

EL RUIDO VEHICULAR URBANO: PROBLEMÁTICA AGOBIANTE DE LOS PAÍSES EN VÍAS DE DESARROLLO

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

Resumen

Ramírez González, A., E. A. Domínguez Calle: El ruido vehicular urbano: problemática agobiante de los países en vías de desarrollo. Rev. Acad. Colomb. Cienc. **35** (137): 509-530, 2011. ISSN 0370-3908.

El ruido vehicular se ha constituido en una problemática ambiental creciente que se expresa mayormente en las ciudades modernas y al cual se le ha prestado poca atención en los países en vías de desarrollo. Tal situación ha motivado a los autores del presente documento, a realizar un acercamiento al estado del arte de esta problemática, procurando no sólo una revisión amplia y rigurosa que identifica sus principales causas y consecuencias, sino también, sus soluciones a la luz del contexto propio de los países en vías de desarrollo.

Palabras clave: contaminación acústica, ruido vehicular, riesgos de salubridad, mitigación del ruido vehicular, ecología urbana.

Abstract

Traffic noise has become an environmental growing problem that happen mainly in modern cities having not enough attention in the third world. This issue has motivated the authors to put in writing a view of the state of the art of the problem, through a wide and rigorous review that, in the first side, identify its causes and consequences, and in the other, its solutions in the context of developing countries.

Key words: acoustic pollution, traffic noise, health risks, traffic noise mitigation, urban ecology.

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.

1. Introducción

La contaminación urbana de los países en vía de desarrollo podría parecer a simple vista un tema trivial e intrascendente, si no fuese porque la población que albergan muestra un crecimiento exponencial superior al nacional y al mundial (**Naciones Unidas**, 2004),

A la contaminación por ruido, de manera particular, se le ha prestado muy poca atención por cuanto la condición emerge lentamente, rara vez requiere de atención médica inmediata y no es fatal. Sin embargo y, a manera de ejemplo, entre 1980 y 1990 por lo menos 4 millones de trabajadores en Estados Unidos fueron expuestos a niveles de ruido conducentes a la pérdida auditiva (**Committee to Review the NIOSH Hearing Loss Research Program**, 2006).

El ruido proveniente del transporte vehicular constituye la principal fuente emisora de este contaminante en las ciudades, producto de la necesidad de movilización diaria de millones de personas a la escuela o al trabajo, además de los requerimientos de transporte para soporte del sistema industrial, comercial, de servicios y administrativo. Mientras una conversación normal transcurre aproximadamente a 55 decibeles (dBA) (**Gandía**, 2003), el ruido vehicular de muchas ciudades del mundo alcanza entre 80 y 90 dBA, equiparándose incluso en algunos casos, con el de un taladro neumático. Tal situación ocasiona diversos impactos ambientales a los cuales, con frecuencia, las autoridades ambientales prestan ninguna o muy poca atención.

En el presente artículo se aborda esta problemática ambiental iniciando con el concepto de *ruido* por la subjetividad propia de éste, seguido por las causas y direccionadores, los resultados de mediciones en diversas ciudades alrededor del mundo y los impactos ambientales que ocasionan; termina con la exposición y evaluación de algunas de las medidas más utilizadas para su mitigación.

2. El concepto de ruido

Apreciación objetiva

El sonido en un sentido físico, constituye la propagación de energía (sonora) por un movimiento ondulatorio en un medio elástico. Entre sus principales características se encuentran las siguientes (**Efron**, 1971; **Harris**, 1985; **Kinsler et al.** 1995):

- *Frecuencia*, se refiere al tono alto o bajo de un sonido y su unidad de medida son los Hertz (Hz) o ciclos por segundo. El hombre escucha entre aproximadamente 20 Hz a 20.000 Hz, aunque los adultos pierden audición en las frecuencias altas y su umbral auditivo se

sitúa hacia los 15.000 Hz. La audición es mayor en el rango de 500 a 8.000 Hz, lo que significa que no escuchamos por igual a todas las frecuencias, de allí que la mayoría de mediciones de ruido a través de sonómetros, se realizan con un sistema de ponderación *A*, que emula al oído humano y de allí la denotación *dBA*. Vale añadir que las frecuencias bajas se asocian con longitudes de onda largas y viceversa.

Niveles entre 10 y 20 Hz se conocen como infrasonidos y entre 12.500 y 40.000 Hz como ultrasonidos, los cuales son escuchados por diferentes especies animales.

- *Intensidad*, podríamos decir en lenguaje corriente, que se trata del volumen con que escuchamos un sonido. Podemos oír una gran amplitud de niveles de presión sonora que van desde 10^{-12} W/m² hasta 10 W/m²; pero, para mayor simplicidad, esta escala ha sido modificada a logaritmos y equivale a un rango de 0 a 140 dBA, unidad más ampliamente utilizada. La intensidad corresponde a una medida valorada respecto a un umbral de referencia ($I_0 = 10^{-12}$ W/m²) así: Bel = Log (I/I_0); Decibel = 10 Log (I/I_0).

Cabe referir que el oído humano es más sensible a las variaciones de frecuencia que a las de intensidad, y aunque se requiere de un cambio cercano a 5 dBA para que éste sea perceptible, un cambio de 10 dBA se percibe como el doble de ruidoso (**Minnesota Pollution Control Agency**, 1999). Los niveles sonoros de algunos sonidos se ilustran en la Figura 1.

- *Patrón de tiempo*, se refiere a cómo se manifiestan los sonidos en el tiempo. Incluye si es continuo, intermitente, impulsivo o fluctuante.
- *Timbre*, podría decirse que es la huella digital o característica particular que define e identifica a un sonido y que lo diferencia de otros sonidos.

Para la evaluación del ruido producido por los vehículos se han definido algunos descriptores que evalúan la intensidad o el nivel de presión sonora, los cuales han sido acogidos y utilizados en la mayor parte del mundo. Son ellos (**EPA-US**, 1974, 1978; **EC**, 2000; **Abbott y Nelson**, 2002; **FHWA**, 2004; **Austroroads**, 2005; **Abbott y Stephenson**, 2006; **FTA**, 2006):

1. *Nivel de sonido equivalente con ponderación A*: se refiere a la amplitud promedio de un sonido ocurrido durante un lapso de tiempo y se expresa como L_{Aeq} . Este descriptor fue elegido para evaluar el ruido vehicular por cuanto correlaciona muy bien con la molestia que expresan las personas y, a la vez, por

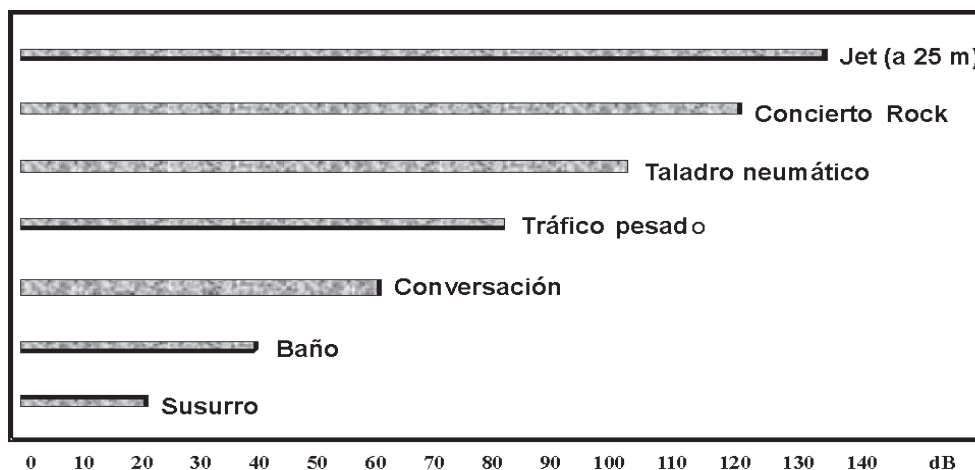


Figura 1. Intensidad de distintos sonidos en decibeles (con base en: Minnesota Pollution Control Agency, 1999).

cuanto integra el conjunto de sonidos o ruidos incluidos los niveles máximos y mínimos.

2. $L_{day-night}$ o L_{dn} : con este descriptor se busca establecer los niveles L_{Aeq} para el ciclo diario de 24 horas, en el cual se penalizan las mediciones nocturnas con 10 dBA sobre los valores medidos, por la mayor molestia que genera a dichas horas. Usado en Estados Unidos con un horario de día (d) de 7 am a 10 pm y de noche (n) de 10 pm a 7 am.
3. $L_{day-evening-night}$ o L_{den} : descriptor que disocia las mediciones de los horarios de día (d), tarde (e) y noche (n); se penaliza la tarde con 5 dBA y la noche con 10 dBA. Acogido en la Unión Europea con los siguientes horarios: 7 am a 7 pm para día; 7 pm a 11 pm para tarde; y 11 pm a 7 am para noche.
4. L_{noche} o L_n : descriptor que valora únicamente el ruido nocturno y no lleva penalización. También fue acogido por la Unión Europea.

Otros descriptores usados incluyen el nivel máximo ($L_{Máx}$) (Rylander y Björkman, 2002) y los percentiles L_1 , L_5 , L_{10} , L_{50} , L_{90} , L_{95} y L_{99} . Los tres primeros indican picos de ruido, los tres últimos el ruido de fondo y el cuarto corresponde a la mediana.

Apreciación subjetiva

El ruido se define como una combinación desordenada de sonidos que produce una sensación desagradable, molesta e indeseable para las personas que lo escuchan, y

no existe una diferencia objetiva física medible que disocie al sonido del ruido. Las personas responden de forma distinta ante una misma fuente sonora, lo que le confiere características de representación variable, e incluso tales representaciones pueden modificarse a lo largo de la vida de las personas o durante un mismo día según las actividades en desarrollo (OMS, 1999).

Estudios realizados en las ciudades de Nantes y Lyon donde se midió el ruido ambiental a la vez que se indagó de forma simultánea sobre el nivel de molestia de la población, demostraron que ante condiciones sonoras similares hay alta variación en las respuestas según el lugar donde se llevan a cabo las mediciones (mercados, vías peatonales, etc.) y según las actividades que las personas se encuentran realizando (Raimbault *et al.*, 2003). Raimbault y le Dubois (2005) recalcan que diversos estudios han mostrado la incidencia multisensorial de las personas respecto a su entorno, tal como ocurre por ejemplo, en los parques, donde los ruidos molestos son subjetivamente compensados por otros más naturales. Los lugares donde priman paisajes vehiculares, son percibidos con mayor molestia.

De igual modo, experimentaciones de laboratorio han encontrado que la percepción humana es multisensorial y que entre más urbanizado esté el ambiente, es menos placentero; dentro de un conjunto de sonidos examinados, el canto de las aves ha sido el preferido y el ruido vehicular el más molesto ($p < 0,001$, Viollon *et al.*, 2002) y hay también preferencias por las imágenes con vegetación y los sonidos de agua, frente a sonidos tecnológicos (Carles *et al.*, 1999).

Encuestas realizadas en Estocolmo han encontrado que quienes viven cerca a áreas verdes (menos de 400 m) y hacen uso regular de éstas, expresan mayor bienestar y menor molestia y estrés ante el ruido vehicular, lo cual denota que las zonas verdes ejercen más importancia en la percepción del ruido, que el mismo ruido (**Gidlö-Gunnarsson y Öhrström, 2007**). Estos autores explican dicho resultado en el alto nivel de aprecio que tienen las personas sobre su vecindario, situación que compensa y desvía la atención de los problemas ambientales, por lo que sugieren como aspecto importante de la planificación urbana, la presencia de zonas verdes.

Por lo anterior, la percepción de molestia es particular a cada persona y depende, además, de su estado de ánimo, del lugar donde se encuentre o de las actividades que esté realizando, entre otros (Figura 2). Además, la reacción de la gente depende, en gran medida, de su historial previo (**Harris, 1985**).

Debido a la subjetividad propia de la percepción del ruido y para evaluar éste de forma más objetiva, en particular en lo atinente al ruido producido por aviones y automóviles, se recurrió a evaluar el porcentaje de personas que indica molestia ante un nivel sonoro dado. Un amplio recuento de la evolución y los estudios que rodearon esta propuesta formulada por Schultz en 1978, puede ser consultada en **Fidell (2003)**. La misma surgió en Estados Unidos a partir del incremento del ruido por tráfico aéreo durante las décadas de los 50 y 60. Dos aspectos importantes sobre los que llama la atención Fidell se refieren, por un lado, a que aún hay discrepancias de si es más apropiado trabajar con la molestia o con las quejas presen-

tadas por la comunidad y, por el otro, a la alta variabilidad que se ha encontrado en las respuestas de la población ante un mismo nivel de ruido, ya que ello demuestra la incidencia de aspectos no acústicos en la valoración del ruido, situación que ocasiona dificultades en cuanto a la definición de normativas.

3. El ruido vehicular

Causas y direccionadores

Se ha encontrado que existe una relación directa y exponencial entre el nivel de desarrollo de un país y el grado de contaminación acústica que impacta a su población, ello por cuanto aumenta el número de vías y el tráfico vehicular, así como el ruido proveniente del sector industrial (**OMS, 1999**).

En Estados Unidos la principal fuente externa de ruido es el transporte, seguido de la industria, la construcción, diversas actividades humanas y los animales (**EPA-US, 1978**). El crecimiento poblacional y urbano ha sido un aspecto relevante de la contaminación por ruido vehicular en este país, al punto que la USEPA propuso la siguiente ecuación para estimar el nivel de ruido:

$$L_{dn} = 22 + 10 \text{ Log } \{ \text{Densidad poblacional} \} \quad (1)$$

Donde: la densidad poblacional está expresada en individuos por milla cuadrada.

En tanto el 14% de las personas vivía en las urbes hace un siglo (**Naciones Unidas, 2001**), hoy lo hace el 50%, aunque en algunos países desarrollados ya habita entre el 75

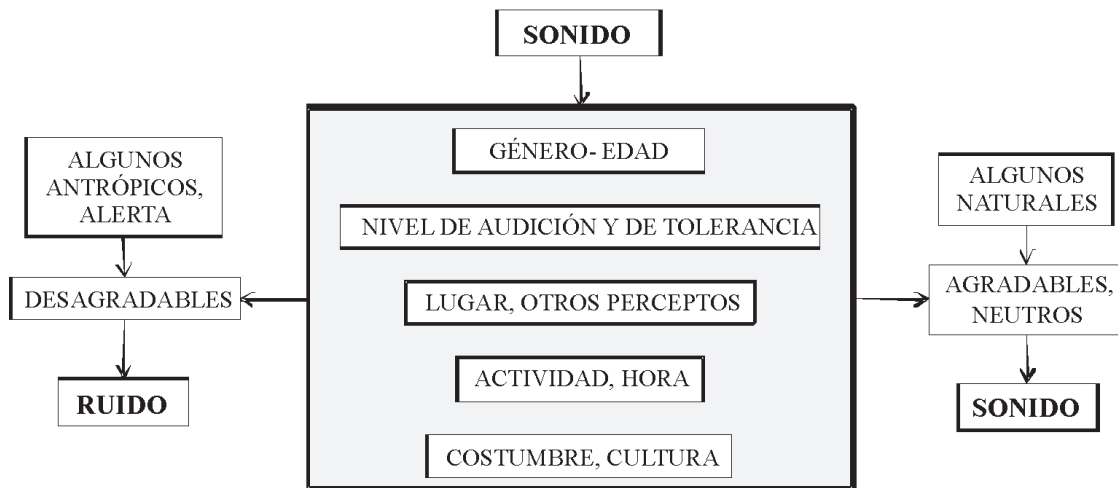


Figura 2. Aspectos que inciden en la valoración de un sonido.

y 80% de su población en estos sistemas (**Naciones Unidas**, 2004). La urbanización es un fenómeno mundial en avance en el que se adicionarán un millón de kilómetros cuadrados a las áreas urbanas en los próximos 25 años (**McDonald**, 2008), con las mayores tasas de crecimiento en los países en desarrollo (2,3% anual frente a 0,5% en países desarrollados).

Estudios concernientes con el incremento total de recorrido vehicular en las ciudades, han encontrado entre sus causas principales, el incremento de la población, la expansión urbana, el incremento de propietarios de vehículos principalmente privados y la reducción de la ocupación vehicular, situación que ha venido creciendo desde la década de los 60. Por su parte, las causas principales del incremento del uso vehicular privado incluyen: el crecimiento económico familiar, el que las personas perciben a los autos como un bien superior y la baja calidad del transporte público (**Cameron et al.**, 2004). Cabe señalar que estos autores destacan alta variabilidad de los medios de transporte en diferentes ciudades del mundo tal como se ilustra a continuación:

- Ciudades donde ha ocurrido un crecimiento vehicular desmedido como Phoenix o Perth.
- Ciudades donde ha ocurrido un crecimiento vehicular controlado como Singapur o Hong Kong. En ellas se han tomado medidas tales como altos impuestos a la compra, registro y uso del vehículo; peajes; restricciones por áreas y horas; restricciones a baja ocupación.
- Ciudades que han planificado su funcionamiento procurando una densidad baja de automóviles como Estocolmo, Múnich o Nueva York. Entre las medidas que han implementado para tal fin se encuentran, vías peatonales, sistema de metro y tren, y planificación y diseño urbano.

Estos resultados son muy importantes porque evidencian que si se proyectan adecuadamente las ciudades, se puede romper la relación entre número de habitantes y número de vehículos, por lo que el deterioro ambiental implícito en el transporte vehicular, puede prevenirse en beneficio de la calidad de vida urbana.

El estudio de los patrones de contaminación atmosférica de Estambul (Turquía), mostró que la infraestructura de transporte y urbanización existente juegan un papel importante en el crecimiento urbano y con ello en la distribución de la contaminación de origen vehicular. En dicha ciudad se ha alcanzado un vehículo por cada cinco habitantes y la

contaminación atmosférica respectiva se incrementó entre 50 y 83% de 1990 a 2000 (**Demirel et al.**, 2008).

Frank et al. (2000) en estudios que relacionan el uso de la tierra y las emisiones atmosféricas en la ciudad de Seattle, encontraron que la densificación urbana como elemento de la planificación, contribuye a reducir los problemas de contaminación derivados del transporte vehicular, por cuanto la movilización total resulta más baja que en ciudades con amplia expansión.

Por otro lado, estudios de tráfico y ruido vehicular en la ciudad de Beijing, mostraron que el diseño vial juega un papel importante en el ruido urbano. Es así como la ciudad cuenta con anillos viales sucesivos alrededor del centro, y la implementación de los mismos modificó los patrones del tráfico pesado; con ello los niveles de ruido se aumentaron en la periferia pero se redujeron en el centro (**Li y Tao**, 2004). En esta ciudad el crecimiento de automóviles ha alcanzado una tasa anual de 11% durante los últimos treinta años (**Li et al.**, 2002).

Estudios realizados en la ciudad de Phoenix han encontrado que la principal causa de ruido deviene del transporte y que el nivel de ruido promedio en los parques es mayor en cercanías del centro donde, por demás, el nivel de ingresos de la población es más bajo. Adicionalmente, se ha encontrado relación directa entre la edad del barrio y la composición étnica, con los niveles de ruido (**Warren et al.**, 2006).

Para reducir los efectos del ruido vehicular, **Chiquetto** (1997) propuso la planificación de la ciudad de Chester (Inglaterra) sobre la base de vías peatonales donde los niveles de ruido superaban 80 dBA. Para ello empleó modelos de simulación de escenarios de tráfico vehicular, contaminación acústica y contaminación atmosférica, encontrando que dicha propuesta conduce a la reducción de los tiempos de: viaje (3%), consumo de combustible (5%), ruido (50%) y contaminación atmosférica (70 a 80%), además del incremento de la velocidad de movilización (3%). Adiciona el autor, que los resultados son muy significativos si también se tiene en cuenta el ahorro por descontaminación y los beneficios de los ciudadanos ante tales medidas.

Una idea similar cursó en Canadá pero enfocada al uso de bicicletas como transporte regular de la población. Para ello se indagó en aproximadamente 60.000 personas por vía telefónica, sobre la disposición a usar este medio de transporte en lugar de los vehículos de combustión, encontrándose que el 7,9% de los encuestados reportó el uso de bicicletas en sus desplazamientos regu-

lares (principalmente estudiantes). No obstante, se reconoció también baja disposición del público ante dicho transporte a causa de la lluvia, bajas temperaturas, distancias largas, baja experiencia, seguridad, tráfico, topografía y ciclovías existentes. La menor disposición se registró en la población de mayor edad y en las mujeres (Winters *et al.*, 2007).

La Figura 3 sintetiza las principales causas y los direccionadores que hacen parte del problema de contaminación acústico urbano vehicular.

Variables incidentes

De manera general, las variables que se han considerado como las más importantes en diferentes modelos matemáticos y estadísticos para la estimación del ruido vehicular, son el flujo, la proporción de vehículos pesados y la velocidad (Cammarata *et al.*, 1995; Arana *et al.*, 2000; FHWA, 2004; Li y Tao, 2004; Alimohammadi *et al.*, 2005; Austroads, 2005; FTA, 2006).

La primera es apenas obvia, en tanto más vehículos transitan de forma simultánea por una vía hay mayor cantidad de fuentes de emisión de ruido, y aunque el ruido no es aditivo en escala aritmética sino logarítmica, la adición de dos ruidos de igual intensidad incrementa el valor final en 3 dBA.

En relación con la velocidad y como regla general, se acepta que si se dobla ésta se incrementa el ruido de 9 a 12 dBA. Por tanto, mientras el flujo y la velocidad crecen en forma geométrica, el nivel de ruido medido en decibeles, lo hace en forma aritmética (Austroads, 2005). Así, por ejemplo, si se reduce la velocidad de un camión de 90 a 60 Km/h, se disminuye el nivel máximo de ruido en 5 dBA y el nivel equivalente en 4 dBA; un resultado similar ocurre si se reduce la velocidad de los carros de 140 a 100 Km/h (OMS, 1999).

Vale notar que la fricción entre el vehículo y el aire genera ruido que se incrementa con la velocidad y es superior al de fricción de las llantas a velocidades mayores a 60 Km/h (OMS, 1999). De igual modo, en los autos pequeños suele ser más importante el ruido proveniente de la interacción llanta-pavimento, mientras que en buses y camiones predomina el ruido de los motores (Meiarashi *et al.*, 1996). El ruido vehicular proveniente de la fricción entre las llantas y el piso está afectado por el número de llantas y su ancho (correlación +), el tamaño de la llanta (correlación -), el patrón de ranuras, la presión, los materiales con que ha sido construida la llanta y la presencia de agua en la vía (correlación +) (Austroads, 2005). El tipo de asfalto también es importante, y para reducir el ruido se emplean asfaltos porosos (Austroads, 2005), con el objeto de que absorban o refracten parte del ruido incidente. Estudios experimentales en tal

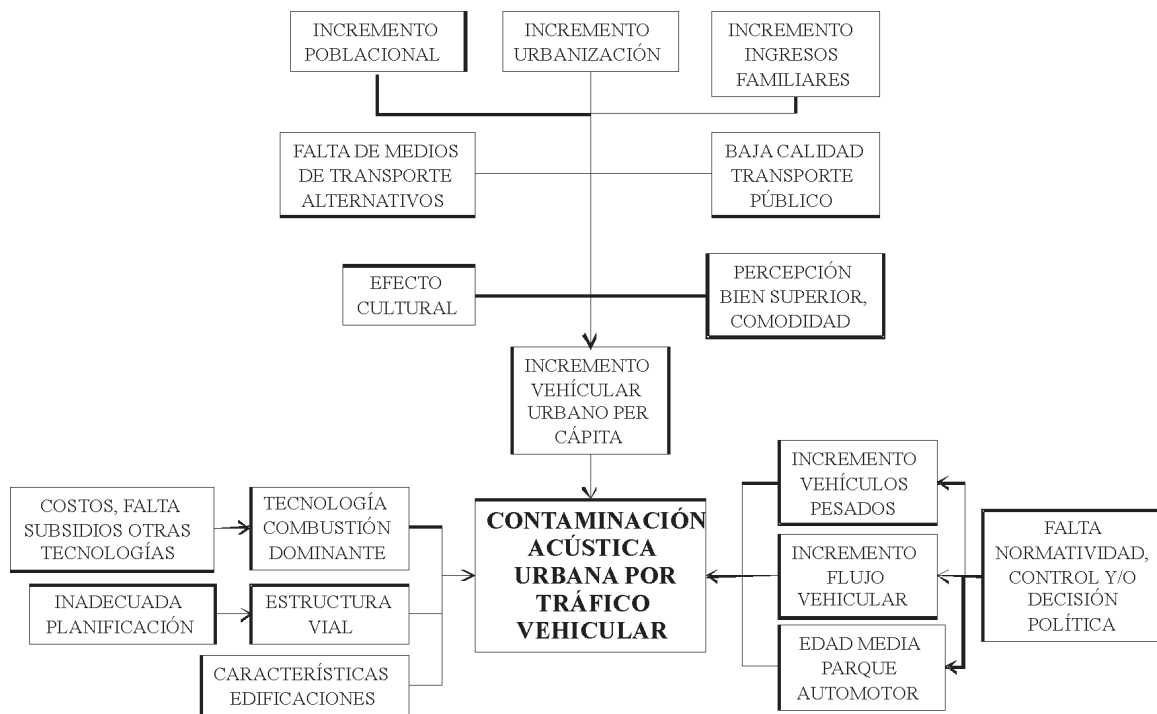


Figura 3. Causas y direccionadores de la contaminación acústica urbana de origen vehicular.

sentido, muestran que los asfaltos de grano mayor (ej. 13 mm) decrecen el nivel de ruido entre 3 y 7 dBA, siendo más importante el diámetro del agregado que el grosor del pavimento (**Meiarashi et al.**, 1996).

Como otras características de la vía que inciden en los niveles de emisión de ruido, se encuentran la inclinación, el diseño de la misma y las señales de tránsito incluida la semaforización. Esta última variable juega un rol muy importante pues conduce a una mayor cantidad de arranques y detenciones, condiciones ambas que generan mayores niveles de ruido, además que cambian el patrón de ruido continuo a cíclico, condición que requiere de distribuciones bi-Gaussianas para su estudio (**Can et al.**, 2007b).

Otras variables que inciden en el nivel del ruido proveniente del tráfico vehicular son el uso de bocinas y alarmas (correlación +), las características del motor y la transmisión, el escape, el mantenimiento del motor (correlación -), la aerodinámica (correlación -), los hábitos de manejo y la carga que se transporta (correlación +) (**OMS**, 1999; **Austroads**, 2005; **FTA**, 2006).

El nivel de ruido adyacente a las vías se ve afectado también por la mayor o menor facilidad de propagación, y en ello inciden la geometría de las vías, la organización del transporte y las estructuras presentes (**Janczur et al.**, 2006). A las anteriores cabría añadir los materiales empleados en dichas estructuras, pues se puede tratar de superficies que reflejen, refracten, absorban o difracten el ruido. De manera general, las superficies duras como el pavimento y el asfalto reflejan las ondas sonoras, mientras que las superficies blandas como el pasto, la hojarasca o la nieve, lo absorben. Por lo anterior, se escucha más fuerte un sonido cuando estamos cerca a superficies duras, pues llegan, por un lado, las ondas que se transmiten directamente hasta el receptor y, por otro, las que se reflejan en diversas superficies (pisos, fachadas, estructuras, etc.). En razón de lo anterior, la legislación europea ha planteado la corrección de las mediciones de ruido vehicular o ruido comunitario cuando éstas se realizan cerca a fachadas de edificaciones, por lo que se deben descontar 6 dBA cuando las mediciones se realizan a menos de 1 m de la fachada y 3 dBA si se realizan entre 1 y 2 m de ésta (**EC**, 2000; **Memoli et al.**, 2007).

Estudios de ruido vehicular realizados en Atenas, encontraron que la atenuación se ve disminuida en calles de cañón (estrechas y con edificaciones altas), y que inciden en tal característica el ancho de la vía, la altura de las edificaciones y la relación entre estas dos variables (**Nicol y Wilson**, 2004).

Así mismo, investigaciones realizadas en Beijing han encontrado diferencias de hasta 3,1 dBA entre unas y otras

vías, las cuales se explican tanto en el flujo vehicular, como en el pavimento, la estructura vial, el porcentaje de vehículos pesados y las actividades urbanas inherentes (**Li et al.**, 2002).

La vegetación arbustiva no constituye, a grandes rasgos, una buena barrera acústica, y por 10 metros de vegetación tupida disminuye la intensidad de 0,2 a 1,2 dBA para bajas y altas frecuencias en su orden (**Harris**, 1985); no obstante, **Bolund y Hunhammar** (1999) señalan niveles de atenuación de hasta 2 dBA para barreras de 5 m de ancho. Las áreas verdes, sin embargo, no sólo reducen la reflexión de las ondas sonoras, sino que tal y como se refirió previamente, reducen las percepciones molestas.

El nivel de ruido que llega al receptor depende, además, de la distancia a la cual se encuentra de la fuente emisora, y se reduce en fuentes puntuales 6 dBA cada vez que se duplica la distancia en campo libre y en ausencia de superficies reflectantes (**Harris**, 1985; **Austroads**, 2005). Para fuentes lineales como el tráfico, se reduce en 3 dBA el L_{Aeq} y el L_{dn} , y de 3 a 6 dBA el $L_{Máx}$ (**FTA**, 2006).

Vale referir que la presión barométrica no afecta la atenuación del sonido, mientras que la incidencia de las condiciones meteorológicas es muy baja y, de manera general, la atenuación por el aire se reduce cuando aumenta la humedad. Sin embargo, las mediciones de ruido que se realizan a menos de 100 m de distancia, se consideran independientes de las condiciones meteorológicas (**Harris**, 1985).

Niveles de exposición

En Estados Unidos más de 135 millones de personas (87%) viven en áreas con niveles día-noche iguales o superiores a 48 dBA; y 59 millones (mitad de la población urbana) soportan niveles de ruido vehicular de 60 dBA o más. En contraste, 16 millones viven en igual condición por ruido de aeronaves y 3,1 millones por autopistas con tráfico pesado (**EPA-US**, 1978).

Del mismo modo, se estima que 80 millones de personas en Europa viven expuestas a ruidos mayores a 65 dBA (áreas negras) y 170 millones viven entre 55 y 65 dBA (áreas grises) (**EC**, 1996). La Organización Mundial de la Salud (**OMS**, 1999) señala que cerca del 40% de la población de la Comunidad Europea está expuesta a ruidos diurnos provenientes del tráfico vehicular que exceden una presión sonora de 55 dBA; 20% a niveles que exceden 65 dBA; y 30% debe soportar niveles nocturnos superiores a 55 dBA. En adición, uno de cada cinco niños vive en zonas acústicas negras, condición que además de generar estrés, conduce a diversos problemas fisiológicos (**Belojevic et al.**, 2008).

La situación no resulta muy disímil en la China, donde 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).

En Suecia, por ejemplo, cerca de 2 millones de personas (25% de la población) están expuestas a ruidos de tráfico mayores a 55 dBA y se ha establecido que por lo menos un 30% de la varianza de la molestia la produce el nivel de exposición al ruido vehicular (Skånberg y Öhrström, 2002). Específicamente en Estocolmo, el nivel promedio de las calles supera 60 dBA y cerca del 20% de la población debe soportar niveles de ruido mayores a 55 dBA (Bolund y Hunhammar, 1999).

En la Tabla 1 se reseñan los resultados de mediciones de ruido vehicular llevados a cabo en distintas ciudades del mundo. Vale notar como base de referencia, que la EPA-US (1974) definió 55 dBA en ambientes exteriores para evitar

daños auditivos (aunque no sensaciones de molestia). Así mismo, la normativa colombiana para 24 horas es de 65, 70 y 75 dBA para zonas residenciales, comerciales e industriales en su orden (MAVDI, 2006).

Cabe añadir que si bien el ruido vehicular es el más importante en la mayoría de ciudades del mundo, no siempre ocurre así, tal como lo constató un estudio realizado en Nigeria sobre la percepción del ruido en 8 ciudades y donde el 29% de los encuestados respondió que siente molestia *muy alta* ante el ruido urbano. En esta ciudad, sin embargo, la principal fuente emisora fueron los equipos de audio y tal fenómeno fue más recurrente en áreas de alta densidad urbana, en edificios multifamiliares, durante los fines de semana y en horario nocturno. El 84% de la población encuestada consideró que el ruido debía ser controlado por vías legales (Saadu *et al.*, 1996).

Para finalizar este párrafo, cabe presentar la clasificación ambiental propuesta por Lebedowska (2005) fundamentada en el incremento del ruido por causa de los vehículos:

Tabla 1. Niveles de presión sonora registrados en diferentes ciudades.

Ciudad o región	Nivel sonoro	Referencia
Vitoria-Gasteiz, España	> 65 dBA día > 55 dBA ciclo diario	Vitoria-Gasteiz (2007)
Pamplona, España	Promedios entre 60 y 75 dBA	Arana y García (1998)
Valencia, España	Promedios diarios > 65 dBA	Gaja <i>et al.</i> (2003)
Cáceres, España	88% de mediciones > 66 dBA	Barrigón-Morillas <i>et al.</i> (2002)
Teherán, Irán	35% de mediciones > 70 dBA	Alimohammadi <i>et al.</i> (2005)
Jalgaon, India	Promedio de 87,9 dBA	Ingle <i>et al.</i> (2005)
El Cairo, Egipto	> 80 dBA	Ali y Tamura (2003)
Assiut, Egipto	> 80 dBA en zonas residenciales	Ali (2004)
Beijing, China	Promedio de 75,6 dBA	Li <i>et al.</i> (2002); Li y Tao (2004)
Laznhou, China	Promedio de 69,3 dBA	Guoxia <i>et al.</i> (2006)
Latinoamérica		
Ciudad de Panamá, Panamá	75% de registros máximos > 100 dBA	Corrales y Henríquez (2007)
Montevideo, Uruguay	Registros máximos > 100 dBA	González y Rocco, 2007
Curitiba, Brasil	93,3% de registros diurnos > 65 dBA 80,6% de registros diurnos > 70 dBA 40,3% de registros diurnos > 75 dBA	Trombetta <i>et al.</i> (2002)
Curitiba, Brasil	73,4 dBA en zonas residenciales	Calixto <i>et al.</i> (2003)
La Plata, Argentina	60 a 80 dBA, carros son fuente del 80% del ruido urbano	Rivera y Guerry (2008)
Colombia (IDEAM, 2006)		
Medellín	Entre 66,8 y 75 dBA	
Cali	70,4 dBA para 24 horas; 71,7 dBA diurno; 66,3 dBA nocturno	
Bucaramanga	> 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 diurno; entre 63,9 y 73,1 dBA nocturno	
Riohacha	Entre 66 y 71 dBA diurno; entre 53 y 64 dBA nocturno	
Bogotá	Entre 76,3 y 84,3 dBA (Puente Aranda; Sandoval, 2000) Entre 70,8 y 82,3 dBA (Chapinero; Ramírez, 2012)	

Ambiente	Relación de ruidos
Muy silencioso	El ruido procedente del transporte es muy bajo en comparación con el ruido de fondo y no incrementa el ruido total
Silencioso	El ruido por transporte es bajo e incrementa en hasta 1 dBA el ruido total
Ruido elevado	El ruido por transporte incrementa entre 1 y 2 dBA el ruido total
Área ruidosa	El ruido por transporte es alto e incrementa entre 2 y 3 dBA el ruido total
Área muy ruidosa	El ruido por transporte incrementa en más de 3 dBA el ruido total

Ruido Total = Ruido de Fondo + Ruido de Transporte

4. Impactos ambientales

En la calidad de vida

El ruido es un contaminante producido por múltiples fuentes de emisión que proviene de electrodomésticos, equipos residenciales y maquinaria industrial al interior de las edificaciones, y de medios de transporte, industrias, construcciones, comercio, espectáculos musicales o deportivos y animales domésticos al exterior, estos últimos llamados también ruido comunitario o ambiental. Mientras los ruidos al interior de las edificaciones son generalmente manejados a discreción de las personas, no ocurre igual con los externos y, dentro de estos últimos, el que muestra mayor importancia y recurrencia en sistemas urbanos, es el producido por los vehículos (**Universidad de Las Palmas de Gran Canaria**, 2008).

La importancia del ruido en la calidad de vida de las personas queda plasmada en un estudio realizado en el Reino Unido durante los años 1992 y 1993, en el cual se indagó a 1.605 personas sobre aspectos cotidianos que les inquietaban, y encontraron *alta* preocupación por el empleo, la ley y el orden, la contaminación del aire y los precios, en su orden, incluso por encima de tópicos como educación, salud, pensión y vivienda. No obstante, en lo atinente a ambientes interiores, el ruido fue el elemento señalado como más importante, seguido por la contaminación atmosférica (**Williams y McCraeb**, 1995).

De igual modo, un estudio en ambientes urbanos y rurales franceses en el cual se aplicó un cuestionario a 1.791 personas reflejó que el tema ambiental ha alcanzado connotaciones muy importantes en la calidad de vida de ambas poblaciones, a pesar de la baja exposición a

contaminantes en el segundo grupo (**Moser y Robin**, 2006). En virtud a estos resultados, los autores señalan que alrededor del tema ambiental ha ocurrido una *construcción social* de preocupación, por lo que incluso aquellos individuos que no están expuestos ante problemas ambientales, los han interiorizado como una situación de apreciable importancia en sus vidas.

Así mismo, en Estocolmo se llevó a cabo una investigación sobre la percepción de molestia ante el ruido ($n = 227$) y se encontraron diferencias significativas entre los grupos de personas que mantienen las ventanas de sus residencias abiertas y cerradas, así como también entre los niveles de ruido que se perciben al exterior y al interior de las viviendas (**Skånberg y Öhrström**, 2002). El que las ventanas estén abiertas o cerradas no constituye un problema trivial, puesto que esta variable juega un papel relevante ante las condiciones climáticas. Es así como **Nicol y Wilson** (2004) destacan que en Atenas los habitantes de múltiples calles se ven en la disyuntiva de someterse a altos niveles de ruido o de calor durante los meses de verano.

El ruido suele ser el principal aspecto señalado en sistemas urbanos como causa de deterioro ambiental y de estrés (**Moser y Robin**, 2006) y, aún así, en los países en desarrollo no se le ha reconocido la dimensión adecuada a este problema (**Guoxia et al.**, 2006).

En la salud

El ruido constituye un problema de salubridad pública (**Harris**, 1985), tema que se aborda de manera sucinta en el presente párrafo, pero que puede ser consultado con mayor detalle en la Organización Mundial de la Salud (**OMS**, 1999).

Como primera medida, debe llamarse la atención sobre el hecho que la contaminación sonora se expresa en un espacio y tiempo definido en inmediaciones de la fuente emisora, y su manifestación termina cuando se silencia esta última. No obstante, sus efectos en el hombre como en otros seres vivos, pueden ser no sólo de largo plazo, sino incluso acumulativos.

Numerosas investigaciones han sido realizadas a nivel mundial en relación a los daños ocasionados por el ruido a la salud, definiéndose esta última como un estado de bienestar físico, mental y social y no solamente como la ausencia de enfermedades o debilidad. Los efectos adversos que pueden ser generados por el ruido se refieren a alteraciones fisiológicas, psicológicas o a ambas, y la intensidad de los efectos se relaciona con la exposición a mayores niveles de ruido y a periodos más prolongados; de ello depende que los impedimentos sean temporales o de largo

plazo. Los principales problemas de salud identificados ante el ruido son los siguientes (OMS, 1999):

1. *Impedimento auditivo.* Se refiere a un incremento en el umbral de escucha (pérdida de audición), además de distorsión (paracusis) y zumbidos temporales o permanentes (tinnitus). Estos efectos alteran las actividades diarias e interfieren en aspectos como escuchar el teléfono, el timbre, el despertador, las alarmas o la música. El mayor riesgo ocurre en las frecuencias de 3.000 a 6.000 Hz, aunque en exposiciones prolongadas también se afecta en 2.000 Hz (OMS, 1999).

El nivel de ruido se considera moderado hasta aproximadamente 60 dBA, pero incrementos de este valor generan molestias que se tornan progresivamente más desagradables hasta convertirse en dolorosas a 130 dBA y generan lesiones en el oído a 140 dBA. Algunos autores refieren, que incluso exposiciones cortas por debajo de 100 dBA, pueden causar daños permanentes al oído (Kinsler *et al.*, 1995).

Una evaluación de ruido vehicular llevada a cabo en Sao Paulo (Brasil) que encontró valores promedio entre 70,9 y 80,2 dBA, realizó paralelamente un estudio audiométrico en 624 policías de tráfico y trabajadores urbanos, y encontró pérdida auditiva en el 28,5% de los estudiados, con diferencias significativas por género (mayor en hombres), edad (mayor en edades avanzadas), sectores más ruidosos y ocupaciones previas con presencia de ruido (Melo-Barbosa y Alves-Cardoso, 2005). Estos autores señalan resultados semejantes, en choferes de buses en Curitiba y en Sao Paulo.

De igual modo, estudios realizados en la ciudad de Jalgaon (India) mostraron niveles de ruido promedio de 87,9 dBA y máximos de 114 dBA, los cuales han generado impedimentos auditivos en los policías de tránsito (n = 50) así: 80% en frecuencias entre 250 y 1.000 Hz; 70% en frecuencias de 1.000 a 4.000 Hz; y 46% en frecuencias hasta de 8.000 Hz (Ingle *et al.*, 2005).

Para el estudio realizado por Sandoval (2000) en Bogotá, sobre 1.080 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 audiológico practicado a una muestra de 1.347 personas de la localidad reveló que el 49% de los individuos evaluados

exhibe un descenso auditivo en las frecuencias de 3.000, 4.000 y 6.000 Hz.

2. *Interferencia en la comunicación.* Genera discapacidades y cambios en el comportamiento. Incluye problemas de concentración, fatiga, pérdida de confianza, irritación, malentendidos, pérdida de capacidad de trabajo, problemas de relaciones humanas y estrés. Una conversación normal ocurre de 50 a 55 dBA y para que la inteligibilidad de una conversación sea adecuada, la relación entre habla y ruido debe ser menor a 15 – 18 dBA. Los ruidos superiores a 35 o 40 dBA, provocan dificultades en la comunicación oral y, a partir de 65 dBA, las conversaciones se tornan extremadamente difíciles (OMS, 1999).
3. *Dificultad para dormir.* Entre el 80 y el 90% de los problemas reportados por las personas para dormir, están asociados al ruido comunitario. Algunos efectos del ruido incluyen: dificultad para dormirse, despertarse repetidas veces, menor profundidad del sueño, incremento de la presión sanguínea y de los latidos, vasoconstricción, cambios en respiración, arritmia cardíaca y mayor movimiento. Además están los post-efectos o efectos del día siguiente como fatiga, mal humor, bajo rendimiento, uso de medicamentos o desórdenes mentales (OMS, 1999).

Diversos estudios sugieren que para dormir bien los niveles de presión equivalente no deben exceder 30 dBA para casos de tráfico continuo y los valores máximos no deben ser mayores a 45 dBA cuando hay bajo ruido de fondo (King y Davis, 2003).

Investigaciones realizadas en mujeres adultas en la ciudad de Maebashi (Japón) cerca a vías ruidosas, han involucrado tanto cuestionarios como mediciones de ruido y valoración de diversas variables socioeconómicas. En ellos se ha encontrado correlación positiva entre el tráfico vehicular nocturno y muchos de los efectos citados, así como una relación lineal directa entre el número de veces que se despierta la persona y el nivel de ruido. En este efecto incide notoriamente si se trata de ruidos continuos o impulsivos, el intervalo entre los ruidos, la edad de las personas (directamente proporcional), el nivel de presión sonora y la presencia de vibraciones. Así mismo, se observó relación inversa entre el insomnio y la distancia a la vía en niveles de ruido mayores a 50 dBA, por lo que los autores definen el problema como de carácter *epidemiológico* (Sasazawa *et al.*, 2004). Estudios similares han encontrado también relaciones lineales positivas entre el insomnio y el flujo vehicular

pesado en el rango de 0 a 20 m de distancia a las vías, cuando los niveles de ruido son del orden de 65 dBA (**Kageyama et al.**, 1997).

4. *Efectos cardiovasculares y fisiológicos.* Los ruidos agudos activan el sistema autónomo y hormonal generando cambios en la presión sanguínea, la tasa cardíaca y la vasoconstricción. En situaciones prolongadas generan hipertensión (relación débil), isquemia cardíaca (relación estrecha), resistencia vascular periférica, cambios en la viscosidad de la sangre y de los lípidos, cambios en el balance electrolítico, cambios hormonales en la epinefrina, la norepinefrina y el cortisol (**OMS**, 1999).

Para ambientes urbanos de Alemania, se estima que el 17% de los casos de isquemia cardíaca se deben al ruido vehicular; esta relación ha sido ampliamente demostrada por diversos estudios longitudinales y transversales (**Babisch**, 2005).

Estudios realizados en Belgrado que evaluaron la presión sanguínea y el pulso en niños que viven expuestos a altos y bajos niveles de ruido vehicular (> a 45 dBA en la noche y a 60 dBA en el día para los primeros), hallaron hipertensión en un 5,7% de quienes están sometidos a mayor ruido y de 1,48% en los de menor ruido ($p = 0,054$), así como mayor presión sistólica y pulso (**Belojevic et al.**, 2008). Dichos autores aclaran, sin embargo, que alrededor de este tema ha habido investigaciones con resultados contradictorios.

5. *Salud mental.* Incluye efectos diversos como ansiedad, estrés, náuseas, dolor de cabeza, inestabilidad, pérdida argumentativa, impotencia sexual, cambios de humor, incremento de conflictos sociales, irritabilidad y desórdenes psiquiátricos como neurosis, psicosis e histeria. Conlleva también al consumo de drogas, tranquilizantes y píldoras para dormir (**OMS**, 1999).
6. *Efectos en desempeño.* Ha sido ampliamente documentado que la exposición al ruido afecta las capacidades de atención, motivación, memoria, lectura y desempeño en tareas cognitivas complejas, hecho que induce a un mayor número de accidentes (**OMS**, 1999).
7. *Efectos en vecindarios.* Los ruidos en vecindarios generan molestia, mal humor, agresividad, decepción, impotencia, depresión, ansiedad, distracción, agitación, cansancio, alteraciones de comportamiento, quejas, insolidaridad y conflictos (**OMS**, 1999).

Económicos

El automóvil es en muchas ciudades del mundo el medio de transporte por excelencia, por lo que se ha constituido en un problema cada vez más importante no sólo en cuanto a los problemas de ruido sino de contaminación atmosférica (**Austroads**, 2005).

En Estados Unidos los costos ocasionados por el ruido representados en salud y pérdida de productividad, alcanzan entre el 0,2 y el 2% del producto doméstico bruto (GDP) (**Bolund y Hunhammar**, 1999). Por su parte, estudios del Parlamento Europeo estiman que las pérdidas económicas anuales en la Unión Europea inducidas por el ruido ambiental, se sitúan entre \$ 13.000 millones y \$ 38.000 millones de euros, las cuales van en aumento por el crecimiento poblacional, urbano y vehicular (**COM**, 2000). De igual modo, para 1995 se estimaron pérdidas económicas anuales de US\$ 2.500 millones de dólares en China, a causa del ruido (**Li y Tao**, 2004).

Los impactos económicos ocasionados por el ruido no quedan aquí, por cuanto otro problema asociado al mismo se refiere a la desvalorización de las propiedades que se ubican cerca a zonas ruidosas. Estudios desarrollados por la Danish Environmental Protection Agency han encontrado 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). Estudios similares llevados a cabo en Seúl (Corea) mediante el modelo de precios hedónico, encontró que un incremento de 1% en el ruido deprecia en 1,3% el precio de las propiedades próximas a una vía analizada, alcanzando hasta 5% en las viviendas más cercanas (**Kim et al.**, 2007). Para el total de la vía, se obtuvo una pérdida total de US \$ 266,4 millones. Estudios previos asociados al ruido de los aviones, ya habían mostrado que por cada incremento de 1 dBA se deprecian las propiedades entre 0,5 y 0,6% (**Nelson**, 2004).

Una forma distinta de visualizar el impacto económico del ruido, lo evidencia el que el 75% de las personas en Estados Unidos como en Europa, están dispuestas a pagar más impuestos para mejorar la calidad ambiental del lugar de residencia (**Moser y Robin**, 2006). Igualmente, en Estocolmo el papel recreacional de las áreas verdes es tan alto, que el 45% de la población está dispuesta a pagar costos mayores de alojamiento por vivir cerca de ellas y lejos de ambientes ruidosos (**Bolund y Hunhammar**, 1999).

Estudios experimentales llevados a cabo en Santiago de Chile, evaluaron la disposición de las personas a pagar por vivir en lugares que brinden mayor bienestar y menor contaminación. Sobre un muestreo en 150 apartamentos

en diferentes zonas de la ciudad, encontraron que no sólo hay disponibilidad a pagar US\$ 25,4 dólares anuales por cada decibel que puedan reducir en sus residencias, sino que la población ha incorporado este contaminante al conjunto de variables que toman parte en la decisión de compra de vivienda (**Galilea y Ortúzar**, 2005).

Estudios similares en la ciudad de Leipzig (Alemania), muestran que la gente expone alta preferencia por vivir en zonas verdes, con bajos niveles de contaminación atmosférica y de ruido (**Kabisch**, 1998). De acuerdo con **Tree Trust y Bonestroo** (2007), los parques, las zonas verdes y los bosques al interior de las ciudades, generan valorización de las propiedades, incremento estético y beneficios psicológicos y de salud. A su vez, generan millonarios ahorros al gobierno y con ello a los habitantes, al reducir las inundaciones y mejorar la calidad del aire.

En la fauna

Además de los impactos económicos, de salud y de calidad de vida referidos, más recientemente ha llamado la atención el impacto del ruido urbano sobre la fauna, e incluye para el caso de las aves (aunque no excluye a otros taxa), problemas de comunicación que han forzado a que se desarrollen mecanismos biológicos para contrarrestar los mismos, incluidos los cambios en las frecuencias de canto y en el patrón temporal, sin descartar que pueda haber también pérdida de abundancias y de diversidad (**Katti y Warren**, 2004). Algunos de estos problemas se deben a especificidades del ruido vehicular como el hecho que predomina en bajas frecuencias (**Raimbault y le Dubois**, 2005), situación que afecta a todas aquellas especies que se comunican en las mismas, por lo que prevalecen las especies que se comunican en altas frecuencias (**Warren et al.**, 2006). Estos últimos autores destacan la investigación llevada a cabo en Alemania por Bergen y Abs, quienes encontraron que en áreas urbanas algunas especies de aves han adelantado sus cantos a horas más tempranas, respecto a las zonas de bosque cercanas.

Warren et al. (2006) destacan que los sistemas urbanos exhiben una acústica profundamente alterada respecto a la de ecosistemas naturales, mostrando alta heterogeneidad espacial, ciclos diurnos, presencia de superficies reflectantes y muy altos niveles de ruido. Estas condiciones llevan a que se afecten diversas conductas de reproducción, huida, territorialidad, etc., dependientes de la comunicación animal, las cuales deben ser afrontadas por las especies a través de la plasticidad fenotípica o de la evolución. Señalan que las especies de ranas y aves que viven cerca de arroyos, han debido adaptarse a tales condiciones sonoras e igual debe ocurrir con estos

grupos en los sistemas urbanos, so pena de sufrir su extinción local.

La Figura 4 sintetiza los aspectos más sobresalientes relativos a los impactos ocasionados por el ruido vehicular.

5. Control del ruido vehicular

Riesgo

Pensar en un *desarrollo* que no lleve del brazo el bienestar social, constituye un retroceso del camino recorrido por la humanidad, por cuanto los avances en el conocimiento y la tecnología, son precisamente para mejorar las condiciones de vida del hombre. De allí que cualquiera que sea la forma de desarrollo que adopte una comunidad, a ésta debe subyacer un mayor bienestar humano general. Por lo anterior, en tanto los sistemas urbanos se hacen más populosos, deben priorizarse las soluciones a los problemas relacionados con la salud y la calidad de vida de la población, condición entre otras más, para constituir ciudades saludables (**Marek y Kassenberg**, 1990).

Sobre la base de la premisa anterior, hay que recalcar como primera medida, que el ruido vehicular, junto con otros tipos de ruido, es un contaminante ambiental que constituye un factor de *riesgo* para la salud de las personas, en especial en aquellas situaciones en que se sobrepasan los umbrales permisibles. Desde la USEPA se abordaría este campo bajo el concepto de *riesgo ecológico*, condición en la cual el funcionamiento normal de una población, ecosistema o paisaje, se ve amenazado por fuerzas externas o factores de estrés que en el presente o en el futuro, pueden afectar la salud, la productividad, la estructura genética, el valor económico o la calidad estética del sistema. Su evaluación incluye la determinación de las probabilidades de ocurrencia, la significación cuantitativa de tales efectos y el manejo de las fuentes de estrés dentro de límites aceptables (**Cowling et al.**, 1990).

El riesgo se estudia, comúnmente, mediante una relación entre el daño potencial de un tensor y el grado de exposición al que se somete una población (o comunidad, ecosistema, etc.) o, también, por la relación entre la cuantía del tensor en el ambiente y la cuantía definida en las normas para que no ocurran daños (**Maki y Slimak**, 1990). Entre algunos objetivos de la evaluación de riesgos se encuentran la caracterización del tensor y su expresión espacial y temporal, la respuesta de la población a tales niveles, la comparación del tensor con estándares si los hay, y la puesta en marcha de medidas para reducir éstos a niveles que no afecten la salud de la población. Por lo general, se acompaña de un modelo conceptual

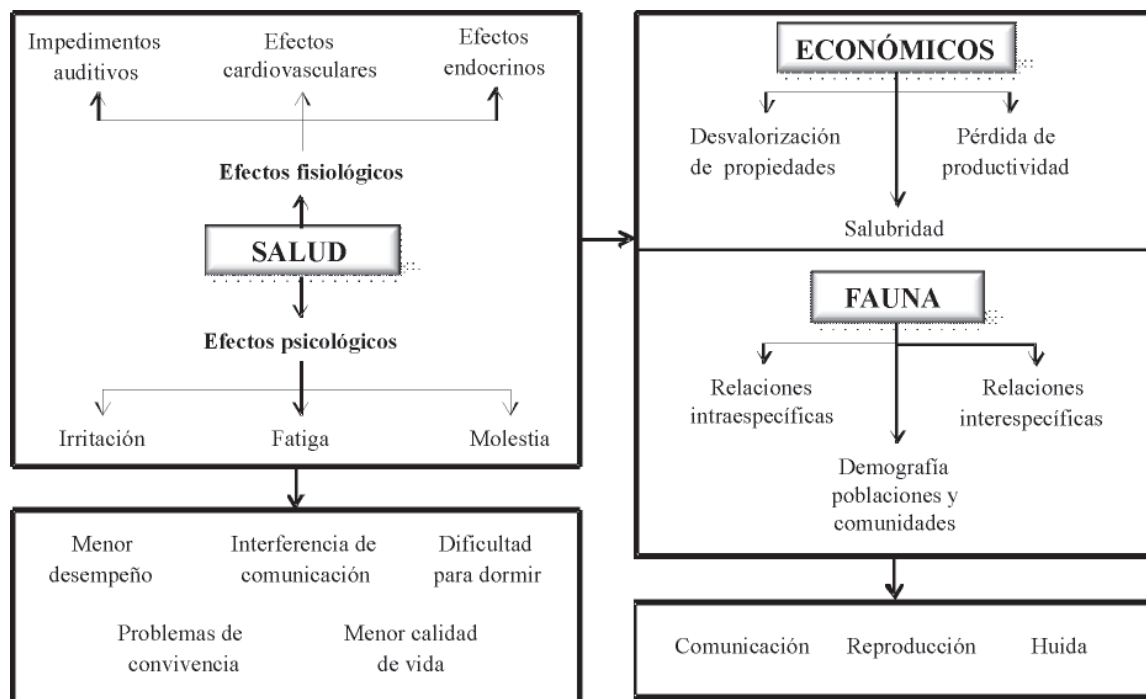


Figura 4. Principales impactos ocasionados por el ruido vehicular.

que representa las interrelaciones entre entidades ecológicas y el tensor al cual están expuestas, así como de un monitoreo que evalúa la eficacia de las medidas implementadas (EPA-US, 1998).

El punto de quiebre en el control de los riesgos del ruido vehicular urbano, recae esencialmente en la *voluntad política* de los gobiernos para hacerle frente a tal problemática. Un gobierno que priorice el bienestar ciudadano, adecuará las políticas públicas y la legislación para definir e incorporar medidas de prevención, mitigación y corrección, así como medidas de control y programas de monitoreo, en torno a niveles de *no riesgo* para la población.

Tomando como ejemplo lo ocurrido en Estados Unidos, el Congreso comisionó a la EPA mediante el Acta de Control de Ruido de 1972, a publicar información científica sobre el ruido, involucrando aspectos de cualidad, cantidad, efectos y niveles permisibles para proteger la salud pública y el bienestar de los ciudadanos. A partir de allí surgió el estudio «Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety» (EPA-US, 1974), junto con su posterior complemento de 1978. Tal estudio fundamentó sus directrices sobre la base de la 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. Tal ha sido la importancia que se ha dado al

tema, que hoy día se exige en Estados Unidos la medición del ruido, su modelación y mitigación, en los estudios de impacto ambiental relativos a la construcción de vías o facilidades para el transporte (FTA, 2006).

Otros lineamientos para abordar el riesgo generado por el ruido vehicular y procedente de otras fuentes, han sido planteados por la Organización Mundial de la Salud, que estableció límites de 30 a 35 dBA dentro de las viviendas y 45 dBA como nivel de referencia para que no se presenten molestias o daños auditivos. Algunos otros parámetros definidos por esta Organización precisan que la exposición a 50 dBA durante 16 horas genera malestares moderados y de 55 dBA durante 16 horas conlleva a malestares fuertes. Recalca que la sensación de desagrado ante el ruido es mayor en horarios nocturnos e inicia en niveles sonoros de 37 a 42 dBA (OMS, 1999).

De igual modo, la Directiva 2002/49/CE de la Unión Europea, demandó la elaboración de mapas de ruido para todas las ciudades con más de 250.000 habitantes, como para aquellos ejes viales cuyo tráfico supera los seis millones de vehículos al año, como medida de valoración de dicha problemática. De conformidad con las legislaciones existentes para mitigar el ruido vehicular, en Europa se han hecho enormes esfuerzos para que los fabricantes reduzcan el ruido de los motores a través de normatividades y estímulos económicos, a la vez que se han definido restric-

ciones de circulación en zonas y horarios particulares (EC, 2000; 2006).

Otros casos que muestran los efectos de la determinación política en la reducción del ruido vehicular, se encuentran por ejemplo, en El Cairo, donde se implementaron prohibiciones 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 el caso de la ciudad de Lázhou donde la restricción de vehículos y la prohibición del uso de bocinas, contribuyeron significativamente a la reducción de este contaminante (Guoxia *et al.*, 2006).

Tal como se demostró previamente, las mediciones de ruido en diversas ciudades del mundo incluida Latinoamérica, señalan que se sobrepasan con creces las directrices y estándares internacionales y las normatividades nacionales respectivas, constituyéndose en un problema de salubridad pública. Algunas de las razones para que se dé tal problemática principalmente en países en vías de desarrollo, incluyen: el desconocimiento gubernamental y comunitario del tema, la falta de voluntad política y los costos políticos de la implementación de medidas. Ante las dos primeras causas referidas, la Academia, las Organizaciones no Gubernamentales, los Centros Médicos y de Salud, y otras Instituciones versadas en la temática, deberán encargarse de la divulgación y concientización de la población, para que de forma progresiva las propias comunidades movilicen fuerzas hacia la valoración y el control de dicha problemática.

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 este problema. Tal como lo mostró el estudio de Moser y Robin (2006), se trata de llevar a cabo una construcción social que asocie el ruido vehicular a la pérdida de bienestar, salud y calidad de vida. Sólo entonces, se abordarán de forma apropiada las medidas para poner en cintura a los impactos ambientales generados por este contaminante.

En cuanto a los costos políticos, estos representan, en muchas ocasiones, el nudo gordiano que impide una postura clara y transparente de los gobiernos municipales, puesto que las decisiones políticas de temas como el expuesto, están influenciadas por los intereses económicos de gremios con gran influencia en las altas esferas del gobierno, como son los transportadores, y los fabricantes e importadores de vehículos. Al mismo tiempo, decisiones restrictivas que recaigan sobre alguna fracción de la población, bien sean los propietarios de vehículos, motocicletas, taxis, buses o camiones de reparto, constituyen por sí mismas, medidas impopulares de alto costo político que los gobiernos prefieren no afrontar.

Modelación

La planificación urbana constituye una de las herramientas más importantes con que cuenta un gobierno para la prevención de riesgos ambientales, sin embargo, en países en vía de desarrollo ésta suele ir décadas atrás de las necesidades vigentes, por lo que no aporta, por regla general, medidas eficientes y preventivas, sino medidas tardías de choque y correctivas. Los problemas no se prevén, se presentan como hechos consumados que desbordan a las administraciones, y por ello con frecuencia resultan incluso más costosos de solucionar.

El uso de modelos computacionales en los países desarrollados es altamente apreciado como instrumento de planificación para evaluar problemas ambientales, incluidas las fuentes contaminantes, su dispersión en el ambiente, los impactos sobre la población humana y hasta los mismos procesos regulatorios, muchos de los cuales se rigen en Estados Unidos y en otros países del mundo por las directrices de la EPA, que creó en el año 2000 el *Council for Regulatory Environmental Modeling* (CREM). La modelación involucra tanto leyes, políticas y normativas, como también riesgos ambientales y costos-beneficios de las medidas a implementar (**Committee on Models in the Regulatory Decision Process**, 2007). La modelación del ruido vehicular no escapa a tales directrices cuando se trata de proyectos de transporte, y se viene implementando en el marco de los estudios de impacto ambiental requeridos de manera previa a la construcción y operación de los mismos. En estos estudios, se plantean escenarios alternativos, cuya elección no se circunscribe a un análisis de costos, sino que integra el bienestar ciudadano de las poblaciones adyacentes. Los proyectos no terminan allí, sino que precisan las medidas de prevención, mitigación y corrección necesarias para no generar detrimento en la calidad de vida de los ciudadanos, así como los costos de implementación que, por demás, son sufragados por los mismos proyectos. Por lo general, las medidas se conciertan con las comunidades de tal modo que no generen impactos ni afecten las actividades regulares locales.

Los modelos de predicción de ruido vehicular de naturaleza estadística han dado muy buenos resultados en tráfico rodado, y se fundamentan en características como el flujo, la composición y la velocidad, en su orden, si bien algunos modelos más incluyen variables tales como ancho de la vía, inclinación, tipo de pavimento y efecto de las barreras acústicas (Arana, 1989; Arana *et al.*, 2000; Arana y Asian, 2001; Arana y García, 2001; Barrigón-Morillas *et al.*, 2002; Pamanikabud y Tansatcha, 2003; Austroads, 2005; FTA, 2006; Janczur *et al.*, 2006). Algunos de los modelos más utilizados incluyen el *Traffic noise model V.2.5*. de la Federal

Highway Administration de los Estados Unidos (FHWA, 2004; FTA, 2006), el *Calculation of road traffic noise o CoRTN* del Reino Unido cuyos descriptores se han homologado recientemente a los de otros países (Abbott y Nelson, 2002; Abbott y Stephenson, 2006); el *Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen o RLS90* de Alemania y el *Nordic prediction method for road traffic noise-statens planverk 96-SP* de los países nórdicos. Otros modelos matemáticos además de los anteriores, incluyen el *Nord2000 Method*, el *Nouvelle methode prevision de bruit de trafic – NMPB* y el *Reken-en meetvoorschrift verkeerslawai II o RMV II*, además de algunos software comerciales como el *Bruel & Kjaer predictor*, el *RoadNoise*, el *TNOISE*, el *SoundPLAN* y el *NBSTOY*, entre otros (Austroads, 2005).

Algunos ejemplos que han implementado tales modelos en la toma de decisiones incluyen los siguientes:

- En Mataró en inmediaciones de Barcelona, y de manera previa a la construcción de una avenida circunvalar, se modeló y simuló un proyecto vial con el propósito de reducir los niveles de ruido vehicular a 65 dBA en el exterior de las residencias durante el día y a 55dBA durante la noche. A partir de las simulaciones, se definió la necesidad de implementar barreras acústicas en algunos sectores y el cambio de pavimento en otros (Puigdomènech *et al.*, 1996).
- Para la construcción de un viaducto en la ciudad de Beirut, se emplearon modelos matemáticos de predicción del ruido vehicular que debieron ser ajustados a las condiciones locales y que condujeron a un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de diversas medidas de mitigación (El-Fadel *et al.*, 2002).
- En la ciudad de Curitiba se aplicó modelación matemática en cercanía a grandes avenidas, para determinar las variables que mostraban mayor incidencia en el ruido vehicular (Calixto *et al.*, 2003).
- Análisis de sensibilidad y simulaciones fueron realizadas para la ciudad de Teherán, para determinar el peso de cada variable incidente del ruido vehicular (Alimohammadi *et al.*, 2005).
- En Japón se desarrolló un simulador de tráfico (Dynamic Road Traffic Noise –DRONE), a partir del cual se estimaron los niveles de ruido en distintos puntos críticos de la ciudad y sobre la base de tales resultados, evaluaron y propusieron medidas de mitigación que incluyeron la reducción del tráfico pesado y la construcción de barreras acústicas (Bhaskar *et al.*, 2007).

- Sobre la base de 2 alternativas para un proyecto ferroviario en el Medio Oriente, se siguieron los lineamientos dados por la FTA y se modeló el ruido esperado a causa del proyecto. Sobre tales predicciones se realizó un análisis multicriterio posterior que definió la mejor alternativa (Hamed y Effat, 2007).

Otros resultados de la modelación:

- En estudios de modelación de ruido y contaminación atmosférica vehicular en Macao, se encontró que el contorno urbano de las zonas históricas con vías angostas, redes complejas y alta densidad de intersecciones, tienen menos tráfico y con ello menos ruido. No obstante, en estas calles de cañón los efectos de contaminación atmosférica en CO son más altos, por la menor ventilación que reciben (Tang y Wang, 2007).
- Modelos estadísticos de ruido vehicular también han sido empleados en Beijing, donde se encontró alta relación con el flujo vehicular y el porcentaje de vehículos pesados (Li y Tao, 2004).
- En la ciudad de Bogotá se evaluó el desempeño de los modelos macroscópicos en la predicción del ruido vehicular y se desarrolló un modelo microscópico contextualizado al ruido vehicular local (Ramírez, 2012).

La importancia del papel de la modelación en el estudio del ruido vehicular, se reconoce en la diversidad de modelos con diferentes aproximaciones matemáticas que vienen siendo desarrollados, incluyendo además de los estadísticos previamente referidos, modelos de redes neuronales (Cammarata *et al.*, 1995; Nooralahiyan *et al.*, 1998; Genaro *et al.*, 2009), microscópicos con autómatas celulares y agentes (De Coensel *et al.*, 2005; Can *et al.*, 2007a); además de físicos que incluyen difusión, paquetes de energía, de rayo y de dinámica de fluidos, utilizados para evaluar los efectos de reflexión de las fachadas (Picaut y Simon, 2001; Kang, 2002; Picaut, 2002; Thorsson y Ögren, 2005). Más recientemente, se vienen evaluando nuevas aproximaciones matemáticas así como descriptores de ruido, que tienen presente la semaforización la cual puede modificar el ruido de continuo a cíclico (Can *et al.*, 2007b).

Medidas de mitigación

No puede cerrarse este artículo sin exponer y evaluar algunas soluciones a los impactos y el riesgo generado por el ruido vehicular en los sistemas urbanos. Cabe referir que muchas de las medidas que mejoran el tráfico vehicular, reducen tanto la contaminación auditiva como la atmosférica, por lo que las soluciones a los problemas de tráfico y

embotellamientos, pueden coadyuvar a resolver la contaminación.

Las medidas para reducir el ruido se pueden implementar tanto en la fuente, como en la propagación y en el receptor (Figura 5).

Medidas sobre la fuente

1. *Normas de emisión.* Tal como lo han demostrado las investigaciones a nivel mundial, el mayor ruido vehicular proviene de camiones, buses y motocicletas. La regulación mediante normas y mecanismos de control para las motocicletas no debería revestir mayores dificultades, en especial en lo que compete al ruido producido por escapes y motores, aún así, cabe preguntarse por qué sigue constituyendo la principal causa de ruido de numerosas ciudades alrededor del mundo.

El ruido generado por los camiones, por su parte, proviene tácitamente del motor y aumenta con la carga que transporta, por lo que no resulta fácil, en sentido técnico, aminorar tal ruido cuando se trata de vehícu-

los pesados que distribuyen bienes y mercancías dentro de los cascos urbanos, salvo el que se restrinja su movilización a ciertas avenidas procurando evitar su paso por zonas residenciales, vías angostas, etc. El uso de camiones de bajo tonelaje para tales servicios aminoraría el ruido, pero, en algunos casos, podría ser económicamente inviable, por lo que se requeriría de análisis más rigurosos. En algunos países se han definido, por demás, disposiciones sobre el uso de cornetas y frenos de aire para este tipo de transporte al interior de las ciudades.

En los buses, por otro lado, los problemas técnicos están prácticamente resueltos en vehículos nuevos y recientes, no obstante, la actualización del parque automotor del sistema de transporte público, conduce a elevados costos económicos que, de una u otra forma, recaen directa o indirectamente en los usuarios del servicio bien sea por vía de tarifas, impuestos o auxilios. Una medida como ésta, a su vez, conlleva procesos de negociación con fabricantes, ensambladores e importadores que ofrecen muchas veces en el mercado de los países en vías de desarrollo, vehículos con

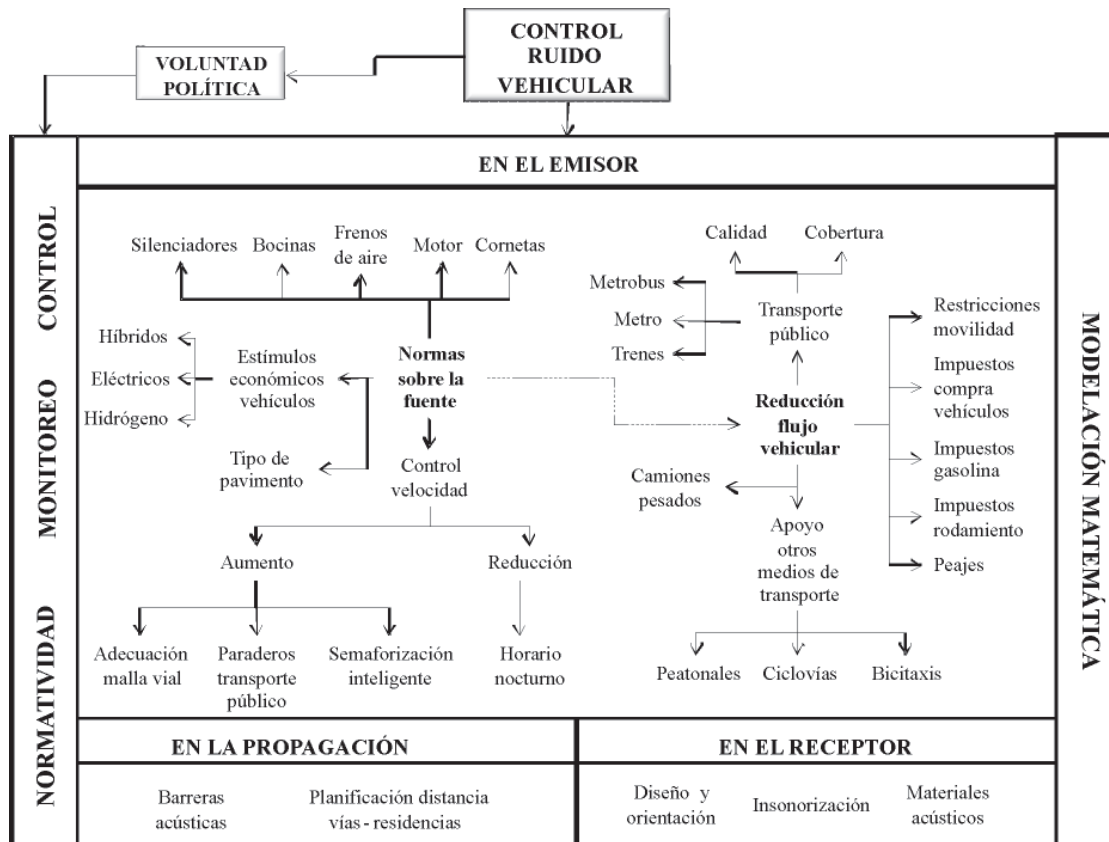


Figura 5. Soluciones a la problemática del ruido vehicular.

especificaciones ambientales inferiores a las exigidas en los países desarrollados; por demás, muchas de estas empresas representan multinacionales con alta capacidad de injerencia en las decisiones nacionales.

Estudios en Curitiba mostraron por ejemplo, que hay correlación directa entre el ruido generado por los buses y los años que llevan operando (**Trombetta**, 2006). En ciudades como Bogotá, por ejemplo, el transporte está representado por un gremio con alta influencia en las esferas políticas locales, por lo que los gobiernos recientes han mostrado alta tolerancia ante las determinaciones de actualización (vía chatarrización) del parque automotor más viejo y más contaminante.

2. *Normas de reducción vehicular.* Entre las mismas se encuentran altos impuestos a los vehículos, a la movilidad y a los combustibles, como también, restricciones de movilización por zonas y horas según el tipo de vehículo. Esta medida, sin embargo, desempeña un papel más relevante en lo concerniente con la solución de los embotellamientos y la minoración de la contaminación atmosférica, que del ruido.

Estudios de **Ribeiro y Balassiano** (1997) en Río de Janeiro, estimaron un total de 10 millones de viajes motorizados diarios en la ciudad, 85% de los cuales ocurren en vehículos privados. Las emisiones del sistema de transporte público (buses) son del orden de 4.050 Ton/CO₂/día y la de vehículos particulares 7.947 Ton/CO₂/día, que al llevarse a emisiones por pasajero, dan 0,338 Kg/CO₂/pasajero/bus/día y 2,58 Kg/CO₂/pasajero/carro/día, con una razón de 7,6 a favor del transporte público. Las conclusiones son evidentes, hay una necesidad prioritaria de mantener un transporte público de calidad, para así desestimular el uso de los vehículos privados, en razón de la mayor eficiencia del primero sobre el segundo. Con ello, se consumiría una cifra notoriamente más baja de combustibles, dando alivio parcial a la contaminación atmosférica y al calentamiento urbano y global.

Por otro lado, para las motocicletas podrían implementarse prohibiciones de uso durante las horas nocturnas en sectores residenciales. En cuanto a los camiones, en muchos países se han restringido las zonas y horas de reparto, con miras a salvaguardar la tranquilidad nocturna, pero tales medidas se hacen sobre la base de no generar conflictos con los horarios en que se llevan a cabo diversas actividades in-

dustriales y comerciales; además, se da prelación a los camiones livianos de reparto.

La reducción de vehículos de transporte público, por su parte, tendría que ir de la mano con otros planes de transporte masivo que, generalmente, resultan muy costosos como es el caso de metros, trenes o tranvías. No obstante, sí tiene cabida la exclusión de rutas excesivas en algunas avenidas. A manera de ejemplo, en la Carrera 7ª en Bogotá, el Gobierno local identificó en el 2011 un excedente de más de 1.000 rutas de buses y aún así, no aplicó alguna medida correctiva, situación que demuestra muchas de las afirmaciones realizadas a través de este documento.

De gran importancia ha sido el cambio del sistema tradicional de buses por el de metro-buses, el cual ha venido ganando gran aceptación en múltiples países latinoamericanos, ya que demuestra alta eficiencia en la movilización de pasajeros. En la ciudad de Bogotá, este sistema exhibe, no obstante, niveles de emisión sonora similares a los del sistema tradicional de buses (**Ramírez**, 2012).

Sobre las restricciones vehiculares y a manera de ejemplo, para sobrellevar la saturación de las vías en diversas ciudades de Colombia, se han implementado restricciones de movilización en el parque automotor incluido el transporte privado y el público, medida que opera por horas y días de la semana según la matrícula del vehículo (*pico y placa*). Las medidas de restricción vehicular que se han venido tomando en Colombia han surgido por el colapso del tráfico y no para resolver problemáticas ambientales, ampliamente menospreciadas por los gobiernos locales.

3. *Normas de reducción de la velocidad.* La velocidad tal como se refirió en párrafos previos, se relaciona directamente con los niveles de ruido y su regulación puede ser de ayuda en horarios nocturnos en sectores que así lo ameriten. Sin embargo, en muchas ciudades de los países en vías de desarrollo el tráfico acontece sobre vías saturadas donde los embotellamientos están a la orden del día, situación que genera mayor ruido por las continuas acciones de aceleración-desaceleración. Por tanto, en estas situaciones se requiere de un tráfico más expedito, que requiere de vías en buen estado, semaforización inteligente y mayor organización del tráfico (ej. paraderos de buses y taxis). Es claro que algunas de estas medidas se pueden implementar de forma simple, pero otras requieren importantes inversiones económicas.

4. *Normas de uso de bocinas.* El uso de este aditamento vehicular debe ser exclusivo de situaciones en que se corre peligro de colisión o accidente, y de hecho en muchas normatividades así se ha planteado. No obstante, en ciudades congestionadas se ha convertido en un medio de expresión de molestia e inconformidad con el tráfico, agravando el problema de contaminación acústica. Como si fuera poco, a este ruido caótico con frecuencia se suma el de los silbatos de los policías que pretenden aliviar las congestiones, con más ruido.

A la par con esta norma, cabrían otras relativas al uso de silenciadores y alarmas, unas y otras requieren en esencia de campañas contra el ruido o, en su defecto, de medidas de control y penalización. Constituye la norma más simple y menos costosa de implementar y, tal como se vio previamente, ya ha mostrado resultados importantes en diversas ciudades.

5. *Pavimento.* Otra medida se refiere al uso de pavimentos que absorban el ruido y reflejen bajos niveles acústicos y aunque no debería representar por sí misma dificultades para su ejecución, puede chocar con los materiales y las técnicas tradicionales usadas en cada país y ciudad. Esta medida, aunque sencilla, requiere de conocimientos sobre el tema así como de voluntad política, unos y otros escasos en los países en vías de desarrollo.
6. *Otras medidas.* La implementación de métodos de transporte no convencionales como las ciclovías, los

peatonales, los bicitaxis u otros tipos de transporte *alternativo*, lleva de la mano barreras culturales que tendrían que ser trabajadas a través de campañas de educación ambiental. Como se encontró en el estudio de **Winters et al.** (2007) en Canadá, existen aprensiones de la comunidad ante algunos de estos métodos de transporte, que pueden dar al traste con la puesta en marcha de los mismos.

Una medida adicional de gran relevancia se refiere a la creación de estímulos económicos en torno al uso de vehículos eléctricos, de hidrógeno, híbridos u otros, tecnologías algunas de ellas aún en desarrollo que no han alcanzado su masificación, entre otras, por los mayores costos que representan y por la visión cortoplacista de sus gobernantes que no vislumbran las invaluable ventajas de un menor consumo de combustibles fósiles y de reducción de la contaminación auditiva y atmosférica. Es importante resaltar que en Kathmandu se realizó la conversión de los vehículos de 3 ruedas y del 20% de los buses a motores eléctricos, hecho que redujo los niveles de contaminación acústica y atmosférica de la ciudad (**McDonald**, 2008).

Medidas sobre la propagación

7. *Construcción de barreras acústicas.* Esta medida de mitigación-corrección es común en autopistas de países desarrollados pero no al interior de los sistemas urbanos (Fotos 1 y 2). La misma está aún lejos de ser viable en países en vías de desarrollo por los eleva-



Fotos 1 y 2. Uso de barreras acústicas en autopistas cercanas a centros urbanos (izquierda: Alemania, derecha: Italia).

dos costos que suscita, máxime cuando generalmente no existen los recursos para mantener una malla vial de mediana calidad.

Por su parte, las barreras construidas con vegetación, parecen no ser muy eficientes a nivel acústico, y serían de muy difícil implementación en ambientes con espacios restringidos.

Otra medida expuesta en la literatura y que cabe ser mencionada en la propagación del contaminante, se refiere a la planificación y el diseño de las áreas residenciales a distancias apreciables de las vías con alto flujo vehicular. No obstante, y tal como se expuso previamente, la planificación urbana no suele ser vanguardista en los países en desarrollo y no solucionaría los problemas ya existentes.

Medidas sobre el receptor

8. *Insonorización de viviendas.* Esta medida más que actuar sobre la fuente emisora y el ruido ambiental urbano, mitiga los niveles de ruido al interior de las residencias. Por tanto, no resuelve el problema urbano de contaminación acústica, el cual se mantiene para transeúntes, peatones y usuarios del espacio público. Los costos de tales medidas como también ocurre con los aeropuertos, recaen en muchos países desarrollados en los mismos proyectos de transporte pero, es muy probable que en los demás países recaigan de forma exclusiva en la población residente.

Una propuesta encaminada a proyectos habitacionales futuros, se refiere a incorporar normas sobre uso de materiales con altos coeficientes de absorción en las fachadas, si bien otros aspectos embebidos en el diseño y en la orientación de las edificaciones, podrían también aportar beneficios (Harris, 1985).

En síntesis, la humanidad se encuentra expuesta hoy ante múltiples contaminantes que, producto del devenir del desarrollo, vienen acompañados de daños a la salud y de pérdida de calidad de vida, muchos de los cuales se manifiestan en los sistemas urbanos donde la población se aglomera con gran rapidez. Claramente se requiere, por un lado, de mayor conciencia ambiental pero, también, de políticas y acciones con lineamientos concretos que afronten tales problemas con el nivel de importancia que se requiere.

Si bien el tema ambiental hace sólo unas décadas no era parte de la agenda política de los países en desarrollo, ha venido incorporándose lentamente a la misma, aunque pareciera que muchas veces está permeada por intereses económicos y políticos particulares, que ocultan y dilu-

yen tales problemáticas, y que dificultan y restringen las acciones encaminadas a su solución.

No se puede negar que los países en vías de desarrollo tienen restricciones económicas importantes para hacer ciudades ambientalmente saludables y sostenibles, pero más cierto es, que sin la voluntad política para encaminar los sistemas urbanos en tales directrices, sus habitantes quedan condenados a una calidad de vida paupérrima. Tal voluntad política debe quedar representada no sólo en normatividades justas que involucren el bienestar colectivo y no el particular, sino también, en medidas de control y monitoreo que velen por su cumplimiento.

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.
- ., 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>.
- Ali, S.A. 2004. Investigation of the dose-response relationship for road traffic noise in Assiut, Egypt. *Applied Acoustics*, 65:1113-1120.
- ., 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*, Vol. 2(4):229-236.
- Arana, M. 1989. Estudio del Ruido Ambiental en Pamplona. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- ., Asian, J.M. 2001. Elaboración de Mapas Acústicos Mediante Técnicas Computacionales. Universidad Pública de Navarra. http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=91.
- ., García, A. 1998. A Social Survey on the Effects of Environmental Noise on the Residents of Pamplona, Spain. *Applied Acoustics*, 53(4):245-253.
- Arana, B.M., García, A. 2001. Variación temporal de los niveles de contaminación sonora en Pamplona y Valencia. *Tecnicacústica*, La Rioja 1-6.
- Arana, M., Martínez de Virgala, A., Aleixandre, A., San Martín, M.L., Vela, A. 2000. Modelos de Predicción del Ruido de Tráfico Rodado. Comparación de Diferentes Standards Europeos. Univ. Púb. de Navarra. <http://www.sea-acustica.es/publicaciones/4350ba015.pdf>.

- Austroroads.** 2005. Modelling, Measuring and Mitigating Road Traffic Noise. Project No. TP1085, Sydney. <http://www.austroroads.com.au/>.
- Babisch, W.** 2005. Traffic, noise and health. En: Environmental Health Impacts of Transport and Mobility, P. Nicolopoulou-Stamati et al. (eds) pp. 9-24. Springer, Netherlands.
- 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.
- Belojevic, G., Jakovljevic, B., Stojanov, V., Paunovic, K., Ilic, J.** 2008. Urban road-traffic noise and blood pressure and heart rate in preschool children. *Environment International*, **34**:226-231.
- Bhaskar, A., Chung, E., Kuwahara, M.** 2007. Development and implementation of the areawide Dynamic ROad traffic NoiseE (DRONE) simulator. *Transportation Research Part D* **12**:371-378.
- Bolund, P., Hunhammar, S.** 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, **29**:293-301.
- Calixto, A., Diniz, F.B., Zannin, P.H.T. 2003. The statistical modeling of road traffic noise in an urban setting. *Cities*, **20**(1):23-29.
- Cameron, I., Lyons, T.J., Kenworthy, J.R.** 2004. Trends in vehicle kilometres of travel in world cities, 1960-1990: underlying drivers and policy responses. *Transport Policy* **11**(3):287-298.
- Cammarata, G., Cavalieri, S., Fichera, A.** 1995. A Neural Network Architecture for Noise Prediction. *Neural Networks*, **8**(6):963-973.
- Can, A., Leclercq, L., Lelong, J.** 2007a. Dynamic estimation of urban traffic noise: Influence of traffic and noise source representations. *Applied Acoustics*, doi:10.1016/j.apacoust.2007.05.014.
- _____, **Leclercq, L., Lelong, J., Defrance, J.** 2007b. Capturing urban traffic noise dynamics through relevant descriptors. *Applied Acoustics*, doi:10.1016/j.apacoust.2007.09.006.
- Carles, J.L., Barrio, I.L., de Lucio, J.V.** 1999. Sound influence on landscape values. *Landscape and Urban Planning*, **43**:191-200.
- Chiquetto, S.** 1997. The environmental impacts from the implementation of a pedestrianization scheme. *Transp Res*, **2**(2):133-146.
- 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.
- Committee on Models in the Regulatory Decision Process. National Research Council.** 2007. Models in Environmental Regulatory Decision Making. The National Academies Press. Washington, D.C.
- Committee to Review the NIOSH Hearing Loss Research Program.** 2006. Hearing Loss Research at NIOSH: Reviews of Research Programs of the National Institute for Occupational Safety and Health. The National Academic Press, Washington, D.C.
- 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>.
- Cowling, E.B., Grodzinski, W., Breymeyer, A.** 1990. Assessment and Management of Ecological Risks. En: Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States (Polish Academy of Sciences, National Academy of Sciences, Ps: 3 - 13). The National Academies Press, Washington, D.C.
- DAMA - Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente.** 2007 (consulta). <http://www.dama.gov.co/ruido>
- 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.
- Demirel, H., Sertel, E., Kaya, S., Seker, D.Z.** 2008. Exploring impacts of road transportation on environment: a spatial approach. *Desalination*, **226**:279-288.
- EC - European Communities.** 1996. Commission Green Paper on Future Noise Policy [COM(96)540]. European Commission, Brussels.
- _____. 2000. Position paper on EU noise indicators. Luxemburgo. http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_indicators.pdf.
- 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.
- Efron, A.** 1971. El mundo del sonido. Ed. Técnicas Marcombo, Buenos Aires.
- El-Fadel, M., Shazbak, S., Baaj, M.H, Saliby, E.** 2002. Parametric sensitivity analysis of noise impact of multihighways in urban areas. *Environmental Impact Assessment Review*, **22**:145-162.
- 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.
- _____. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. 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.
- Fidell, S.** 2003. The Schultz curve 25 years later: A research perspective. *J. Acoust. Soc. Am.*, **114**(6):3007-3015.
- Frank, L.D., Stone, B. Jr., Bachman, W.** 2000. Linking land use with household vehicle emissions in the central puget sound: methodological framework and findings. *Transportation Research*, **5**:173-196.
- 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.
- Galilea, P., Ortúzar, J de D.** 2005. Valuing noise level reductions in a residential location context. *Transportation Research Part D*, **10**:305-322.
- Gandía, S.** 2003. Curso de contaminación acústica. Facultad de Física, Dpto. de Termodinámica. Universidad de Valencia. <http://www.uv.es/~segarra/docencia/apuntes%20contam%20sonora/Cont%20Ac%3st%2003-04t.pdf>.
- 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.
- Genaro, N., Torija, A., Ramos, A., Requena, I., Ruiz, D.P., Zamorano, M.** 2009. Modeling environmental noise using artificial neural networks. En: *Ninth International Conference on Intelligent Systems Design and Applications*, pp. 215-219, Pisa.
- Gidlöf-Gunnarsson, A., Öhrström, E.** 2007. Noise and well-being in urban residential environments: The potential role of perceived availability to nearby green areas. *Landscape and Urban Planning*, **83**:115-126.
- González, A.E., Rocco, G.** 2007. Contaminación Física en Ambiente Urbano: El Ruido. Fac. Ing. Univ. de la República. Montevideo. www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/impactos/peru/urgctr008.pdf
- 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.
- Hamed, M., Effat, W.** 2007. A GIS-based approach for the screening assessment of noise and vibration impacts from transit projects. *Journal of Environmental Management*, **84**:305-313.
- Harris, C.M.** 1985. Manual de medidas acústicas y control del ruido. McGraw-Hill.
- 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.
- Janczur, R., Walerian, E., Czechowicz, M.** 2006. Influence of vehicle noise emission directivity on sound level distribution in a canyon street. Part I: Simulation program test. *Applied Acoustics*, **67**:643-658.
- Kabisch, S.** 1998. Interdependencies Between Ecological and Social Problems in Residential Areas. En: *Urban Ecology*, J. Breuste., H. Feldmann, O. Uhlmann (Eds.), ps. 17-22. Springer, Berlin.
- Kageyama, T., Kabuto, M., Nitta, N., Kurokawa, Y., Taira, K., Suzuki, S., Takemoto T.** 1997. A cross-sectional study on insomnia among Japanese adult women in relation to nighttime road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, **205**(4):387-391.
- Kang, J.** 2002. Numerical modelling of the sound fields in urban streets with diffusely reflecting boundaries. *Journal of Sound and Vibration*, **258**(5):793-813.
- Katti, M., Warren, P.S.** 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**(3):109-110.
- 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.
- Kinsler, L.E., Frey, A.R., Coppens, A.B., Sanders, J.V.** 1995. Fundamentos de acústica. Limusa, México.
- 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.
- _____, **Tao, S., Dawson, R.W.** 2002. Evaluation and analysis of traffic noise from the main urban roads in Beijing. *Applied Acoustics*, **63**:1137-1142.
- Maki, A.W., Slimak, M.W.** 1990. The Role of Ecological Risk Assessment in Environmental Decision Making. En: *Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States* (Polish Academy of Sciences, National Academy of Sciences, Ps 77-87). *The National Academies Press*, Washington, D.C.
- Marek, M.J., Kassenberg, A.T.** 1990. The Relationship Between Strategies of Social Development and Environmental Protection. En: *Ecological Risks: Perspectives from Poland and the United States* (Polish Academy of Sciences, National Academy of Sciences, Pg: 41-59). *The National Academies Press*, Washington, D.C.
- McDonald, R. I.** 2008. Global urbanization: can ecologists identify a sustainable way forward? *Front Ecol Environ*, **6**(2):99-104.
- Meiarashi, S., Ishida, M., Nakashiba, F., Niimi, H., Hasebe, M., Nakatsuji, T.** 1996. Improvement in the Effect of Drainage Asphalt Road Surface on Noise Reduction. *Applied Acoustics*, **47**(3):189-204.
- 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.
- Memoli, G., Paviotti, M., Kephelopoulous, S., Licitra, G.** 2007. Testing the acoustical corrections for reflections on a façade. *Appl. Acoust.* doi:10.1016/j.apacoust.2007.05.006.
- MAVDT - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.** 2006. Resolución 0627 de abril 7 de 2006. Bogotá.
- Minnesota Pollution Control Agency.** 1999. A guide to noise control in Minnesota. Minnesota. <http://www.noisepollution.org/library/sndbasic/Sound.pdf>.

- Moser, G., Robin, M.** 2006. Environmental annoyances: an urban-specific threat to quality of life? *Revue européenne de psychologie appliquée* **56**:35-41.
- Naciones Unidas.** 2001. World Urbanization Prospects, The 1999 Revision. New York: United Nations.
- . 2004. World Urbanization Prospects: the 2003 Revision. <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003wup.htm>.
- Nelson, J.P.** 2004. Meta-analysis of airport noise and hedonic property values: problems and prospects. *J. Transport Econ. Pol.*, **38**:1-27.
- Nicol, F., Wilson, M.** 2004. The effect of street dimensions and traffic density on the noise level and natural ventilation potential in urban canyons. *Energy and Buildings*, **36**:423-434.
- Nooralahiyan, A.Y., Kirby, H.R., Mckeown, D.** 1998. Vehicle Classification by Acoustic Signature. *Mathl. Comput. Modelling*, **27**(9-11):205-214.
- 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>.
- Pamanikabud, P., Tansatcha, M.** 2003. Geographical information system for traffic noise analysis and forecasting with the appearance of barriers. *Environmental Modelling & Software* **18**:959-973.
- Picaut, J.** 2002. Numerical modeling of urban sound fields by a diffusion process. *Applied Acoustics*, **63**:965-991.
- , **Simon, L.** 2001. A scale model experiment for the study of sound propagation in urban areas. *Applied Acoustics*, **62**:327-340.
- Puigdomènech, J., Jorge, J., Mulet, J.** 1996. Acoustical Impact of Roads on Medium-Sized Mediterranean Coastal Towns. *Applied Acoustics*, **47**:83-92.
- Raimbault, M., Lavandier, C., Bérengier, M.** 2003. Ambient sound assessment of urban environments: field studies in two French cities. *Applied Acoustics*, **64**:1241-1256.
- , **le Dubois, D.** 2005. Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Cities*, **22**(5):339-350.
- Ramírez, A.** 2012. Caracterización y modelación micro y macroscópica del ruido vehicular en la ciudad de Bogotá. Tesis Doctoral, Facultad Estudios Ambientales y Rurales, Universidad Javeriana, Bogotá.
- Ribeiro, S.K., Balassiano, R.** 1997. CO2 emissions from passenger transport in Rio de Janeiro. *Transport Policy*, **4**(2):135-139.
- 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/v%20imp%20amb%20-%20Prov%20amb.pdf> (consultado 2008).
- Rylander, R., Björkman, M.** 2002. Planning consequences of the maximum db(a) concept—a perspective. *Journal of Sound and Vibration*, **250**(1):175-179.
- Saadu, A.A., Onyeonwu, R.O., Ayorinde, E.O., Ogis F.O.** 1996. Community Attitudinal Noise Survey and Analysis of Eight Nigerian Cities. *Applied Acoustics*, **49**(1):49-69.
- 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
- Sasazawa, Y., Kawada, T., Kiryu, Y., Suzuki S.** 2004. The relationship between traffic noise and insomnia among adult Japanese women. *Journal of Sound and Vibration*, **277**:547-557.
- Skånberg, A., Öhrström, E.** 2002. Adverse health effects in relation to urban residential soundscapes. *Journal of Sound and Vibration*, **250**(1):151-155.
- Tang, U.W., Wang Z.S.** 2007. Influences of urban forms on traffic-induced noise and air pollution: Results from a modelling system *Environmental Modelling & Software*, **22**:1750-1764.
- Thorsson, P.J., Ögren, M.** 2005. Macroscopic modeling of urban traffic noise – influence of absorption and vehicle flow distribution. *Applied Acoustics*, **66**:195-209.
- Tree Trust & Bonestroo.** 2007. City trees. Sustainability guidelines & best practices. www.treetrust.org.
- Trombetta, P.H.** 2006. Occupational noise in urban buses. *International Journal of Industrial Ergonomics*, **36**:901-905.
- , **Diniz, F.B., Barbosa, W.A.** 2002. Environmental noise pollution in the city of Curitiba, Brazil. *Applied Acoustics*, **63**:351-358.
- Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.** Consulta 2008. Guía de aplicación. Calidad ambiental en la edificación para Las Palmas de Gran Canaria. Islas canarias. Manuales de diseño Icaro. <http://editorial.dca.ulpgc.es/ftp/ambiente/00-Apuntes-2006/3-Clima/Clima-R.pdf>.
- Viollon, S., Lavandier, C., Drake, C.** 2002. Influence of visual setting on sound ratings in an urban environment. *Applied Acoustics*, **63**:493-511.
- Vitoria-Gasteiz.** 2007. Plan de Acción Ambiental de la Agenda 21 de Vitoria-Gasteiz, 2002-2007. <http://www.vitoria-gasteiz.org/ceac/agenda21/indicadores/01contaminacion.html>.
- Warren, P.S., Katti, M., Ermann, M., Brazel, A.** 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. *Animal Behaviour*, **71**:491-502.
- Williams, I.D., McCraeb, I.S.** 1995. Road traffic nuisance in residential and commercial areas. *The Science of the Total Environment*, **169**:75-82.
- Winters, M., Friesen, M.C., Koehoorn, M., Teschke, K.** 2007. Utilitarian Bicycling. A Multilevel Analysis of Climate and Personal Influences. *Am J Prev Med*, **32**(1):53-58.

Recibido: enero 20 de 2010.

Aceptado para su publicación: diciembre 2 de 2011.