de regresión lineal entre el flujo total y de cada tipo de vehículo (promedio de las 4 muestras con transformación logarítmica -Log₁₀- estandarizados a flujo por hora), con los descriptores de presión sonora L_{Aeq} y L_{min} que como se observó en la figura 8a, no están correlacionados entre sí. Los resultados mostraron relaciones significativas de interés entre el nivel de ruido equivalente y los flujos de carros, buses y total (figuras 9 a 11), mientras que los flujos de motocicletas y camiones mostraron poca incidencia sobre este descriptor (Tabla 2). Contrariamente, el flujo de motos expuso relación significativa con el nivel mínimo L_{min}, aunque el coeficiente de determinación no fue relevante (r² = 0.14).

Vale notar, que durante las primeras horas de la mañana se obtienen los niveles equivalentes de ruido más elevados,

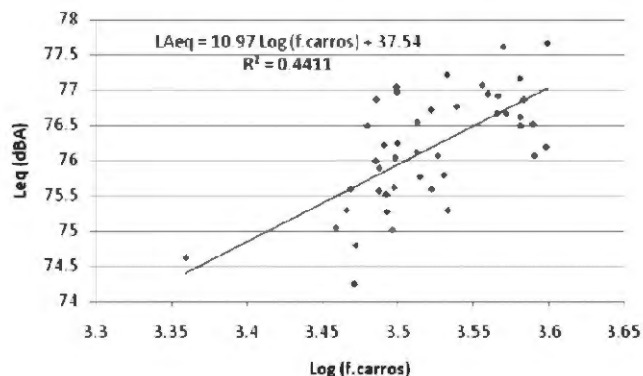


Figura 9. Relación entre el flujo de carros (Log) y L_{Aeq}.

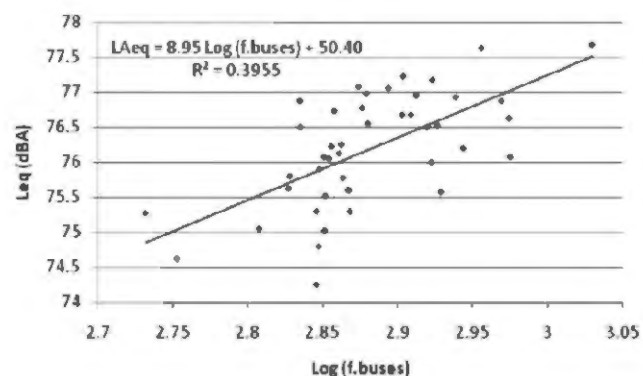


Figura 10. Relación entre el flujo de buses (Log) y L_{Aeq}.

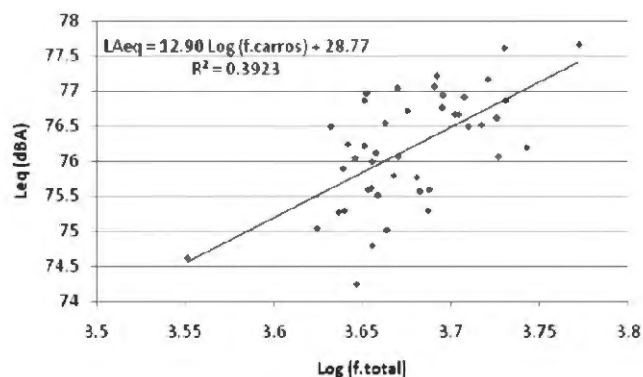


Figura 11. Relación entre el flujo total y L_{Aeq}.

Tabla 2. Coeficientes de determinación entre el flujo vehicular y el nivel de presión sonora.

Descriptor	Flujo	R ²	Descriptor	Flujo	R ²
L _{Aeq}	Motos	0.10	L _{min}	Motos	0.14
	Camiones	0.16		Camiones	NS
	Carros	0.44		Carros	NS
	Buses	0.40		Buses	NS
	Total	0.39		Total	NS

NS: No significativa al 95% de confianza. N = 44.

pero también, los niveles instantáneos de ruido más bajos L_{\min} y $L_{(90)}$, situación que ocurre por un comportamiento cíclico del ruido a causa del semáforo de la calle 45 que genera, por un lado, detención total del tráfico en el costado sur-norte por algunos momentos y, por el otro, mínimo flujo en el sentido norte-sur cuando la luz está roja. Es precisamente por esta razón, que se observan relaciones directas significativas entre el L_{\min} y el flujo de motocicletas, lo cual indica que los L_{\min} más altos ocurren a finales de la mañana cuando el flujo de este tipo de vehículos se torna más importante y continuo.

La mayor importancia del flujo de carros sobre el de buses en la relación con el L_{Aeq} , puede explicarse en que el valor medio del primero alcanza 3348 veh/hora frente a 768 buses/hora, lo que señala que el primero es 4.4 veces mayor que el segundo. Adicionalmente, la categoría de buses incluye una variedad diversa de vehículos como buses, busetas y microbuses, cuya incidencia en los niveles de ruido resulta muy variable. Soportan también los resultados encontrados, los menores flujos de motocicletas y camiones con 627 y 28 veh/hora en su orden.

Vale notar que se observa una correlación directa importante entre el flujo de carros y el de buses ($r = 0.784$), la cual genera problemas de colinealidad en el análisis de regresión lineal multivariado. Para sobrellevar tal problema, se realizó un análisis de componentes principales con las variables de flujo vehicular, y los dos primeros ejes de ordenación resultantes se relacionaron mediante análisis de regresión con los descriptores L_{Aeq} y L_{\min} (Drapper y Smith, 1981). Este procedimiento, sin embargo, no incrementó los coeficientes de determinación entre los flujos y los descriptores de ruido.

Los análisis previamente expuestos reflejan alta congruencia con los resultados del análisis de correlación canónica llevado a cabo con los flujos y con los descriptores de presión sonora; el mismo señala que los flujos de autos, buses y total, se asocian con el L_{Aeq} , mientras que los flujos de camiones y motos hace lo propio con el L_{\min} (figura 12).

Análisis

Los problemas de contaminación acústica derivados de los vehículos en ambientes urbanos, si bien no excluyen a ciudades de países desarrollados, son cada día más apremiantes en ciudades del tercer mundo, por el desconocimiento y bajo interés de la administración pública ante esta problemática. Algunas cifras de ruido vehicular obtenidas en distintas ciudades del mundo destacan la magnitud del problema: Pamplona, 60 a 75 dBA; Valencia, promedios superiores a 65 dBA y casi siempre a 70 dBA

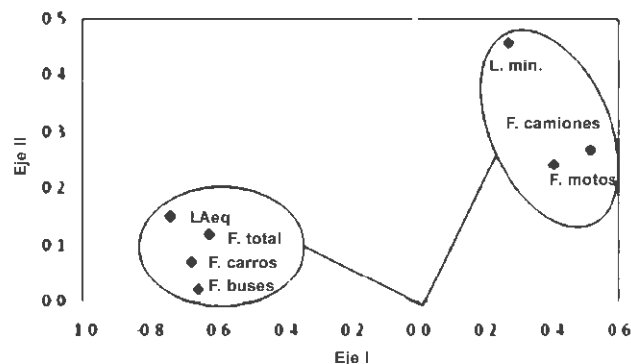


Figura 12. Resultados del análisis de correlación canónica.

(Gaja *et al.*, 2003); Cáceres, 70 dBA con el 88% de las mediciones sobre 66 dBA (Barrigón-Morillas *et al.*, 2002); Teherán, 35% de los registros por encima de 70 dBA (Alimohammadi *et al.*, 2005); Jalgaon, 87.9 ± 5 dBA (Ingle *et al.*, 2005); El Cairo, niveles medios por encima de 80 dBA (Ali y Tamura, 2003); Assiut, niveles medios superiores a 80 dBA; Beijing, nivel promedio de 75.6 dBA (Li *et al.*, 2002; Li y Tao, 2004); Lanzhou, nivel promedio de 69.3 dBA (Guoxia *et al.*, 2006).

La situación no es muy disímil en Latinoamérica tal y como lo evidencian los siguientes estudios: Ciudad de Panamá, el 75% de los registros máximos están por encima de 100 dBA (Corrales y Henríquez, 2007); Curitiba, el 93.3% de los sitios evaluados exhiben niveles mayores a 65 dBA durante el día, 80.6% a 70 dBA y 40.3% a 75 dBA (Trombetta *et al.*, 2002); La Plata, algunos vehículos producen ruidos entre 60 y 80 dBA, y constituyen el 80% del ruido de la ciudad (Rivera y Guerry, 2008). Colombia no es ajena a tal problemática tal y como lo reseña una recopilación de estudios del IDEAM (2006), donde se destaca al ruido vehicular como la principal fuente emisora y para el horario diurno se tienen los siguientes registros: Medellín: entre 66.8 y 75 dBA; Cali: 71.7 dBA; Bucaramanga, registros mayores a 75 dBA; San Juan de Pasto, entre 69 y 85 dBA; Tunja, entre 76 y 101 dBA; Tuluá, entre 66.9 y 76.7 dBA; Riohacha, entre 66 y 71 dBA.

Estudios audiométricos en policías de tráfico y trabajadores urbanos en Sao Paulo, mostraron pérdida auditiva en el 28.5% de los estudiados (Melo-Barbosa y Alves-Cardoso, 2005) y resultados similares se obtuvieron en Jalgaon (India), donde se encontraron impedimentos auditivos en los policías de tránsito (Ingle *et al.*, 2005). En Bogotá en la localidad de Puente Aranda, se encontraron niveles de ruido que oscilan entre 76.3 y 84.3 dBA, y sobre 1080 encuestas a los residentes de la localidad, el 42%

describió molestias por el ruido y señalaron efectos negativos en: salud (16%), dolor de cabeza (12%), irritación (12%), interferencia al hablar (12%), problemas al trabajar (9%), dificultad al dormir (8%), desconcentración (10%), intranquilidad (8%) y otras alteraciones (6%). Así mismo, el estudio audiométrico practicado a una muestra de 1347 personas de la localidad, reveló que el 49% de los individuos exhibe un descenso auditivo en las frecuencias agudas de 3000, 4000 y 6000 Hz (Sandoval, 2000).

De manera general, el nivel de ruido encontrado en este estudio sobre la Carrera Séptima puede considerarse como muy alto, y su condición denota desde la USEPA y la Organización Mundial de la Salud, una situación de salubridad pública. Acentúa la problemática el que tales niveles ocurren en un área eminentemente residencial, en mixtura con centros educativos y con comercio en la primera planta de las edificaciones. Respecto a la normativa nacional más reciente, Resolución 0627 (MAVDT, 2006), ésta expone para horarios diurnos en zonas residenciales, institucionales, de hoteles, oficinas y centros de estudio 65 dBA y para comerciales 70 dBA. Tal normativa, sin embargo, y en contravía con las normativas mundiales, incluye al ruido vehicular como *ruido ambiental* y permite hasta 80 dBA, normativa que resulta contradictoria pues las vías colindan con las edificaciones y constituyen la principal causa de ruido urbano ambiental; a la vez, puede considerarse como laxa y como conveniente para una autoridad ambiental que no expresa ningún interés en abordar esta problemática ambiental. Aun bajo las directrices de dicha norma, cerca de la mitad de los niveles de presión sonora instantáneos estuvieron por encima de ella (46% de los registros resultó mayor a 80 dBA).

Adicionalmente, bajo la clasificación propuesta por Lebedowska (2005) fundamentada en el incremento que ocasiona el ruido vehicular respecto al ambiental, el área estudiada se considera como *muy ruidosa*.

Hay que destacar que la mayor parte de las edificaciones se encuentran a tan sólo un par de metros de la vía, por lo que los niveles de ruido experimentan una atenuación mínima por efecto de distancia lo que indica que reciben altos niveles de contaminación. La ausencia del Gobierno local ante esta problemática, conlleva a que los propietarios de los inmuebles tengan, como única opción, que realizar gastos importantes de insonorización, acción que por un lado, no está al alcance de la mayor parte de la población y, por el otro, no resuelve el problema urbano de contaminación acústica, el cual se mantiene para transeúntes, peatones y usuarios del espacio público.

Los resultados arrojados por los índices de ruido vehicular y contaminación por ruido (TNI y Pn), respaldan

ampliamente lo dicho, pues el primero supera en todos los casos los niveles de molestia para el 50% de la población, en tanto el segundo denota también para todas las mediciones, niveles de alta molestia.

Tal y como lo demuestra el estudio, tales niveles obedecen en esencia, al flujo de autos y buses, los primeros por su alto volumen y con predominio de taxis, y los segundos por su alta generación de ruido individual, condición esta última propia de un parque vehicular viejo que aún transita por la ciudad, gracias a la falta de voluntad política de la administración pública para resolver los problemas de contaminación auditiva y atmosférica.

La contaminación acústica en los diferentes países muestra como eje medular común, al ruido vehicular como la principal fuente emisora y, en particular, su relación más estrecha se encuentra con el flujo, la proporción de vehículos pesados y la velocidad (FHWA, 2004; Austroads, 2005; FTA, 2006). Diversos estudios han ampliamente demostrado la relación entre el flujo vehicular (Q) y el nivel de presión sonora continuo equivalente, destacando entre ellos los de Arana y García (2001) y Barrigón-Morillas *et al.* (2002) quienes sobre una recopilación de estudios encuentran correlaciones que oscilan entre 0.73 y 0.98 con los siguientes rangos para dichos coeficientes:

$$L_{Aeq} = 45.8 a 51,0 + 7.2 a 9.8 \text{ Log } Q \quad (3)$$

De igual modo, el modelo inglés CoRTN (Calculation of road traffic noise) que trabaja sobre la base del percentil 10 (a 10 m de distancia y 0.5 m de altura), una vez es llevado a $L_{Aeq,1h}$ para flujos de más de 200 autos por hora, se traduce en una ecuación cercana a la previa (Abbott y Nelson, 2002; Abbott y Stephenson, 2006):

$$L_{Aeq,1h} = 40.8 + 9.4 \text{ Log } Q \quad (4)$$

Las ecuaciones estimadas en este estudio muestran parámetros cercanos a los anteriores, si bien exponen coeficientes de correlación menores (0.63 a 0.66), los cuales se atribuyen a la gran variabilidad en las emisiones de cada tipo de vehículos, a que se trata de una vía con 6 carriles que por ende expresan distintas atenuaciones con la distancia al sonómetro, a los ciclos de detención y arranque ligados a la semaforización, a la alta variabilidad en la velocidad vehicular que oscila entre 0 y 80 Km/h y a los cambios en la composición vehicular que tienen lugar durante las horas de la mañana. Las ecuaciones estimadas para este estudio se encuentran en los siguientes rangos:

$$L_{Aeq} = 29 a 50 + 8.9 a 12.9 \text{ Log } Q \quad (5)$$

Se aprecia respecto a las anteriores, una mayor pendiente que permite suponer un mayor nivel de ruido indivi-

dual en los vehículos. Respecto a los niveles mínimos de ruido L_{\min} , el rango de mediciones estuvo entre 57.1 dBA y 67.7 dBA, cuantías que superan por sí mismas las normativas de la EPA-US (1974) y la OMS (1999), y trasgreden parcialmente los 65 dBA de la norma nacional para ambientes exteriores. Estos niveles de ruido ocurren durante la detención del flujo vehicular a causa del semáforo de la calle 45. En lo concerniente con los niveles máximos de ruido de buses y busetas, predominan niveles entre 74 y 84 dBA a una velocidad media de 30 Km/h, los cuales pueden ser considerados como muy altos y constituyen una de las causas principales de la problemática de contaminación acústica.

Análisis de sensibilidad sobre el flujo vehicular realizados en Teherán, muestran que si esta variable aumenta de 150 veh/h a 600 veh/h, el nivel del ruido se incrementa apreciablemente, pero después de 3500 veh/h se mantiene casi lineal (Alimohammadi *et al.*, 2005). Iguales resultados encontró Guoxia *et al.* (2006) en la ciudad de Lanzhou, con incrementos del ruido en el rango de flujo vehicular de 0 a 1000 veh/h, pero, a partir de allí, los niveles de presión sonora permanecen estables hasta incluso más de 3000 veh/h. Vale notar que en el presente estudio el flujo total medio fue de 4771 veh/h lo que denota claramente niveles muy elevados de flujo que conducen a la saturación del ruido y que explican también, en buena medida, las bajas relaciones obtenidas entre el flujo vehicular y el L_{Aeq} .

La modelación matemática del ruido vehicular ha puesto en evidencia que ocurren cambios importantes en esta variable ante modificaciones menores en el tráfico, por lo que la vía apropiada para manejar el ruido de tal procedencia recae en la implementación de medidas sobre el transporte (De Coensel *et al.*, 2005). Por lo anterior, muchas de las medidas que mejoran el tráfico vehicular urbano, reducen tanto la contaminación auditiva como la atmosférica. Ésta no sería, sin embargo, la situación de la Carrera Séptima, pues las condiciones de elevado flujo vehicular y saturación, no conllevarían a una reducción importante del ruido ante cambios menores del flujo vehicular.

Ahora bien, en virtud a que sobre esta importante avenida no se ha producido reducción en el flujo vehicular con la medida de pico y placa ampliada, tampoco ha habido disminución de los niveles de ruido. Así mismo, durante el día sin carro que pretende ser una medida ambiental, se incrementó el flujo de buses y taxis respecto a un día laboral cualquiera y con ello aumentaron significativamente los niveles de ruido.

Otras variables comúnmente asociadas con el ruido vehicular incluyen la velocidad, el ancho de la vía, la pen-

diente y el tipo de pavimento, las cuales no hicieron parte de este estudio. Si bien la velocidad se relaciona directamente con los niveles de ruido en vías con tráfico rodado (Austroads, 2005; FTA, 2006), para la avenida estudiada como sucede por igual para muchas vías de Bogotá, el tráfico acontece con embotellamientos, situación que genera bajos niveles de ruido cuando el tráfico está detenido y altos cuando se dan las acciones de aceleración – desaceleración. Al respecto, Arana y García (2001) encontraron que no hay o son bajas, las relaciones entre velocidad y nivel de presión sonora, bajo condiciones de tráfico muy lento.

En este estudio se encontraron relaciones estrechas entre el L_{Aeq} y distintos descriptores de la presión sonora que cobijan L_{\max} , $L_{(1)}$, $L_{(10)}$ y $L_{(50)}$, siendo el último el de menor relación. Estos resultados son ampliamente concordantes con los encontrados por Puigdomènech *et al.* (1996) y Garrigues y García (1997), si bien estos últimos reportan también relaciones directas e importantes con el $L_{(90)}$ ($r = 0.84$), situación que en esta investigación no ocurrió siendo, por el contrario, inversa y muy baja ($r = -0.17$), hecho que se explica en particularidades del tráfico que conducen a que ocurran simultáneamente los niveles de ruido más altos y más bajos a comienzos de la mañana.

El último punto de interés para este estudio, radica en sugerir y analizar algunas medidas que podrían implementarse sobre esta importante avenida de la ciudad, de tal modo que se reduzcan los niveles de presión sonora. Al respecto, cabe referir que la puesta en marcha de medidas de reducción de ruido ya ha surtido efecto en otras ciudades tal y como sucedió en El Cairo, donde se efectuaron restricciones al uso de bocinas y cornetas, y al tránsito de camiones y de buses en algunos sectores de la ciudad, obteniendo reducciones hasta de 10.8 dBA (Ali y Tamura, 2003); o como en el caso de la ciudad de Lanzhou donde la restricción de vehículos y la prohibición del uso de bocinas, contribuyeron significativamente a la reducción de este contaminante (Guoxia *et al.*, 2006). Estas acciones destacan el importante papel que juega la administración pública en torno a los problemas de contaminación urbana.

En la ciudad de Bogotá como se explicó previamente, ya se han implementado diversas medidas para afrontar el grave problema de transporte y movilidad, y las mismas se han hecho cada vez más restrictivas, pues sus efectos se diluyen con los años. A consecuencia de ello, se mantienen elevados niveles de contaminación atmosférica y acústica, en tanto la población y los transportadores cada vez se muestran más molestos con tales medidas.

Tal y como se ha referido en distintos apartes previos, las restricciones de automóviles particulares en la ciudad

no han surtido efecto alguno en esta vía, por cuanto la última ha sido ocupada por nuevos conductores de taxis y de automóviles particulares que encuentran atractivo su uso frente a otras avenidas cercanas. Por tanto, si se pretende reducir el flujo de automóviles, tendría que haber medidas adicionales que incluyan restricciones de uso por el número de la matrícula o a través de la implementación de peajes u otros. Estas medidas, sin embargo, no se ven muy factibles en tanto una reducción del flujo de automóviles puede interpretarse también, como una subutilización de la malla vial en el marco de una ciudad donde hay carencia de las mismas.

Los planes actuales de la Alcaldía a mediano o largo plazo, buscan implementar un sistema de metrobus o de metro, que permita una movilidad masiva y organizada que suplante al transporte caótico actual. Muy seguramente, esta medida tal y como ya ha ocurrido en otras vías de la ciudad donde se ha implementado con buses articulados modernos y menos contaminantes, tendrá efectos positivos para el medio ambiente y para la calidad de vida y el bienestar de pobladores y usuarios de este eje vial. Como medida de choque de corto plazo, la Alcaldía ofreció hace un año retirar cerca de 1200 rutas de buses de la carrera Séptima, pero no lo ha hecho. Sin lugar a dudas, el retiro de buses sobre esta vía sería una medida que contribuiría ampliamente con la reducción de la contaminación acústica, pero tal y como se anotaba previamente, debe representar volúmenes importantes dada la saturación observada en el ruido. Si bien esta medida puede ocasionar un incremento mayor en el número de taxis y de carros particulares, el ruido individual de éstos es considerablemente menor.

En lo atinente a la vía estudiada, el número de camiones resultó muy bajo en parte por las restricciones de pico y placa ambiental que limitan su movilización de 6:00 a.m. a 10:00 a.m., y por ello son mínimos los efectos atribuibles a los niveles de ruido encontrados, sin embargo, esta no es la situación de otras vías de la ciudad por donde se moviliza gran cantidad de la carga pesada del país, dada la ausencia de vías circunvalares (**Sandoval**, 2000). Para este tipo de vehículos tendrán que tomarse medidas especiales, sin olvidar que la molestia y el riesgo de salubridad sobre la población, es mayor en horarios nocturnos. De igual forma, aunque la mayor parte de las motocicletas mostró niveles de emisión de ruido bajos, un porcentaje reducido de estos vehículos expuso niveles elevados que merecen ser controlados por la autoridad.

Para el conjunto de la ciudad, resulta esencial la ejecución de las medidas relativas a la chatarrización de los buses más viejos, la cual ha debido ejecutarse años atrás y no se

ha cumplido, muy a pesar que en el costo de los tiquetes se implantó un sobrecosto para la reposición de los mismos. Estudios de la misma Alcaldía han mostrado que en la ciudad debería haber cerca de 11500 buses y hoy transitan cerca de 19000. Para Bogotá sigue siendo prioritaria la ampliación de la cobertura del sistema Transmilenio el cual ha mostrado profundas ventajas de eficiencia de movilidad y menor contaminación respecto al sistema de buses tradicional. Las medidas de pico y placa restrictiva a autos particulares, por el contrario, han conducido a que éstos compren nuevos vehículos por lo que con el tiempo tales medidas se han tornado en inocuas. Por lo tanto, solamente con un sistema de transporte público de calidad, se podrá reducir medularmente el flujo vehicular particular.

King y Davis (2003) consideran que la creación de conciencia en la población, con énfasis en los riesgos sobre la salud, constituye la vía más importante para afrontar la problemática ocasionada por la contaminación acústica. Tal y como lo mostró un estudio de **Moser y Robin** (2006), se trata de llevar a cabo una construcción social que asocie el ruido vehicular con pérdida de bienestar, salud y calidad de vida, por lo que sólo hasta entonces se abordarán de forma apropiada, las medidas para poner en cintura los impactos ambientales generados por este contaminante.

Conclusiones

En la ciudad de Bogotá se promulgaron medidas encaminadas a la reducción del flujo vehicular y uno de los propósitos de este estudio, fue evaluar el efecto de tales medidas en la contaminación acústica de una de las avenidas más importantes de la ciudad. Sin embargo, sobre la vía estudiada (Carrera Séptima) no se redujo el tráfico vehicular, muy a pesar de que el 40% (4 de 10 dígitos) de los automóviles particulares dejó de circular por la ciudad y, por ende, los niveles de presión sonora se mantuvieron o incluso en algunos casos aumentaron.

Tal situación se reconoció más claramente durante el día sin carro, en el cual no pueden circular los vehículos particulares y, a pesar de ello, hubo incremento significativo de buses y taxis sobre la vía estudiada que, consecuentemente, se expresaron en mayores niveles de presión sonora. Muy seguramente tal efecto no debió acontecer en toda la ciudad, pero sí ocurrió en esta vía. Por lo anterior, debe tenerse presente ante futuras medidas, que la expresión de las respuestas pueden ser muy variables, independientemente que se trate de mejorar el transporte y la movilidad, o de disminuir la contaminación ambiental.

Los niveles de ruido encontrados sobre la Carrera Séptima son muy altos y en el marco de las instituciones que

más han abordado el tema a nivel mundial como la OMS y la EPA, alcanza niveles considerados de problema de salud pública, con probables daños auditivos sobre la población más expuesta e incluso con otros problemas fisiológicos y psicológicos. Los mismos representan, sin lugar a dudas, pérdida significativa de la calidad de vida de los habitantes expuestos a éstos. Ello indica que se hacen necesarias medidas expeditas sobre el transporte que no solamente apunten a resolver los problemas de movilidad ciudadana, sino de contaminación auditiva y atmosférica.

Es importante notar, que este problema de contaminación no existe en el imaginario de los gobernantes ni de la autoridad ambiental de la ciudad, por lo que no se toman medidas ni para su monitoreo ni para su control. Por el contrario y como se evidenció en la última normativa nacional, se abrieron las puertas a su permisividad.

Para el caso particular de la vía estudiada, se señalan condiciones de saturación del ruido que por ende no pueden ser resueltas con variaciones leves en el flujo vehicular. La solución más inmediata recae en reducir el flujo excedente de vehículos de transporte público, así como la actualización de su parque automotor, pues participan en él vehículos con más de 2 décadas de servicio.

Es importante notar que el incremento del flujo vehicular privado, es claro reflejo de una ciudad que no ofrece un sistema de transporte masivo con cobertura y calidad, el cual se ha dilatado por décadas para salvaguardar los intereses políticos de los gobernantes que no están dispuestos a correr con los costos políticos que representa enfrentar el gremio de los transportadores en la ciudad.

Hay que destacar que la población en Bogotá viene creciendo exponencialmente (2.7% anual durante los últimos 20 años), por lo que los problemas de contaminación ambiental que se evidencian hoy, muestran, de cara al futuro, problemáticas más agudas. La solución medular a los problemas de contaminación urbanos, requiere tanto de conciencia de su población, como de voluntad política de sus gobernantes.

Bibliografía

- Abbott, P.G., Nelson, P.M.** 2002. Converting the UK traffic noise index LA10,18h to EU noise indices for noise mapping. TRL Project Report PR/SE/451/02.
- Abbott, P.G., Stephenson, S.J.** 2006. Method for Converting the UK Road Traffic Noise Index LA10,18h to the EU Noise Indices for Road Noise Mapping. TRL & Casella Stanger, <http://www.defra.gov.uk/environment/noise/research/crtn/pdf/noise-crtn-update2006.pdf>.

- Alcaldía Mayor de Bogotá D.C.** 2006. Plan maestro de movilidad y estacionamientos. Alcaldía de Bogotá.
- Ali, S.A., Tamura, A.** 2003. Road traffic noise levels, restrictions and annoyance in Greater Cairo, Egypt. *Applied Acoustics*, **64**:815-823.
- Alimohammadi, I., Nassiri, P., Behzad, M., Hosseini, M.R.** 2005. Reliability analysis of traffic noise estimation in highways of Tehran by Monte Carlo simulation method. *Iranian journal of environmental health science & engineering*, **2**(4):229-236.
- Arana, B.M., García, A.** 2001. Variación temporal de los niveles de contaminación sonora en Pamplona y Valencia. *Tecniacústica*, La Rioja 2001:1-6.
- Austrroads.** 2005. Modelling, measuring and mitigating road traffic noise. Project No. TP1085, Sydney. <http://www.austrroads.com.au/>.
- Barrigón-Morillas, J.M., Gómez-Escobar, V., Méndez-Sierra, J.A., Vilchez-Gómez, R., Trujillo-Carmona, J.** 2002. An environmental noise study in the city of Cáceres, Spain. *Applied acoustics* **63**:1061-1070.
- Bolund, P., Hunhammar, S.** 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics* **29**:293-301.
- Chatterjee, S., Price, B.** 1977. *Regression analysis by example*. Wiley, New York.
- COM,** 2000. Propuesta de Directiva del parlamento europeo y del consejo sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. Informe final 468. http://www.ruidos.org/Normas/Eur_32002L0049.html.
- Corrales, A., Henríquez, F.** 2007. Contaminación por Ruido Debido al Tráfico Vehicular: un Problema Diario que va en Aumento en la Ciudad de Panamá. *Fac. Ing. Mecánica* <http://www.fim.utp.ac.pa/Revista/vol4/Corrales.html>.
- De Coensel, B., De Muer, T., Yperman, I., Botteldooren, D.** 2005. The influence of traffic flow dynamics on urban soundscapes. *Applied Acoustics* **66**:175-194.
- Drapper, N.R., Smith, H.** 1981. *Applied Regression Analysis*. 2a Ed. Wiley, New York.
- EC - European Communities.** 1996. Commission Green Paper on Future Noise Policy [COM(96)540]. European Commission, Brussels.
- EC - European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN).** 2006. Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure. Final Draft, V 2. http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/wg_aen.pdf.
- EPA - U.S.** 1974. Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety. EPA/ONAC 550/9-74-004, Washington D.C.
- _____. 1978. Protective noise levels. Condensed version of EPA levels document. Washington D.C.
- FHWA -Federal Highway Administration.** 2004. Traffic Noise Model. Version 2.5 Look-up Tables. User's Guide. U.S. Department of Transportation, FHWA-HEP-05-008. Final Report.

- FTA - Federal Transit Administration.** 2006. Transit noise and vibration impact assessment. http://www.fta.dot.gov/documents/FTA_Noise_and_Vibration_Manual.pdf.
- Gaja, E., Gimenez, A., Sancho, S., Reig, A.** 2003. Sampling techniques for the estimation of the annual equivalent noise level under urban traffic conditions. *Applied Acoustics*, **64**:43-53.
- Garrigues, J.V., García, A.** 1997. Análisis estadístico de los niveles de contaminación sonora medidos en diferentes zonas urbanas a lo largo de las 24 horas del día. *Revista de Acústica*, Vol. **XIX**(1 y 2):13-20.
- Griffiths, T.D., Langdon, F.J.** 1968. Subjective response to road traffic noise. *J. Sound Vibr* **8**(1):16-33.
- Guoxia, M., Yujun, T., Tianzhen, J., Zhengwu, R.** 2006. Assessment of traffic noise pollution from 1989 to 2003 in Lanzhou city. *Environmental Monitoring and Assessment*, **123**:413-430.
- IDEAM – Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales.** 2006. Convenio de asociación No. 112 de 2004 entre IDEAM, MAVDT, CDMB, Corantioquia, CAM, CAS, Corpogujaira, AMVA, la CCB para la ejecución del proyecto “Propuesta de Proyecto Marco de Reglamentación en Materia de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica y Elaboración de los Desarrollos Normativos para la Calidad del Aire, Fuentes Fijas, Fuentes Móviles, Ruido y Combustibles.” Documento de Borrador. <http://www.ideam.gov.co/biblio/paginaabierta/Documento%20soporte%20ruido.pdf>
- Ingle, S.T., Pachpande, B.G., Wagh, N.D., Attarde, S.B.** 2005. Noise exposure and hearing loss among the traffic policemen working at busy streets of Jalgaon urban centre. *Transportation Research Part D* **10**:69-75.
- Johnson, R.A., Wichern, D.W.** 1982. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Kendall, M.G.** 1975. *Multivariate Analysis*. Hafner Press, New York.
- Kim, K.S., Park, S.J., Kweon, Y.J.** 2007. Highway traffic noise effects on land price in an urban area. *Transportation Research Part D*, **12**:275-280.
- King, R.P., Davis, J.R.** 2003. Community Noise: Health Effects and Management. *Int. J. Hyg. Environ. Health* **206**:123-131.
- Lebiedowska, B.** 2005. Acoustic background and transport noise in urbanised areas: A note on the relative classification of the city soundscape. *Transportation Research Part D* **10**:341-345.
- Li, B., Tao, S.** 2004. Influence of expanding ring roads on traffic noise in Beijing City. *Applied Acoustics*, **65**:243-249.
- _____, **Dawson, R.W.** 2002. Evaluation and analysis of traffic noise from the main urban roads in Beijing. *Applied Acoustics*, **63**: 1137–1142.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial - MAVDT.** 2006. Resolución 0627 de abril 7 de 2006. Bogotá.
- Melo-Barbosa, A.S., Alves-Cardoso, M.R.** 2005. Hearing loss among workers exposed to road traffic noise in the city of São Paulo in Brazil. *Auris Nasus Larynx*, **32**:17-21.
- Moser, G., Robin, M.** 2006. Environmental annoyances: an urban-specific threat to quality of life? *Revue européenne de psychologie appliquée* **56**:35-41.
- OMS - Organización Mundial de la Salud.** 1999. Guidelines for Community Noise. Birgitta Berglund, Thomas Lindvall, Dietrich H Schwela. (Eds.). <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>.
- Poole,** 1998. Traffic Congestion [including the Road Traffic Reduction (United Kingdom Targets) Bill 1997/98 Bill 11]. House of Commons Library Research Paper 98/16.
- Puigdomènech, J., Jorge, J., Mulet, J.** 1996. Acoustical Impact of Roads on Medium-Sized Mediterranean Coastal Towns. *Applied Acoustics*, **47**:83-92.
- Rivera, J., Guerry, A.** 2008. Propuesta de Evaluación de Impacto Ambiental Vial para la Ciudad de La Plata. Universidad Tecnológica Nacional, <http://www.frlp.utn.edu.ar/lemac/Publicaciones/Del%202002/Ev%20imp%20amb%20-%20Prov%20amb.pdf>.
- Sandoval, R.** 2000. Evaluación de la Contaminación por Ruido en la Localidad de Puente Aranda en Santa Fe de Bogotá, D.C. En Memorias Seminario Técnico Administrativo del Ruido Causado por Fuentes Móviles (Tráfico Rodado). DAMA, PNUD, Goethe-Institut de Bogotá. 25 y 26 de Sept. 2000. Bogotá. www.goethe.de/hn/bog/ruido/rasmusse.pdf
- Sheskin, D.J.** 2003. *Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures*. Chapman & Hall, Florida.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J.** 2000. *Biometry: the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. Freeman, New York.
- Trombetta, P.H., Diniz, F.B., Barbosa, W.A.** 2002. Environmental noise pollution in the city of Curitiba, Brazil. *Applied Acoustics*, **63**:351-358.
- Zar, J.H.** 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, USA.

Recibido: noviembre 10 de 2010.

Aceptado para su publicación: mayo 11 de 2011.