

Efectos sobre la salud

Marc Sáez

Doctor en Ciencias Económicas. Catedrático de Estadística y Econometría en la Universidad de Girona. Investigador del Grupo de investigación en estadística, economía aplicada y salud de la Universidad de Girona.

Nota: La presente ponencia ha servido de base para la redacción del documento *“Automóvil y medio ambiente. Cuando lo verde sale a cuenta: la hora del consumidor”*, junto a las redactadas por los otros miembros de la Comisión de expertos en movilidad y medio ambiente.

Efectos sobre la salud

Marc Saez y Maria Antònia Barceló

Grup de Recerca en Estadística, Economia Aplicada i Salut (GRECS)

Universitat de Girona

CIBER de Epidemiología y Salud Pública (CIBERESP)

1.- Introducción

En la literatura existe abundante evidencia de efectos negativos a corto plazo de elevados niveles de contaminación atmosférica sobre la salud humana (CEOHA, 1996; Katsouyanni *et al.*, 1997 y 2001; Touloumi *et al.*, 1997; Ballester *et al.*, 2002 y 2006; Saez *et al.*, 2002; Samoli *et al.*, 2004; Dominici *et al.*, 2005; Pope y Dockery, 2006). Muchos de estos estudios han mostrado una asociación consistente entre altos niveles diarios de contaminación atmosférica y efectos adversos en la mortalidad y en la morbilidad, principalmente por causas respiratorias y cardiovasculares, sobre todo en niños, ancianos y en individuos enfermos (Lacasaña *et al.*, 2005; Pope y Dockery, 2006; Ballester *et al.*, 2006; Nawrot *et al.*, 2007).

En las ciudades, la contaminación atmosférica proviene de las emisiones del tráfico, de las actividades residenciales (calefacciones, cocinas), de la construcción y de actividades de demolición, así como de posibles emisiones industriales o de generación eléctrica (Querol, 2006). Sin embargo, es el tráfico la principal fuente de contaminación atmosférica, por lo menos a lo que se refiere a los niveles de exposición de la población urbana. De hecho, los contaminantes relacionados con el tráfico son habitualmente emitidos muy cerca de dónde las personas andan, conducen y viven (Green *et al.*, 2004; Querol, 2006; EEA, 2007). En la contaminación por generación eléctrica y las emisiones industriales, contrariamente, los puntos de emisión están generalmente alejados de la población y la altura a la que se producen

favorece su dilución y su dispersión (Querol, 2006). Por otra parte, desde la década de los sesenta, gracias a la reubicación de las industrias en zonas interurbanas así como a las actuaciones políticas en cuanto a la reducción del dióxido de azufre (SO₂), el descenso de contaminantes industriales en las zonas urbanas Europeas ha sido considerable.

En entornos urbanos, el tráfico es la principal fuente de emisiones de material particulado (incluyendo las partículas de los motores, del desgaste de frenos, ruedas y firme de rodadura, así como determinados metales relacionados con el desgaste mecánico) y gases como los óxidos de nitrógeno (NO_x), que incluye el monóxido (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂) (Querol, 2006; EEA, 2007). Basándose en datos proporcionados por el Inventario de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera CORINAIR (Ministerio de Medio Ambiente, 2000), Monzón y Guerrero (2004) señalan que en la Región de Madrid, el transporte por carretera¹ fue el responsable del 88% de las emisiones de monóxido de carbono (CO), del 80% de las de NO_x, del 44% de dióxido de carbono (CO₂) y del 36% de hidrocarburos policíclicos aromáticos.

Las partículas son el resultado de emisiones directas o de emisiones precursores de partículas (óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, amoníaco y compuestos orgánicos), que se transforman parcialmente en partículas mediante reacciones químicas que tienen lugar en la atmósfera. Estudios realizados en diferentes ciudades de España y Europa muestran al tráfico como responsable de hasta un 50% de los niveles medios anuales de PM₁₀ y PM_{2.5} (concentración en aire ambiente de partículas, expresada en µg/m³, con un diámetro inferior a 10 y 2,5 µm, respectivamente) (Querol, 2006). En zonas urbanas, aproximadamente el 50% de emisiones de NO_x se produce por combustión en los motores de los vehículos (EPA, 1998).

Diversos estudios muestran una mayor relación entre la contaminación atmosférica y los problemas respiratorios en aquellas áreas urbanas donde la

¹ En el transporte en carretera incluyen no sólo el tráfico urbano sino también el regional.

principal fuente de contaminación atmosférica es el tráfico (Shima y Adachi, 2000; CEH, 2004; Nguyen y Kim, 2006; Zabalza *et al.*, 2007). Estudios científicos han mostrado que los contaminantes que son directamente emitidos por motores, como son las partículas ultrafinas (con un diámetro inferior a 0,1 μm) o algunos gases, adquieren concentraciones muy altas a lo largo de las calles, disminuyendo notablemente después de los primeros 50 a 150 metros (Green *et al.*, 2004; Querol, 2006). Un trabajo en Los Ángeles (Zhu *et al.*, 2002) muestra que las concentraciones de partículas ultrafinas, humos negros y monóxido de carbono decrecen exponencialmente conforme lo hace la distancia a una autopista. Zhou y Levy (2008), en una revisión sistemática sobre la extensión espacial de la contaminación atmosférica de fuentes móviles², señalan una extensión de 100 a 400 metros para material particulado en general, de 100 a 300 metros para partículas ultrafinas y de 200 a 500 metros para dióxido de nitrógeno.

La ocurrencia de problemas de salud sigue un patrón similar, altas tasas de enfermedades para aquellos que viven en los primeros 50-100 metros de calles con alto tránsito y una mejor salud para aquellos que viven en localizaciones más alejadas (van Vliet *et al.*, 1997; Querol, 2006). La intensidad que define el alto tránsito, al menos por lo que se refiere a efectos adversos sobre la salud (Green *et al.*, 2004), se ha establecido a partir de 24.000 vehículos/día (Wjst *et al.*, 1993; Edwards *et al.*, 1994).

La proximidad a vías con alta intensidad de tráfico se ha asociado, sobre todo en niños, con una mayor prevalencia de síntomas respiratorios (Van Vliet *et al.*, 1997; Ciccone *et al.*, 1998; Venn *et al.*, 2000 y 2001; Nicolai *et al.*, 2003; Green *et al.*, 2004; Houston *et al.*, 2006; McConnell *et al.*, 2006; Morgenstern *et al.*, 2007; Van Roosbroeck *et al.*, 2008a y 2008b), sensibilización alérgica (Janssen *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2008; Van Roosbroeck *et al.*, 2008a y 2008b); asma y enfermedades atópicas (Nicolai *et al.*, 2003; Gordian *et al.*, 2006; McConnell *et al.*, 2006; Delfino *et al.*, 2006; Morgenstern *et al.*, 2008), así como con una

² Incluye vehículos, equipos y maquinaria de construcción, tráfico portuario y ferroviario.

disminución de la función pulmonar (Brunekreef *et al.*, 1997; Vineis *et al.*, 2006; Gauderman *et al.*, 2007; Barraza-Villareal *et al.*, 2008; Van Roosbroeck *et al.*, 2008b), entre otros. En adultos, en los que la evidencia es muchísimo menor, los principales efectos adversos se manifiestan en la mortalidad por todas las causas (Maynard *et al.*, 2007; Tonne *et al.*, 2008; Beelen *et al.*, 2008).

Un problema es que el estudio de los posibles efectos adversos de la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico rodado sobre la salud, se ha realizado utilizando diseños observacionales. En éstos, a diferencia de los diseños experimentales, el investigador no puede controlar ninguna de las variables que podrían ser explicativas o, en su caso, influir en la variable de interés, conocida como respuesta. Como consecuencia, no es posible establecer relaciones de causalidad entre la exposición, la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico en este caso, y la respuesta, en este caso, el efecto adverso sobre la salud³.

Sin embargo, sí que es posible aportar y recopilar aquella evidencia empírica sobre esa asociación. El objetivo de este capítulo, precisamente, es el de proporcionar una revisión sistemática de la literatura, con el propósito de mostrar un elevado número de evidencias empíricas sobre la relación entre la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico y de sus efectos adversos sobre la salud humana.

³ Problema conocido como *problema de evaluación* (Mullahy y Manning, 1996; Saez, 2003).

Tabla 1. Ámbito geográfico

	América			Europa								Asia
	EEUU	Canadá	México	Holanda	Reino Unido	Alemania	Suecia	Italia	España	Suiza	Noruega	Taiwan
Aguilera et al. 2008									X (Sabadell)			
Barraza-Villareal et al. 2008			X (4 ciudades)									
Bayer-Oglesby et al. 2008										X		
Brauer et al. 2003				X		X (Munich)	X (Estocolmo)					
Brauer et al. 2008		X (Vancouver)										
Beelen et al. 2008				X								
Cesaroni et al. 2008								X (Roma)				
Edwards et al. 1994					X (Birmingham)							
Gauderman et al. 2007	X (California)											
Goldberg et al. 2008		X (Montreal)										
Gordian et al. 2006	X (Anchorage, Alaska)											
Green et al. 2004	X (California)											
Houston et al. 2006	X (California)											
Janssen et al. 2003				X								
Knox 2006					X							
Lee et al 2008												X
Maynard et al. 2007	X (Massachussets)											
McConell et al. 2006	X (California)											
McCreanor et al. 2007					X (Londres)							
Medina-Ramón et al. 2008	X (Worcester, MA)											
Moore et al. 2007	X (Los Angeles)											
Morgenstern et al. 2007						X (Munich)						
Naess et al. 2007											X (Oslo)	
Namdeo y Stringer 2008					X (Leeds)							
Nicolai et al. 2003						X (Munich)						
Nordling et al. 2008							X					
Rosenlund et al. 2008								X (Roma)				
Ryan et al 2007	X (Cincinnati)											
Slama et al. 2007						X (Baviera)						
Tonne et al. 2007	X (Worcester, MA)											
Tonne et al. 2008					X (Londres)							
Van Roosbroeck et al. 2008a				X (Utrecht)								
Van Roosbroeck et al. 2008b				X								
Zhu et al. 2008	X (Los Angeles)											

Fuente: construcción propia

2.- Efectos adversos de la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico sobre la salud

Entre Abril y Junio de 2008, se procedió a realizar una búsqueda sistemática en la base de datos *PubMed*⁴ de artículos publicados a partir de 1997 (incluyéndose también aquellos trabajos en proceso de publicación) que contuviesen como palabras clave 'contaminación atmosférica', 'tráfico', 'vehículos' y 'tubos de escape' (las palabras clave se introdujeron en inglés). Secundariamente, se utilizaron los buscadores *Google* y *Google Scholar*, introduciendo en estos casos, como límites, palabras clave relacionadas con 'salud', 'mortalidad' y 'morbilidad' (en este caso, las palabras clave se introdujeron tanto en inglés como en castellano).

2.1.- Ámbito geográfico

La mayoría de los trabajos localizados (11 de un total de 35, un 31,43%) se refieren a ciudades de Estados Unidos, concretamente California (seis trabajos), Los Ángeles en particular (dos trabajos); Massachussets (tres trabajos), Worcester, en concreto (dos trabajos) y con un trabajo cada una, Anchorage (Alaska) y Cincinnati (véase Tabla 1).

Por lo que se refiere a Europa, destacan Holanda y el Reino Unido, con cinco trabajos cada uno (un 28,58% entre los dos). La localización de los trabajos está más repartida en el Reino Unido, Leeds (dos trabajos), Birmingham (un trabajo) y Londres (un trabajo), que en Holanda (diseminado, cuatro trabajos; Utrech, un trabajo). A estos países les sigue Alemania, con cuatro trabajos (un 11,43% del total), dos en Munich; y a cierta distancia, con dos trabajos cada uno, Suecia (uno en Estocolmo) e Italia (uno en Roma). España, con un trabajo

⁴ *PubMed* es un servicio de la 'U.S. National Library of Medicine' que incluye alrededor de 17 millones de citas de la base de datos *MEDLINE* y otras revistas de ciencias de la vida sobre artículos biomédicos, desde 1950.

(Sabadell); Noruega (Oslo) y Suiza (diseminado), completan los estudios localizados en Europa (véase Tabla 1).

El resto de trabajos encontrados fueron dos en Canadá (Montreal y Vancouver), uno en México (cuatro municipios) y otro en Taiwan.

Tiene cierta importancia señalar que el ámbito de 14 de los 35 trabajos (un 40%) no se circunscribe únicamente a ámbitos urbanos (aquéllos que en la Tabla 1 no incluyen ciudades), por lo que, en éstos, la composición del parque de vehículos no es totalmente comparable a los que se refieren a zonas urbanas.

De hecho, la importancia del ámbito geográfico radica en la composición del parque de vehículos. Así, mientras que en Europa, en el año 2006, el 45% de los nuevos vehículos, estaban propulsados por motores diesel (62% en Francia), en Estados Unidos, solamente el 4,5% de las ventas de automóviles y camiones ligeros, y el 1% de los vehículos nuevos tenía motor diesel (J.D. Power and Associates, 2008). En España, la cuota de penetración del segmento diesel sobre el conjunto del mercado de turismos se situó en 2005 en el 67,8%, frente al 65,5% contabilizado en 2004, con lo que dos de cada tres coches nuevos vendidos fueron diesel (Consumer, 2006).

En términos generales el motor diesel produce 25 veces menos monóxido de carbono y 15 veces menos hidrocarburos sin quemar que el motor de gasolina, aunque las emisiones de óxidos de azufre y, sobre todo, las de óxidos de nitrógeno son muy superiores. Además, cuando la carga del motor diesel va aproximándose al máximo, aumenta radicalmente la formación de partículas (que puede llegar a multiplicarse por 20). Este fenómeno no sucede con los vehículos de gasolina, donde la concentración de partículas de los gases de escape se mantiene prácticamente constante.

Tabla 2. Contaminantes

	Contaminantes individuales												Tráfico
	Oxidos de nitrógeno			Partículas					Otros				
	NO _x	NO ₂	NO	Partículas	Humos negros	PM ₁₀	PM ₂₅	PM ₀₁	Hidrocarburos	CO	SO ₂	O ₃	
Aguilera et al. 2008	X	X							X			X	
Barraza-Villareal et al. 2008		X					X						
Bayer-Oglesby et al. 2006						X							
Bayer-Oglesby et al. 2008													
Brauer et al. 2003							X						X
Brauer et al. 2008		X	X			X	X			X	X	X	X
Beelen et al. 2008		X			X		X				X		X
Cesaroni et al. 2008		X		X									X
Edwards et al. 1994													
Gauderman et al. 2007		X			X	X	X						X
Goldberg et al. 2008													
Gordian et al. 2006													X
Green et al. 2004													X
Houston et al. 2006													X
Janssen et al. 2003		X					X		X				X
Knox 2006													X
Lee et al 2008	X									X			
Maynard et al. 2007					X						X		X
McConnell et al. 2006													X
McCreanor et al. 2007		X			X	X	X	X					X
Medina-Ramón et al. 2008													X
Moore et al. 2007							X						X
Morgenstern et al. 2007		X					X						X
Morgenstern et al. 2008		X					X						X
Naess et al. 2007		X				X	X						
Namdeo y Stringer 2007		X				X			X	X			
Namdeo y Stringer 2008													
Nicolai et al. 2003													X
Nordling et al. 2008	X	X				X					X		
Rosenlund et al. 2008		X											X
Ryan et al 2007							X						X
Slama et al. 2007		X					X						X
Tonne et al. 2007													X
Tonne et al. 2008		X				X							
Van Roosbroeck et al. 2008a		X	X						X				X
Van Roosbroeck et al. 2008b		X		X									X
Zhu et al. 2008					X		X		X	X			

Fuente: Elaboración propia

Kassomenos *et al.* (2006), en un estudio de los flujos de tráfico en un día laborable en las siete calles principales de Atenas, muestran que el principal determinante de las emisiones diarias de PM_{10} y de NO_x es el porcentaje de vehículos diesel en circulación. Para el monóxido de carbono, sin embargo, los factores determinantes son el volumen y la velocidad del tráfico. Señalan, además, que para el benceno y, en general, los hidrocarburos aromáticos, el principal determinante es la presencia de motocicletas y de vehículos que no estén equipados con convertidores analíticos⁵.

Similarmente, Wang *et al.* (2008), señalan que en Shanghai, los autobuses y los camiones (con motores diesel), aún representando únicamente un 5,5% del censo de vehículos, son los responsables del 65% de las emisiones de NO_x y del 56% de las emisiones de material particulado. Los vehículos de gasolina contribuyen al 52,7% de las emisiones totales de CO, del 32,8% de las de NO_x y del 34,2% de los hidrocarburos aromáticos. Remarcan que las motocicletas contribuyen al 45% de las emisiones de hidrocarburos aromáticos y del 36,3% de las de partículas.

2.2.- Contaminantes

Aunque los contaminantes analizados por los distintos trabajos no sólo dependen del ámbito geográfico del estudio sino también de las oportunidades de investigación y, sobre todo, de la disponibilidad de datos, es evidente que dicho ámbito, por lo que se comentó más arriba en cuanto a la composición del parque de vehículos, condiciona bastante qué contaminante atmosférico ha sido finalmente objeto de estudio.

En términos generales se pueden distinguir dos tipos de trabajos⁶, los que analizan aquellos contaminantes relacionados con el tráfico de forma

⁵ Este punto, en especial por lo que refiere a las motocicletas, podría ser de importancia en las ciudades Españolas,

⁶ Aunque la mayoría de trabajos no son 'puros', combinando ambas estrategias de investigación.

independiente y los que analizan la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico de forma conjunta (véase Tabla 2).

Entre los primeros, dominan los trabajos que investigan el efecto del material particulado (21 trabajos), seguidos de aquéllos que lo hacen con los óxidos de nitrógeno (20 trabajos)⁷. Por lo que se refiere a las partículas, son mayoría los que estudian las partículas finas, $PM_{2,5}$ (14 trabajos), seguidos de PM_{10} (ocho trabajos) a cierta distancia, humos negros (cinco trabajos) y con muy pocos trabajos, partículas en general (dos) y partículas ultrafinas, $PM_{0,1}$ (un trabajo)⁸. Respecto a los óxidos de nitrógeno, la mayoría se refieren al dióxido de nitrógeno, NO_2 (18 trabajos) y a mucha distancia, óxidos de nitrógeno en general, NO_x (cuatro trabajos) y monóxido de nitrógeno, NO (dos trabajos).

En comparación a las partículas y a los óxidos del nitrógeno, los hidrocarburos aromáticos (cinco trabajos, uno de ellos específicamente benceno) y el monóxido de carbono, CO (cuatro trabajos) apenas han sido analizados.

Cabe señalar cuatro trabajos que investigan (aunque no únicamente) el dióxido de azufre, SO_2 , contaminante cuya principal fuente no es el tráfico rodado; y dos trabajos que hacen lo propio con el ozono, O_3 , contaminante secundario, formado de manera natural por la acción de las radiaciones ultravioletas sobre el oxígeno atmosférico y por fotoactivación, fotodescomposición y reacciones por radicales libres entre contaminantes atmosféricos productos de la actividad humana, como son los hidrocarburos aromáticos policíclicos y los óxidos de nitrógeno y oxígeno.

Finalmente, aquellos trabajos que analizan la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico de forma conjunta, investigan la distancia a las vías de

⁷ De nuevo, la inmensa mayoría analizan varios contaminantes.

⁸ Obviamente las cifras de los trabajos no suman, puesto que el mismo trabajo puede estudiar varios contaminantes al mismo tiempo.

tráfico rodado (23 trabajos), habitualmente autopistas, y la mayoría también la intensidad de estas vías (19 trabajos).

2.3.- Método de estimación de la exposición a la contaminación atmosférica

Nuevamente, cabría distinguir entre los trabajos que analizan aquellos contaminantes relacionados con el tráfico de forma independiente y los que analizan la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico de forma conjunta.

Por lo que respecta a los primeros, sólo cinco trabajos no estiman la exposición, sino que utilizan directamente las medidas provenientes de captadores pasivos de contaminación atmosférica situados bien en la residencia de los sujetos analizados (dos), en colegios (tres) e incluso otros que son portados por los propios individuos (dos)⁹.

La mayor parte de los trabajos, sin embargo, estiman la exposición (véase Tabla 3). En este sentido, cabe tener en cuenta que la información sobre la salud y la población suele provenir de diseños ecológicos, es decir, se presentan agrupados por determinadas áreas geográficas, mientras que la información sobre la exposición a contaminantes atmosféricos suele ser obtenida a partir de unas (relativamente) pocas estaciones medidoras de la contaminación más o menos dispersas espacialmente en la zona urbana. Esta limitación ha conducido a muchos autores a la modelización de la superficie de exposición para la contaminación atmosférica. En definitiva se pretende extender la distribución espacial de los valores de un atributo, un contaminante atmosférico, medido sólo en algunos puntos, sobre la región total del estudio (la zona urbana en un 60% de los casos estudiados). En este sentido, cinco trabajos utilizan modelos (estocásticos) de dispersión¹⁰ y dos la interpolación

⁹ De nuevo las cifras de los trabajos no suman, puesto algunos trabajos utilizan varias medidas.

¹⁰ Los modelos de dispersión se basan en algoritmos matemáticos y se utilizan para predecir concentraciones de agentes contaminantes y así prevenir el posible daño en el medio ambiente.

determinista¹¹. Se ha argumentado que los modelos estocásticos comportan, en general, un menor error de predicción (Lloyd y Atkinson, 2004).

En los últimos años, en gran parte como consecuencia de las potencialidades de los *Sistemas de Información Geográfica* (SIG), cada vez es mayor el interés sobre el conocimiento de la dispersión espacial de los contaminantes atmosféricos en un área determinada, así como su relación con la salud humana (Kunzli *et al.*, 2005). El análisis espacial tiene varias ventajas sobre los estudios de series temporales, en los que se asigna la misma exposición a todos los individuos. En primer lugar, el análisis espacial no supone que la exposición sea constante en toda el área de estudio, con lo que evita el error de medida en la exposición que podría implicar pérdida de potencia estadística. En segundo lugar, la contaminación atmosférica es en realidad una combinación de contaminantes proveniente de distintas fuentes, con distintos perfiles químicos y diversas distribuciones espaciales. Así, considerar la variabilidad espacial de los distintos contaminantes puede permitir discernir los diferentes efectos sobre la salud de cada fuente (Gryparis *et al.*, 2007).

Siete trabajos utilizan métodos SIG para estimar la exposición a la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico (véase Tabla 3). Resumiendo, se trata de estimar la contaminación a diferentes radios, o *buffers*, en torno a una localización determinada. En la misma línea, cabría citar seis trabajos en la órbita de la denominada *Land Use Regression*, *LUR*. Estos trabajos utilizan una regresión lineal, con variable dependiente la medida del contaminante (habitualmente obtenida con un captador pasivo en una determinada localización), para predecir la exposición en esa localización utilizando, como variables explicativas, variables de tráfico y de uso del suelo, a diferentes buffers, siguiendo técnicas SIG.

¹¹ La interpolación determinista no es más que una media ponderada, en este caso de las medidas del contaminante en estaciones captadoras, con la ponderación dependiendo de la distancia a esa estación captadora. En los dos trabajos la ponderación utilizada fue el inverso de la distancia al cuadrado (método denominado *Inverse Distance Weighting*, *IDW*).

Tabla 3. Métodos de estimación de la exposición a la contaminación atmosférica

	Medidas directas	Dispersión	Interpolación determinista	GIS	Land Use Regression	Tráfico
Aguilera et al. 2008					X	
Barraza-Villareal et al. 2008				X		
Bayer-Oglesby et al. 2006				X		
Bayer-Oglesby et al. 2008						
Brauer et al. 2003				X		X
Brauer et al. 2008			X			
Beelen et al. 2008			X			
Cesaroni et al. 2008		X				X
Edwards et al. 1994						
Gauderman et al. 2007		X				
Goldberg et al. 2008						
Gordian et al. 2006						X
Green et al. 2004						
Houston et al. 2006						
Janssen et al. 2003	X					
Knox 2006						
Lee et al 2008						
Maynard et al. 2007					X	
McConell et al. 2006						X
McCreanor et al. 2007	X					
Medina-Ramón et al. 2008						X
Moore et al. 2007					X	X
Morgenstern et al. 2007				X		X
Morgenstern et al. 2008						
Naess et al. 2007		X				
Namdeo y Stringer 2007						
Namdeo y Stringer 2008		X				
Nicolai et al. 2003				X		X
Nordling et al. 2008				X		
Rosenlund et al. 2008					X	X
Ryan et al 2007					X	X
Slama et al. 2007					X	X
Tonne et al. 2007				X		
Tonne et al. 2008		X				
Van Roosbroeck et al. 2008a	X					
Van Roosbroeck et al. 2008b	X					
Zhu et al. 2008	X					

Fuente: Elaboración propia

En relación a los trabajos que analizan la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico de forma conjunta, 11 estiman la exposición mediante técnicas SIG y 12 utilizan como medida de la exposición la distancia de las vías de tráfico, a menudo combinándola con su intensidad.

Roselund *et al.* (2008) señalan que, en su caso, los modelos LUR explican los niveles de contaminación atmosférica consecuencia del tráfico con una precisión razonable y que los modelos de dispersión no aumentan significativamente esa precisión. Sin embargo, en su extensivo meta-análisis, Zhou y Levi (2008) señalan que la gran variabilidad de estimaciones de la dispersión del contaminante atmosférico asociado con fuentes móviles que encuentran en la literatura, se explica, principalmente, por la definición utilizada en la dispersión espacial, por las características del contaminante de interés y por la meteorología local. Nótese que las diferencias no pueden ser atribuidas al método de estimación utilizado.

2.4.- Efectos adversos de la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico sobre la salud

Las reacciones adversas de la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico sobre la salud no sólo dependen de la masa de material inhalado, sino también de la composición de dicho material (Adamson *et al.*, 1999; Dye *et al.*, 2001; Ghio y Devlin, 2001; Moreno *et al.*, 2004). Niveles elevados de NO₂ afectan especialmente el sistema respiratorio al dañar el tejido pulmonar causando muertes prematuras (Ghio y Devlin, 2001). Altos niveles de PM₁₀ y PM_{2.5} se han asociado con problemas de salud al ser suficientemente pequeños para ser inhaladas y penetrar en el pulmón (Dockery *et al.*, 1993; Pope *et al.*, 2002 y 2006).

Como se dijo, la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico se ha encontrada asociada, sobre todo, con efectos adversos en la salud de los niños

(19 trabajos en total). Entre ellos dominan los síntomas respiratorios (flema, resuello y tos) (cinco trabajos) y la sensibilización alérgica (cinco trabajos), incluyendo el eczema (dos trabajos); seguidos de enfermedades atópicas (cuatro trabajos), incluyendo el asma (cuatro trabajos) o la fiebre del heno (un trabajo); la reducción de la capacidad pulmonar (tres trabajos); conjuntivitis (dos trabajos); y un menor peso al nacer (dos trabajos) (véase Tabla 4).

En adultos, los principales efectos adversos se manifiestan en la mortalidad por todas las causas¹² (tres trabajos); y luego, con un trabajo cada uno la mortalidad por accidente cerebro vascular; la mortalidad por diabetes; la mortalidad tras un ingreso hospitalario por un fallo cardíaco; el infarto agudo de miocardio; la esperanza de vida; síntomas respiratorios (ahogos, flema, resuello) y rinitis (véase Tabla 4).

Los contaminantes asociados con los problemas de salud fueron, en el caso de los niños (por orden decreciente), los óxidos de nitrógeno - NO₂ (8), NO_x (1) y NO (1 trabajo) - ; las partículas - en general (5 trabajos), PM_{2,5} (5), PM₁₀ (3) y humos negros (1 trabajo) - ; y la distancia (cuatro trabajos) y/o la intensidad de las vías de tráfico (también cuatro trabajos), Con un trabajo cada uno, se encontró el monóxido de carbono (que aumentaba la prevalencia de eczema, según Lee *et al.*, 2008) y el benceno (asociado con el asma, según Nicolai *et al.*, 2003).

En el caso de los adultos, los contaminantes fueron la intensidad (4) y/o la distancia a las vías de tráfico (2); el dióxido de nitrógeno, NO₂ (4 trabajos); y las partículas – en general (2), PM₁₀ (2), PM_{2,5} (1) y humos negros (1) -. Maynard *et al.* (2007) encuentran que elevados niveles de dióxido de azufre, SO₂, estuvieron asociados con la mortalidad por todas las causas, por accidente cerebro vascular y por diabetes.

¹² Excluidas las causas externas.

Tabla 4. Efectos adversos sobre la salud de la contaminación atmosférica relacionada con el tráfico

	Niños					Niños y adultos		Adultos			
	Eczema	Sensibilización	Asma	Fiebre del heno	Conjuntivitis	Peso al nacer	Reduc. func. pulmonar	Sínt. respiratorios	Rinitis	IAM	Mortalidad
Aquilera et al. 2008											
Barraza-Villareal et al. 2008							X (niños)				
Bayer-Oglesby et al. 2006								X (adultos)			
Bayer-Oglesby et al. 2008											
Brauer et al. 2003											
Brauer et al. 2008						X					
Beelen et al. 2008											X
Cesaroni et al. 2008									X		
Edwards et al. 1994											
Gauderman et al. 2007							X (niños)				
Goldberg et al. 2008											
Gordian et al. 2006			X								
Green et al. 2004											
Houston et al. 2006											
Janssen et al. 2003		X			X						
Knox 2006											
Lee et al 2008	X										
Maynard et al. 2007											X
McConell et al. 2006			X					X (niños)			
McCreanor et al. 2007							X (adultos)				
Medina-Ramón et al. 2008											X
Moore et al. 2007											
Morgenstern et al. 2007								X (niños)			
Morgenstern et al. 2008	X	X	X	X							
Naess et al. 2007											
Namdeo y Stringer 2007											
Namdeo y Stringer 2008											
Nicolai et al. 2003			X					X (niños)			
Nordling et al. 2008											
Rosenlund et al. 2008											
Ryan et al 2007											
Slama et al. 2007						X					
Tonne et al. 2007										X	
Tonne et al. 2008											X
Van Roosbroeck et al. 2008a		X			X			X (niños)			
Van Roosbroeck et al. 2008b		X					X (niños)	X (niños)			
Zhu et al. 2008											

Fuente: elaboración propia

Tanto el ámbito geográfico, como los contaminantes, como el método utilizado para la estimación de la exposición y, sobre todo, los métodos estadísticos utilizados para estimar los efectos adversos sobre la salud, son bastante diversos. A pesar de ello, en los trabajos revisados se podría intentar resumir la *relevancia* de aquellas asociaciones, entre la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico y los problemas de salud, que se hayan encontrado estadísticamente *significativas*. Ocurre que significación (estadística) no necesariamente está asociada con relevancia. Puede pasar que una asociación fuertemente significativa, desde el punto de vista estadístico, no sea excesivamente relevante, en el sentido que el *riesgo*¹³ estimado sea muy reducido.

En este sentido, cabría distinguir, por un lado, el riesgo de residir (o trabajar, o estudiar) cerca de una vía de tráfico intenso frente al riesgo asociado a un contaminante consecuencia del tráfico y, por otro, el riesgo de un problema de salud (recuérdese que sobre todo en niños) frente al riesgo de muerte (en adultos). Residir (o estudiar) a menos de 50 metros de una vía de tráfico intenso implica de un 20 a un 50% más de probabilidad de padecer algún síntoma respiratorio, así como enfermedades atópicas (asma en particular) que aquellos otros niños que residen (o estudian) a mayor distancia. El riesgo de bajo peso al nacer, en niños cuyas madres residen a menos de 50 metros de una vía de tráfico intenso, aunque también relevante, es bastante menor, en torno al 10%. Como era de esperar, el riesgo asociado a un contaminante en particular es mucho menor que el de residir cerca de una vía de tráfico intenso. Para síntomas respiratorios y enfermedades atópicas (de nuevo en niños) el riesgo está entre el 10 y el 15% por aumentos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tanto en partículas (sobre todo $\text{PM}_{2,5}$) como en óxidos de nitrógeno (sobre todo NO_2)¹⁴. El riesgo del bajo peso al nacer es mucho menos relevante, del 2 al 5%.

¹³ En términos generales, el riesgo es la posibilidad de que un peligro pueda llegar a materializarse. En ocasiones se utiliza como sinónimo de probabilidad, pero el riesgo combina la probabilidad de que ocurra un evento negativo con cuanto daño causa dicho evento.

¹⁴ De acuerdo con la normativa Europea, los límites para NO_2 y PM_{10} (concentración media anual) son $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Los límites para $\text{PM}_{2,5}$ están en discusión pero se recomienda $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Medina *et al.*, 2006).

Los riesgos de morir (en general y por distintas causas), obviamente en población adulta, son mucho menores. Sin embargo, son bastante relevantes (en términos relativos) si se considera la distancia, un 15% si se vive a menos de 100 metros, 9% a menos de 300 metros; un 30% si se vive a menos de 100 metros de una autopista o a menos de 50 metros de una ruta de autobús (Medina-Ramón *et al.*, 2008). En cuanto a los contaminantes individuales los riesgos no son excesivamente relevantes y, en todo caso, en la línea de otros trabajos que relacionan la contaminación atmosférica, en general, y la mortalidad por distintas causas, desde un 2% (mortalidad general) hasta un 6% (mortalidad por diabetes) para incrementos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tanto partículas como óxidos de nitrógeno (Maynard *et al.*, 2007; Beelen *et al.*, 2008).

3.- Conclusiones

En este capítulo se ha proporcionado una revisión sistemática de la literatura, con el propósito de mostrar un elevado número de evidencias empíricas sobre la relación entre la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico y de sus efectos adversos sobre la salud humana.

La contaminación atmosférica relacionada con el tráfico se ha encontrada asociada, sobre todo, con efectos adversos en la salud de los niños. Entre ellos dominan los síntomas respiratorios (flema, resuello y tos) y la sensibilización alérgica, sobre todo el eczema; seguidos de enfermedades atópicas, principalmente el asma. Estas asociaciones son ciertamente relevantes. Residir (estudiar y/o tener la escuela) a menos de 50 metros de una vía de tráfico intenso implica de un 20 a un 50% más de probabilidad de padecer algún problema de salud que aquellos otros niños que residen a mayor distancia. Los riesgos son bastante menores, aunque también bastante relevantes, cuando se considera un contaminante asociado al tráfico en particular, entre el 10 y el 15% por aumentos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tanto en partículas, sobre todo $\text{PM}_{2,5}$, como en óxidos de nitrógeno, principalmente NO_2 .

Como se dijo, todos los estudios revisados utilizan un diseño observacional y, por tanto, sus hallazgos podrían estar condicionados por el buen control, o ajuste, por aquellas otras variables que pudiesen influir en la asociación entre la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico y los efectos adversos sobre la salud, bien confundiéndola, bien modificando el efecto de la contaminación.

En este sentido, cabría mencionar dos tipos de variables, unas de carácter individual y otras de índole *ecológico*, es decir aquéllas que, aunque los individuos estén expuestos individualmente, son medidas para una agregación (habitualmente geográfica) de los mismos. Entre las primeras, se podrían citar el hábito tabáquico de la madre y/o del padre del niño, el nivel de estudios y el estatus socioeconómico de los padres. Entre las segundas, se podrían citar variables meteorológicas (temperatura, por ejemplo) y variables *contextuales*, como el nivel socioeconómico del área donde el individuo reside.

Los efectos adversos sobre la salud que se han encontrado en los distintos trabajos mostrados en este capítulo se estimaron controlando en los modelos, por variables de índole individual y otras, como la temperatura ambiental, de naturaleza ecológica. Los resultados, sin ajustar y ajustados por estas variables, apenas se modificaron.

Sin embargo, cuando se controló por el nivel socioeconómico *contextual*, los riesgos asociados disminuyeron, aunque ligeramente (Tonne *et al.*, 2007; Medina-Ramón *et al.*, 2008). En un sentido parecido, Tonne *et al.* (2008), quiénes estudian la reducción en la mortalidad y en la esperanza de vida, como consecuencia de la implantación de la '*London Congestion Charge*', señalan que, aunque la mejora de los indicadores de salud ha sido, en conjunto, modesta, en aquellas áreas de Londres más deprimidas económicamente la reducción en la contaminación y la mejora de los indicadores ha sido mucho mayor que en aquellas zonas más favorecidas.

En resumen, es presumible que, en efecto, la relevancia de la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico en el riesgo de los efectos adversos sobre la salud sea relativamente importante.

Para acabar, cabría hipotetizar la relevancia de este riesgo en el caso español¹⁵. Como consecuencia de la composición del parque de vehículos, la cuota de penetración del segmento diesel sobre el conjunto del mercado de turismos en España se situó en 2005 en el 67,8% (Consumer, 2006); de su antigüedad, el parque automovilístico español tiene una antigüedad media casi un año superior a la media del resto de países del continente europeo, con 5,75 años por vehículo, y un 35,4% mayor de 10 años (cifras de 2002, Hernández, 2003); y del porcentaje de motocicletas en las ciudades Españolas, los contaminantes consecuencia del tráfico serán, principalmente, partículas y óxidos de nitrógeno (consecuencia del elevado porcentaje de vehículos diesel en circulación) y, en menor medida los hidrocarburos aromáticos (cuyo principal determinante es la presencia de motocicletas y de vehículos que no estén equipados con convertidores analíticos).

Siguiendo a Zhou y Levy (2008), la extensión máxima de la dispersión de estos contaminantes, es decir material particulado en general, partículas ultrafinas y dióxido de nitrógeno, será de 100-200 a 300-500 metros de las vías de tráfico intenso.

Estos contaminantes, tanto de forma individual, como, sobre todo, conjuntamente, tendrán un riesgo relevante en los efectos adversos sobre la salud de los españoles. En concreto, es de esperar, al menos en población infantil, una prevalencia elevada de síntomas respiratorios (flema, resuello y tos), de sensibilización alérgica, sobre todo el eczema; y de enfermedades atópicas, principalmente el asma.

¹⁵ El único estudio localizado, Aguilera *et al.* (2008), estima la contaminación atmosférica consecuencia del tráfico en Sabadell, Barcelona, pero no la asociación con variables de salud.

Referencias

Adamson I, Prieditis H, Vincent R. Pulmonary toxicity of an atmospheric particulate sample is due to the soluble fraction. *Toxicology and Applied Pharmacology* 1999; 157:43-50.

Aguilera I, Sunyer J, Fernández-Patier R, Hoek G, Aguirre-Alfaro A, Meliefste K, Bomboi-Mingarro MT, Nieuwenhuijsen MJ, Herce-Garraleta D, Brunekreef B. Estimation of outdoor NO_x, NO₂, and BTEX exposure in a cohort of pregnant women using land use regression modelling. *Environmental Science & Technology* 2008; 42(3):815-821.

Ballester F, Saez M, Pérez-Hoyos S, Íñiguez C, Gandarillas A, Tobías A, Bellido J, Taracido M, Arribas F, Daponte A, Alonso E, Cañada A, Guillén-Grima F, Cirera L, Pérez-Boillos MJ, Saurina C, Gómez F, Tenías JM. The EMECAM project: a multicentre study on air pollution and mortality in Spain: combined results for particulates and for sulfur dioxide. *Occupational Environmental Medicine* 2002; 59:300-308.

Ballester F, Rodríguez P, Iñiguez C, Saez M, Daponte A, Galán I, Taracido M, Arribas F, Bellido J, Cirarda FB, Cañada A, Guillén JJ, Guillén-Grima F, López E, Pérez-Hoyos S, Lertxundi A, Toro S. Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2006; 60(4):328-336.

Barraza-Villareal A, Sunyer J, Hernández-Cadena L, Escamilla-Núñez MEC, Sierra-Monge JJ, Ramírez-Aguilar M, Cortez-Lugo M, Holguín F, Díaz-Sánchez D, Carín-Olín A, Romieu I. Air pollution, airway inflammation, and lung function in a cohort study of Mexico city schoolchildren. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116(5):832-838.

Bayer-Oglesby L, Schindler C, Hazenkamp-von Arx ME, Braun-Fahrländer C, Keidel D, Rapp R, Künzli N, Braendli O, Burdet L, Sally Liu LJ, Leuenberger P, Ackermann-Liebrich U, and the SAPALDIA Team. Living near main streets and respiratory symptoms in adults. The Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults. *American Journal of Epidemiology* 2008; 164(12):1190-1198.

Beelen R, Hoek G, van den Brandt PA, Goldbohm RA, Fischer P, Schouten LJ, Jerret M, Hughes E, Armstrong B, Brunekreef B. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR Study). *Environmental Health Perspectives* 2008; 116(2):196-202.

Brauer M, Hoek G, van Vliet P, Meliefste K, Fischer P, Gehring U, Heinrich J, Cyris J, Bellander T, Lewne M, Brunekreef B. Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and Geographic Information Systems. *Epidemiology* 2003; 14(2):228-239.

Brauer M, Lencar C, Tamburic L, Koehoorn M, Demers P, Karr C. A cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116(5):680-686.

Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog J, Harssema H, Knappe M, van Vliet P. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 1997; 8: 298-303.

Cesaroni G, Badaloni C, Porta D, Forastiere F, Perucci CA. Comparison between various indices of exposure to traffic-related air pollution and their impact on respiratory health in adults. *Occupational and Environmental Medicine* 2008 (en prensa). DOI: 10.1136/oem.2007.037846.

Ciccone G, Forastiere F, Agabiti N, Biggeri A, Bisanti L, Chellini E, Corbo G, Dell'Orco V, Dalmaso P, Volante TF, Galassi C, Piffer S, Renzoni E, Rusconi F, Sestini P, Viegi G. Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIA Collaborative Group. *Occupational Environmental Medicine* 1998; 55: 771-778.

CEOHA. Committee of the Environmental and Occupational Health Assembly of the American Thoracic Society. Health effects of outdoor air pollution. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 1996;153(1):3-50 y 153(2):477-498.

CEH. Committee on Environmental Health. Ambient Air Pollution: Health Hazards to Children. *Pediatrics* 2004; 14(6):1699-1707.

Consumer. <http://www.consumer.es/web/es/motor/2006/01/07/148372.php>, 2006.

Delfino RJ, Staimer N, Gillen D, Tjoa T, Sioutas C, Fung K, George SC, Kleinman MT. Personal and ambient air pollution is associated with increased exhaled nitric oxide in children with asthma. *Environmental Health Perspectives* 2006;114(11):1736-1743.

Dockery DW, Pope CA, Xu XP, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE. An association between air-pollution and mortality in 6 United States cities. *New England Journal of Medicine* 1993; 329:1753-1759.

Dominici F, McDermott A, Daniels M, Zeger SL, Samet JM. Revised analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study: mortality among residents of 90 cities. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A* 2005; 68(13-14):1071-1092.

Dye J, Lehmann J, McGee J, Winsett D, Ledbetter A, Everitt J, Ghio A, Costa D. Acute pulmonary toxicity of particulate matter filter extracts in rats: coherence with epidemiological studies in Utah Valley residents. *Environmental Health Perspectives* 2001; 109(3):395-403.

Edwards J, Walters S, Griffiths RK. Hospital admissions for asthma in preschool children: relationship to major roads in Birmingham, United Kingdom. *Archives of Environmental Health* 1994; 49:223-227.

EPA. *NO_x. How nitrogen oxides affect the way we live and breathe.* EPA, 1998. <http://www.epa.gov/oar/noxfldr.pdf>

EEA. European Environment Agency. *Transport and environment: on the way to a new common transport policy. TERM 2006: indicators tracking transport and environment in the European Union.* EEA Report. No 1, 2007.

Gaudeman WJ, Vara H, McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Thomas D, Lurmann F, Avol E, Künzli N, Jerret M, Peters J. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 2007; 369:571-577.

Ghio A, Devlin R. Inflammatory lung injury after bronchial instillation of air pollution particles. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine* 2001;164:704-708.

Goldberg MS, Burnett RT, Brook JR. Counterpoint: Time-series studies of acute health events and environmental conditions are not confounded by personal risk factors. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 2008 (en prensa). DOI: 10.1016/j.yrtph.2008.03.006.

Gordian ME, Haneuse S, Wakefield J. An investigation of the association between traffic exposure and the diagnosis of asthma in children. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2006; 16(1):49-55.

Green RS, Smorodinsky S, Kim JJ, McLaughlin R, Ostro B. Proximity of California public schools to busy roads. *Environmental Health Perspectives* 2004;112(1): 61-66.

Gryparis A, Coult BA, Schwartz J, Suh HH. Semiparametric latent variable regression models for spatiotemporal modelling of mobile source particles in the greater Boston area. *Journal of the Royal Statistical Society, Series C* 2007; 56(2):183-209.

Hernández S. La antigüedad del parque de turismos empeora pese a los planes de renovación. *El País*, 13 de Octubre de 2003.

Houston D, Ong P, Wu J, Winer A. Proximity of licensed child care facilities to near-roadway vehicle pollution. *American Journal of Public Health* 2006; 96(9): 1611-1617.

Janssen NAH, Brunekreef B, van Vliet P, Aarts F, Meliefste K, Harssema H, Fischer P. The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren. *Environmental Health Perspectives* 2003; 111(12):1512-1518.

J.D. Power and Associates, Westlake Village, California, Estados Unidos <http://www.prnewswire.co.uk/cgi/news/release?id=109016>, 2008.

Kassomenos P, Karakitsios S, Papaloukas C. Estimation of daily traffic emissions in a South-European urban agglomeration during a workday. Evaluation of several “what if” scenarios. *Science of the Total Environment* 2006; 370:480-490.

Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S, Rossi G, Wojtyniak B, Sunyer J, Bacharova L, Schouten JP, Ponka A, Anderson HR. Short term effects of ambient SO₂ and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from a time series data from the APHEA project. *British Medical Journal* 1997; 314: 1758-1763.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tatre A, Monopolis Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 2001; 12: 521-531.

Knox EG. Roads, railways, and childhood cancers. *Journal of Epidemiology and Community Health* 2006; 60:136-141.

Kunzli N, Jerret M, Mack WJ, Beckerman B, LaBree L, Gilliland F, Thomas D, Peters J, Hodis HN. Ambient air pollution and arteriosclerosis in Los Angeles. *Environmental Health Perspectives* 2005; 113:201-203.

Lacasaña M, Esplugues A, Ballester F. Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *European Journal of Epidemiology* 2005; 20:183-189.

Lee YL, Su HJ, Sheu HM, Yu HS, Guo YL. Traffic-related air pollution, climate, and prevalence of eczema in Taiwanese school children. *The Journal of Investigative Dermatology* 2008 (en prensa), doi:10.1038/jid.2008.110.

Lloyd CD, Atkinson PM. Increased accuracy of geostatistical prediction of nitrogen dioxide in the United Kingdom with secondary data. [*International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*](#) 2004; 5(4):293-305.

Maynard D, Coull BA, Gryparis A, Schwartz J. Mortality risk associated with short-term exposure to traffic particles and sulfates. *Environmental Health Perspectives* 2007; 115(5):751-755.

McConnell R, Berhane K, Yao L, Jerrett M, Lurmann F, Gilliland F, Kunzli N, Gauderman J, Avol E, Thomas D, Peters J. Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environmental Health Perspectives* 2006; 114(5): 766-772.

McCreanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ, Stewart-Evans J, Malliarou E, Jarup L, Harrington R, Svtenngren M, Ham IK, Ohman-Strickland P, Fan-Chung K, Zhang J. Respiratory effects of exposure of diesel traffic in persons with asthma. *New England Journal of Medicine* 2007; 357:2348-2358.

Medina S (on behalf of the Apehis network). *Health Impact Assessment on the Benefits of Reducing PM2.5 in 26 European Cities.* <http://www.apheis.net/>, 2006.

Medina-Ramón M, Goldberg R, Melly S, Mittleman MA, Schwartz J. Residential exposure to traffic-related air pollution and survival after heart failure. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116(4):481-485.

Ministerio de Medio Ambiente. Inventario de Emisiones de Contaminantes a la Atmósfera CORINAIR 1994, 1995, 1996. Madrid: D.G. de Calidad y Evaluación Ambiental, 2000.

Monzón A, Guerrero MJ. Valuation of social and health effects of transport-related air pollution in Madrid (Spain). *Science of Total Environment* 2004; 334-335: 427-434.

Moreno T, Merolla L, Gibbons W, Jones T, Richards R. The study of source apportionment and oxidative potential of airborne particles in a high traffic and steelworks industrial environment: a case from Port Talbot, UK. *The Science of Total Environment* 2004; 333:59-73.

Moore DK, Jerret M, Mack WJ, Künzli N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA. *Journal of environmental monitoring* 2007; 9(3):246-252.

Morgenstern V, Zutavern Z, Cyrus J, Brockow I, Gehring U, Koletzko S, Bauer CP, Reinhardt D, Wichmann HE, Heinrich J. Respiratory health and individual estimated exposure to traffic-related air pollutants in a cohort of young children. *Occupational Environmental Medicine* 2007; 64: 8-16.

Morgenstern V, Zutavern Z, Cyrus J, Brockow I, Koletzko S, Kramer U, Behrendt H, Herbarth O, von Berg A, Bauer CP, Wichmann HE, Heinrich J, Gini and Lisa Study Group. Atopic diseases, allergic sensitisation and exposure to traffic-related air pollution in children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 2008 (en prensa).

Mullahy J, Manning W. Statistical issues in cost-effectiveness analysis. En Sloan, F.A. (ed). *Valuing health care*. Pág. 149-184. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

Naess O, Nafstad P, Aamodt G, Claussen B, Rosland P. Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *American Journal of Epidemiology* 2007; 165(4):435-443.

Namdeo A, Stringer C. Investigating the relationship between air pollution, health and social deprivation in Leeds, UK. *Environment International* 2008 (en prensa). DOI: 10.1016/j.envint.2007.12.015.

Nawrot TS, Torfs R, Fierens F, De Henauw S, Hoet PH, Van Kersschaever G, De Backer G, Nemery B. Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: evidence from a heavily polluted region in western Europe. *Journal of Epidemiology Community of Health* 2007; 61: 146-149.

Nguyen HT, Kim KH. Comparison of spatiotemporal distribution patterns of NO₂ between four different types of air quality monitoring stations. *Chemosphere* 2006; 65(2): 201-212.

Nicolai T, Carr D, Weiland SK, Duhme H, von Ehrenstein O, Wagner C, von Mutius E. Urban traffic and pollutant exposure related to respiratory outcomes and atopy in a large sample of children. *European Respiratory Journal* 2003; 21: 956-963.

Nordling E, Berglind N, Melén E, Emenius G, Hallberg J, Nyberg F, Pershagen G, Svartengren M, Wickman M, Bellander T. Traffic-related air pollution and childhood respiratory symptoms, function and allergies. *Epidemiology* 2008; 19(3):401-408.

Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association* 2002; 287:1132-1141.

Pope CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of Air & Waste Management Association* 2006; 56:706-742.

Querol X (coord). *Calidad del aire urbano, salud y tráfico rodado.* Barcelona: Fundación Gas Natural, 2006.

Rosenlund M, Forastiere F, Stafoggia M, Porta D, Perucci M, Ranzi A, Nussio F, Perucci CA. Comparison of regression models with land-use and emission data to predict the spatial distribution of traffic-related air pollution in Rome. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2008; 18:339.

Ryan PH, LeMasters GK, Biswas P, Levin L, Hu S, Lindsey M, Bernstein DI, Lockey J, Villareal M, Khurana Hershey GK, Grinshpun SA. A comparison of proximity and land use regression traffic exposure models and wheezing in infants. *Environmental Health Perspectives* 2007; 115(2):278-284.

Saez M, Ballester F, Barceló MA, Pérez-Hoyos S, Bellido J, Tenías JM, Ocaña R, Figueiras A, Arribas F, Aragonés N, Tobías A, Cirera LI; Cañada A. A combined analysis of the short-term effects of photochemical air pollutants on mortality within the MECAM project. *Environmental Health Perspectives* 2002;110(3):221-228.

Saez M. Condicionantes en la utilización de los servicios de atención primaria. Evidencias empíricas e inconsistencias metodológicas. *Gaceta Sanitaria* 2003; 17(5):412-149.

Samoli E, Touloumi G, Zanobetti A, Le Tertre A, Schlinder C, Atkinson R, Vonk J, Rossi G, Saez M, Rabczenko D, Schwartz J, Katsouyanni K. Investigating the dose-response relationship between air pollution and total mortality in the APHEA2 multicity project. *Environmetrics* 2004; 15(2):101-118.

Shima M, Adachi M. Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in schoolchildren. *International Journal of Epidemiology* 2000; 29: 862–870.

Slama R, Morgenstern V, Cyrus J, Zutavern A, Herbarth O, Wichmann HE, Heinrich J, and the LISA Study Group. Traffic-related atmospheric pollutants levels during pregnancy and offspring's term birth weight: a study relying on a land-use regression exposure model. *Environmental Health Perspectives* 2007; 115(5):1283-1292.

Tonne C, Melly S, Mittleman M, Coull B, Goldberg R, Schwartz J. A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction. *Environmental Health Perspectives* 2007; 115(1):53-57.

Tonne C, Beevers S, Armstrong BG, Kelly F, Wilkinson P. Air pollution and mortality benefits of the London Congestion Charge: spatial and socioeconomic inequalities. *Occupational and Environmental Medicine* 2008 (en prensa). PMID: 18308748 [PubMed - as supplied by publisher]

Touloumi G, Katsouyanni K, Zmirou D, Schwartz J, Spix C, Ponce-de-León A, Tobías A, Quennel P, Rabczenko D, Bacharova L, Bisanti L, Vonk JM, Ponka A. Short-term Effects of Ambient Oxidant Exposure on Mortality: A Combined Analysis within the APHEA Project. *American Journal of Epidemiology* 1997;146(2):177-185.

Van Roosbroeck S, Hoek G, Meliefste K, Jansseen NAH, Brunekreef B. Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to traffic-related air pollution among adults. *Environmental Science & Technology* 2008a; 42(4):1337-1344.

Van Roosbroeck S, Ruifeng L, Hoek G, Lebret E, Brunekreef B, Spiegelman D. Traffic-related outdoor air pollution and respiratory symptoms in children. The impact of adjustment for exposure measurement error. *Epidemiology* 2008b; 19(3):409-416.

van Vliet P, Knape M, de Hartog J, Janssen N, Harssema H, Brunekreef B. Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. *Environmental Respiratory* 1997; 74:122-132.

Venn A, Lewis S, Cooper M, Hubbard R, Boddy R, Bell M, Britton J. Local road traffic activity and the prevalence, severity and persistence of wheeze in school children: combined cross sectional and longitudinal study. *Occupational Environmental Medicine* 2000; 57: 152-158.

Venn AJ, Lewis SA, Cooper M, Hubbard R, Britton J. Living near a main road and the risk of wheezing illness in children. *American journal of respiratory and critical care medicine* 2001; 164: 2177-2180.

Vineis P, Hoek G, Krzyzanowski M, Vigna-Taglianti F, Veglia F, Airoidi L, Autrup H, Dunning A, Garte S, Hainaut P, Malaveille C, Matullo G, Overvad K, Raaschou-Nielsen O, Clavel-Chapelon F, Linseisen J, Boeing H, Trichopoulou A, Palli D, Peluso M, Krogh V, Tumino R, Panico S, Bueno-De-Mesquita HB, Peeters PH, Lund EE, Gonzalez CA, Martinez C, Dorransoro M, Barricarte A, Cirera L, Quiros JR, Berglund G, Forsberg B, Day NE, Key TJ, Saracci R, Kaaks R, Riboli E. Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. *Epidemiology* 2006; 119(1): 169-174.

Wang H, Chen C, Huang C, Fu L. On-road vehicle emission inventory and its uncertainty analysis for Shanghai, China. *Science of the Total Environment* 2008; 398(1-3):60-67.

Wjst M, Reitmeir P, Dold S, Wulff A, Nicolai T, von Loeffelholz-Colberg EF, von Mutius E. Road traffic and adverse effects on respiratory health in children. *British Medical Journal* 1993; 307(6904):596-600.

Zabalza J, Ogulei D, Elustondo D, Santamaria JM, Alastuey A, Querol X, Hopke PK. Study of urban atmospheric pollution in Navarre (Northern Spain). *Environmental Monitoring Assessment* 2007; 134(1-3):137-151.

Zhou Y, Levi JI. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. *BMC Public Health* 2008 (en prensa).DOI: 10.1186/1471-2458-7-89.

Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2002; 52(9):1032-1042.

Zhu Y, Fung DC, Kennedy N, Hinds WC, Eiguren-Fernández A. Measurements of ultrafine particles and other vehicular pollutants inside a mobile exposure system on Los Angeles freeways. *Journal of the Air & Waste Management Association* 2008; 58(3):424-434.