

Original

Efecto de las partículas de diámetro inferior a 2,5 micras (PM_{2,5}) sobre los ingresos hospitalarios en niños menores de 10 años en Madrid

Cristina Linares^a y Julio Díaz^{b,*}^a CIBER de Epidemiología y Salud Pública; Centro Nacional de Epidemiología, Instituto de Salud Carlos III, Madrid, España^b Escuela Nacional de Sanidad, Instituto de Salud Carlos III, Madrid, España

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historia del artículo:

Recibido el 8 de febrero de 2008

Aceptado el 22 de abril de 2008

On-line el 9 de marzo de 2009

Palabras clave:

Ingresos hospitalarios

Niños

PM_{2,5}

Series temporales

Contaminación atmosférica

RESUMEN

Introducción: La Organización Mundial de la Salud establece como valor límite anual para la concentración de partículas PM_{2,5} en el aire el valor de 10 µg/m³. No obstante, en algunas grandes ciudades, como Madrid, este valor prácticamente se duplica, con el consiguiente impacto sobre la morbimortalidad.

Objetivo: Analizar y cuantificar el impacto que las PM_{2,5} tienen sobre los ingresos hospitalarios diarios en la ciudad de Madrid en niños menores de 10 años.

Material y métodos: Se analizan los ingresos diarios en el servicio de urgencias del Hospital Gregorio Marañón de Madrid, por todas las causas menos accidentes (CIE-10: A00-R99) en el período 2003–2005, tanto para menores de 10 años como de un año. La metodología de análisis es la regresión de Poisson. Se controla por contaminación atmosférica química, acústica y polínica, así como por autocorrelación, tendencias, estacionalidades, días de la semana y epidemias de gripe.

Resultados: Las PM_{2,5} son el único contaminante primario que aparece relacionado con los ingresos hospitalarios en la modelización. El riesgo relativo asociado a un incremento de 10 µg/m³ fue de 1,03 (intervalo de confianza [IC95%]: 1,00–1,05) para el grupo de menores de 10 años y de 1,03 (IC95%: 1,00–1,06) para menores de un año. Los riesgos atribuibles fueron del 2,7 y el 2,8%, respectivamente.

Conclusión: Las PM_{2,5} son un excelente indicador de los efectos en salud de contaminantes primarios. Se pone de manifiesto la necesidad de implementar medidas para la reducción de PM_{2,5} en la atmósfera de las grandes ciudades.

© 2008 SESPAS. Publicado por Elsevier España, S.L. Todos los derechos reservados.

Impact of particulate matter with diameter of less than 2.5 microns [PM_{2,5}] on daily hospital admissions in 0–10-year-olds in Madrid, Spain [2003–2005]

ABSTRACT

Keywords:

Hospital admissions

Children

PM_{2,5}

Time series

Air pollution

Introduction: The last report of World Health Organization's Air Quality Guidelines establishes a value of 10 µg/m³ as the annual mean particulate PM_{2,5} concentration. However, in large cities such as Madrid, this value is doubled and consequently an association between PM_{2,5} values and effects on morbidity and mortality is to be expected.

Objective: To analyze and quantify the influence of PM_{2,5} concentrations on daily hospital admissions in 0–10-year-olds in Madrid.

Material and methods: We analyzed the daily number of emergency hospital admissions for all causes (ICD-10: A00-R99) except traumatismos to the Gregorio Marañón General University Hospital in Madrid from 2003 to 2005. The age groups analyzed were 0–10 years and 0–1 year. A longitudinal ecological analysis of time series was performed using Poisson Regression Models. Seasonalities, trends, days of the week, and autocorrelation between morbidity series were controlled. Influenza epidemics, air pollutants, and noise and pollen concentrations were used as control variables.

Results: The only primary pollutant found to be statistically significant in the models was PM_{2,5} concentration. The relative risk associated with an increase of 10 µg/m³ in PM_{2,5} concentration was 1.03 (95%CI 1.00–1.05) for children less than 10 years old and 1.03 (95%CI 1.00–1.06) for infants less than 1 year old. The attributable risk was 2.7 and 2.8%, respectively.

Conclusions: PM_{2,5} concentrations are an excellent indicator of the health impact of primary pollutants in Madrid. The results obtained demonstrate the need to implement measures to reduce PM_{2,5} concentrations in the atmosphere in large cities.

© 2008 SESPAS. Published by Elsevier España, S.L. All rights reserved.

Introducción

Recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS)¹ ha establecido unos nuevos valores guía para las concentraciones de partículas materiales en el aire en función de las concentraciones

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: j.diaz@isciii.es, julio.diaz@uam.es (J. Díaz).

de partículas de diámetro inferior a 10 micras (PM₁₀) y partículas de diámetro inferior a 2,5 micras (PM_{2,5}), si bien aclara que es preferible la utilización de los valores de PM_{2,5} frente a los de PM₁₀. Esta preferencia probablemente se base en que las PM₁₀ tienen un importante componente de origen natural, sobre todo en las ciudades del sur de Europa, como pueden ser las intrusiones de aire del norte de África^{2,3}. En una atmósfera urbana, el principal aporte a las PM_{2,5}, entre un 70 y un 80%, se debe al tráfico rodado, y tienen un componente natural menos importante que las PM₁₀⁴,

por lo que parece, a priori, un indicador más fiable para medir la actividad antropogénica. Además, estas partículas finas penetran más profundamente en los alvéolos pulmonares y, por tanto, es plausible que induzcan efectos más adversos para la salud que las partículas de diámetro mayor, como las PM_{10} o las partículas totales en suspensión (PST)⁵.

Por otro lado, todos los vehículos emiten partículas, pero aquellos con motores diésel emiten más material particulado que los de gasolina y de menor tamaño⁶. En España se ha producido un sustancial incremento en el número de vehículos con motores diésel que circulan en nuestras ciudades, pasando de 2.800.000 en 1997 a más de 8.400.000 en el año 2005⁶. Estos vehículos emiten además partículas ultrafinas, de tamaño menor de 2,5 micras.

Estos factores hacen que la preocupación por el posible impacto de estas partículas $PM_{2,5}$ sobre la salud de los ciudadanos sea cada vez más importante.

Pese a ello, en Europa, y más concretamente en España, son muy pocas las ciudades que miden de forma sistemática las concentraciones de $PM_{2,5}$ en el aire o han comenzado recientemente, por lo que son escasos y relativamente recientes los estudios que analizan los posibles impactos sobre la salud de este tipo de partículas^{7–9}, en contraposición a lo que ocurre en Estados Unidos, donde numerosos trabajos cuantifican el impacto de las $PM_{2,5}$ desde hace décadas^{10,11}, aunque la inmensa mayoría de ellos está centrada en población adulta o población general.

Como es conocido, los niños son más vulnerables que los adultos a los factores ambientales¹², y en particular a la contaminación. La población infantil es la más vulnerable a los riesgos medioambientales debido a su inmadurez anatomofisiológica y a su dependencia psicosocial. Su constante estado de desarrollo y crecimiento hace que sus órganos y sistemas no sean completamente funcionales, es decir, los niños son más susceptibles a las amenazas medioambientales porque sus sistemas corporales aún se están desarrollando, ya que presentan cambios rápidos en el crecimiento, variaciones en la inmadurez de los órganos y los tejidos, y déficit cuantitativos y cualitativos en su sistema inmunitario¹³. Así, por ejemplo, el 80% de los alvéolos se forman después del nacimiento y los cambios en los pulmones continúan hasta la adolescencia, cuando completan su total desarrollo. Las fases especialmente críticas son la fetal y la primera infancia. Además, debido a su menor tamaño, los niños respiran más cantidad de aire por kilogramo de peso, y su frecuencia respiratoria también es mayor, lo que hace más nocivo el efecto tóxico de los contaminantes, irritando e inflamando más perjudicialmente su aparato respiratorio. Si a ello unimos la menor capacidad para neutralizar, detoxificar y eliminar los contaminantes externos, sus efectos adversos son más intensos y persistentes. Además, su zona «respiratoria» se encuentra a menor altura que la de los adultos, de forma que están más expuestos a los gases de los vehículos y a los contaminantes más pesados que se concentran en los niveles más bajos de la capa de aire¹⁴.

A todo esto hay que añadir, además, que por su comportamiento social los niños pasan mayor cantidad de tiempo que los adultos en el exterior, jugando y haciendo ejercicio, lo que prolonga el tiempo de exposición a los contaminantes atmosféricos¹⁵.

Pese a lo anteriormente expuesto, son muy pocos los trabajos que analizan el efecto de las $PM_{2,5}$ sobre la salud infantil en las ciudades europeas^{16,17}, y no se ha encontrado ninguno realizado específicamente para una ciudad española. Por tanto, el objetivo de este trabajo es analizar y cuantificar el impacto de las $PM_{2,5}$ sobre los niños menores de 10 años, mediante un indicador de salud como es el número diario de ingresos hospitalarios por urgencias en un hospital de una gran ciudad española como Madrid.

Material y métodos

Se trata de un estudio ecológico longitudinal de series temporales, en el que como variable dependiente se ha considerado el número de ingresos hospitalarios diarios en el servicio de urgencias, no programados, en el Hospital General Universitario Gregorio Marañón de Madrid, desde el 1 de enero de 2003 (fecha en que comienzan a medirse de forma sistemática las concentraciones de $PM_{2,5}$ en Madrid) hasta el 31 de diciembre de 2005. Se han considerado los ingresos por todas las causas, excluidos los accidentes (CIE-10: A00R99). Los grupos de edad considerados han sido los menores de 10 años y los menores de un año.

Las variables independientes fueron las concentraciones medias diarias de los contaminantes atmosféricos químicos siguientes: partículas materiales de diámetro inferior a 10 micras (PM_{10}), partículas materiales de diámetro inferior a 2,5 micras ($PM_{2,5}$), óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de nitrógeno (NO_2), dióxido de azufre (SO_2) y ozono troposférico (O_3). Estos contaminantes han sido facilitados por la Red de Control de la Contaminación Atmosférica del Ayuntamiento de Madrid. Asimismo, y debido a que en trabajos anteriores¹⁵ ha mostrado una asociación con los ingresos hospitalarios en este grupo de edad, se controló por contaminación acústica. Estas variables fueron obtenidas de la Red de Control del Ayuntamiento y se trabajó con los niveles sonoros equivalentes medios en 24 h (Leq_{24}), los niveles medios en el período día, es decir, de las 7.00 a las 23.00 h ($Leq_{día}$) y los valores medios en el período noche, es decir, de las 23.00 a las 7.00 horas (Leq_n). La contaminación acústica se mide en las mismas 30 estaciones en que se miden las concentraciones de los contaminantes químicos.

También se controló por polen de diversas especies (olivo, plátano, gramíneas y cupresáceas), medido en la Facultad de Farmacia de la Universidad Complutense de Madrid, ya que otros estudios mostraron una asociación estadísticamente significativa entre las concentraciones medias diarias de estas especies y los ingresos hospitalarios¹⁸. Se tuvieron en cuenta también las variables meteorológicas, como la temperatura máxima y mínima diarias, obtenidas del Observatorio de Madrid-Retiro, próximo al Hospital Gregorio Marañón. Otras variables de control fueron la existencia o no de epidemias de gripe, suministrada por la Consejería de Sanidad de la Comunidad de Madrid, los días de la semana, las tendencias y las estacionalidades anuales, semianuales, de 4 y de 3 meses. Se controló además por autocorrelación en la serie de ingresos hospitalarios, mediante la introducción del coeficiente autorregresivo de orden 1 de la variable dependiente.

El primer paso en el análisis lo constituyó la realización de diagramas de dispersión entre las variables independientes y las dependientes, lo que permite la determinación de posibles valores umbrales y, a su vez, establecer qué tipo de relación funcional hay entre las variables como paso previo para su modelización, ya que en el caso de que las relaciones no sean lineales será necesaria la transformación de estas variables, como ocurrió en trabajos previos sobre el efecto de variables ambientales respecto a los ingresos hospitalarios según diversos grupos de edad^{17,19}. Estos diagramas de dispersión se ajustaron mediante el suavizado tipo LOWESS.

Posteriormente, se crearon variables con retardo en el tiempo, ya que el efecto entre la variable independiente y dependiente no tiene por qué ser simultáneo^{17,19}.

Como último paso del análisis se crearon los modelos de regresión de Poisson²⁰ para cuantificar la asociación entre las variables dependientes, los ingresos hospitalarios por urgencias y las variables independientes. Debido a que las variables independientes presentaban colinealidad entre ellas, el procedimiento fue

la introducción de todas las variables en el modelo, incluidas las de control, e ir eliminando mediante un proceso de paso a paso, comenzando por las que presentaban menor asociación con las variables dependientes. En el modelo final quedaban excluidas todas las variables que no presentaban significación estadística ($p < 0,05$) con los ingresos hospitalarios diarios por urgencias. El modelo de mejor ajuste se obtuvo con el análisis de las funciones de autocorrelación simple (ACF) y de autocorrelación parcial (PACF) de los residuos, a las que se exigía que tuviesen en todos sus retrasos una estructura de ruido blanco. También se utilizó como indicador de la bondad del ajuste el criterio de información de Akaike²¹. La cuantificación del impacto de las variables ambientales sobre los ingresos hospitalarios por urgencias se determinó mediante el riesgo relativo (RR) y del riesgo atribuible (RA), asumiendo que toda la población está expuesta a los efectos. El RA se calculó²² con la expresión $RA = (RR - 1)/RR$. El RR se calculó mediante el valor del estimador suministrado por los modelos de regresión de Poisson. El paquete estadístico utilizado fue el S-Plus 2000.

Resultados

La serie completa de ingresos diarios en urgencias comprende un total de 1.096 días. Durante este período se registraron 8.868 ingresos en el grupo de menores de 10 años, de los que 6.466 corresponden a menores de un año.

En la **tabla 1** se muestran los estadísticos descriptivos de las variables dependientes y de las variables ambientales consideradas en el estudio. Cabe destacar el valor medio de la concentración de $PM_{2,5}$, con un valor de $19,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y un rango de variación entre 5 y $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La fracción $PM_{2,5}/PM_{10}$ es de 0,59.

La colinealidad entre las diversas variables de contaminación atmosférica química se muestra en la **tabla 2**. También se ha incluido el Leq_{24} .

En la **figura 1** se incluye el gráfico de secuencia durante el período considerado para las $PM_{2,5}$, objeto de este estudio.

Los diagramas de dispersión entre la temperatura máxima diaria y los ingresos muestran la típica forma de V obtenida en otros trabajos previos^{17,19}, con una temperatura de mínimos ingresos situada en 30°C . Esto lleva a dividir la temperatura en dos grupos: el grupo cálido, con valores superiores a 30°C , y el grupo frío, con valores de temperatura máxima diaria por

debajo de 30°C . Matemáticamente, se expresaría de la forma siguiente:

$$T_{\text{frío}} = 30^\circ\text{C} - T_{\text{máx}} \quad \text{si } T_{\text{máx}} < 30^\circ\text{C}$$

$$T_{\text{cal}} = T_{\text{máx}} - 30^\circ\text{C} \quad \text{si } T_{\text{máx}} > 30^\circ\text{C}$$

Del mismo modo, la relación funcional entre los ingresos diarios y el ozono es cuadrática, con una concentración media diaria de mínimos ingresos situada en $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a partir de la cual comienzan a aumentar los ingresos hospitalarios, por lo que de manera similar al caso anterior podemos hablar de un ozono «alto» (O_{3a}) y de un ozono «bajo» (O_{3b}). Matemáticamente resultaría:

$$O_{3a} = O_3 - 65 \mu\text{g}/\text{m}^3 \quad \text{si } O_3 > 65 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

$$O_{3b} = 65 \mu\text{g}/\text{m}^3 - O_3 \quad \text{si } O_3 < 65 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

Tabla 2

Coefficientes de correlación de Pearson según los diferentes contaminantes químicos

Correlación de Pearson	SO ₂	NO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	Leq ₂₄
Significación (n)							
SO ₂		0,686 0 (1.095)	0,850 0 (1.095)	0,39 0 (1.095)	0,434 0 (1.038)	-0,651 0 (1.095)	0,37 0 (1.095)
NO ₂			0,88 0 (1.095)	0,674 0 (1.095)	0,706 0 (1.038)	-0,496 0 (1.095)	0,277 0 (1.095)
NO _x				0,614 0 (1.095)	0,668 0 (1.038)	-0,689 0 (1.095)	0,37 0 (1.095)
PM ₁₀					0,888 0 (1.095)	-0,184 0 1,825-	-0,074 0,014 (1.094)
PM _{2,5}						0,272 0 (1.038)	-0,029 0,355 (1.038)
O ₃							-0,577 0 (1.095)

Tabla 1

Estadísticos descriptivos de los ingresos por todas las causas en el Hospital General Universitario Gregorio Marañón de Madrid (2003-2005) y del resto de variables ambientales consideradas (n = 1.096)

	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
Ingresos por todas las causas en el grupo de edad de 0-9 años	0	22	8	3,4
Ingresos por todas las causas en el grupo de edad de 0-1 años	0	19	5,9	3
PM _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	71	19,1	8,6
PM ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8	150	34,4	17,5
SO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	36	11,8	5,4
NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19	133	59,9	17,7
NO _x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	22	495	118,1	65,3
O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	89	34,8	17,9
Leq ₂₄	61,5	66,4	64,1	0,7
Leq _{día}	62,1	67,3	65,1	0,8
Leq _n	58,7	71	60,5	0,8
Gramíneas (granos/ m^3)	0	124	2,7	8,3
Cupresáceas (granos/ m^3)	0	811	7,6	37,9
Olivo (granos/ m^3)	0	480	2,8	23,4
Plátano (granos/ m^3)	0	1126	8,4	57,3
T _{máx} ($^\circ\text{C}$)	2	38,6	20,4	9
T _{mín} ($^\circ\text{C}$)	-6,1	27,8	10,5	7

Los diagramas de dispersión para el resto de las variables ambientales son lineales, por lo que no hay que definir nuevas variables como ocurría anteriormente.

Especialmente interesantes son los diagramas de dispersión para las concentraciones de $PM_{2.5}$ y los ingresos diarios para el grupo de 0-1 años (fig. 2a). En ellos se observa un comportamiento lineal y sin umbral, si bien hay una concentración media diaria de $PM_{2.5}$ situada prácticamente en $25 \mu g/m^3$, a partir de la cual los ingresos aumentan de forma brusca. Similar comportamiento se observa en los ingresos diarios en el grupo de 0-9 años (fig. 2b). Este valor de $25 \mu g/m^3$ se supera, durante el período estudiado, en 248 ocasiones, lo que supone el 22,6% de los días.

En la tabla 3 se muestran los RR y los RA correspondientes a las variables ambientales (con los retrasos en que se produce la asociación) y que resultan significativas con un valor de $p < 0,05$ en los modelos de regresión de Poisson para los ingresos diarios en urgencias en el grupo de 0-1 años. En la tabla 4 se muestran los resultados correspondientes a los ingresos en el grupo de menores de 10 años.

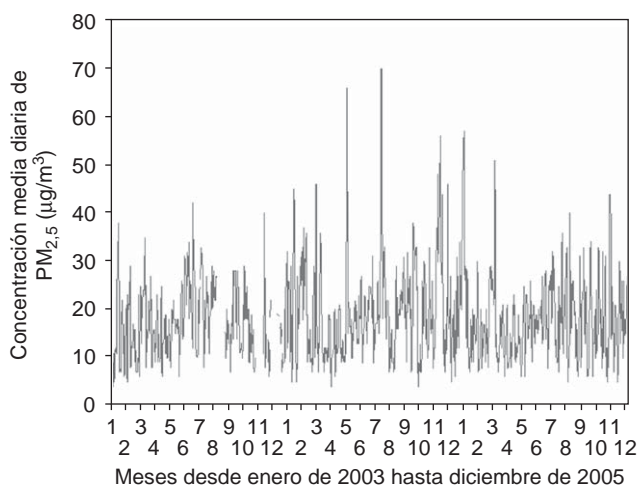
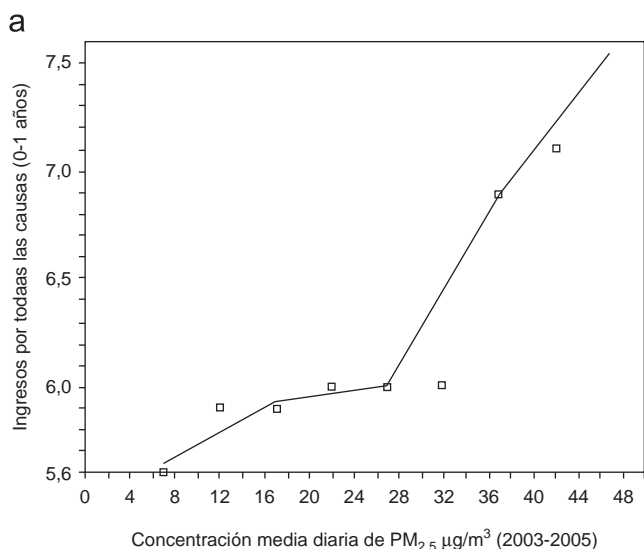


Figura 1. Diagrama de secuencia de las concentraciones medias diarias de $PM_{2.5}$ durante el período comprendido desde el 1 de enero de 2003 hasta el 31 de diciembre de 2005.



Discusión

El valor medio anual encontrado para la concentración de $PM_{2.5}$ durante el período estudiado es de $19,2 \mu g/m^3$. Esta concentración duplica prácticamente el valor guía marcado por la OMS para efectos a largo plazo¹ establecido en $10 \mu g/m^3$, a

Tabla 3

Variables ambientales estadísticamente significativas en la regresión de Poisson para los ingresos en urgencias del grupo de menores de un año

Variable (retardo)	RR (IC95%)	RA (%)
$PM_{2.5}$ (1) ^a	1,032 (1,005–1,061)	2,8
T_{frio} (10) ^b	1,014 (1,010–1,019)	1,4
Leq_{24} (3) ^c	1,085 (1,035–1,135)	7,8
Olivo (6) ^d	1,026 (1,004–1,048)	2,6

IC: intervalo de confianza; RA: riesgo atribuible; RR: riesgo relativo.

^a RR y RA correspondientes a la variación en la concentración media diaria de $PM_{2.5}$ de $10 \mu g/m^3$.

^b RR y RA por cada °C en que la temperatura máxima diaria no alcance a los 30 °C.

^c RR y RA por cada decibelio de aumento en Leq_{24} .

^d RR y RA para un incremento en la concentración media diaria de polen de olivo de 25 granos/ m^3 .

Tabla 4

Variables ambientales estadísticamente significativas en la regresión de Poisson para los ingresos por urgencias en el grupo de menores de 10 años

Variable (retardo)	RR (IC95%)	RA (%)
$PM_{2.5}$ (0) ^a	1,031 (1,003 1,053)	2,7
O_{3a} (0) ^b	1,161 (1,032 1,294)	13,8
$Leq_{día}$ (0) ^c	1,052 (1,023 1,091)	5
Olivo (6) ^d	1,023 (1,003 1,041)	2

IC: intervalo de confianza; RA: riesgo atribuible; RR: riesgo relativo.

^a RR y RA correspondientes a la variación en la concentración media diaria de $PM_{2.5}$ de $10 \mu g/m^3$.

^b RR y RA correspondientes a la variación en la concentración media diaria de O_{3a} de $10 \mu g/m^3$.

^c RR y RA por cada decibelio de aumento en $Leq_{día}$.

^d RR y RA para un incremento en la concentración media diaria de polen de olivo de 25 granos/ m^3 .

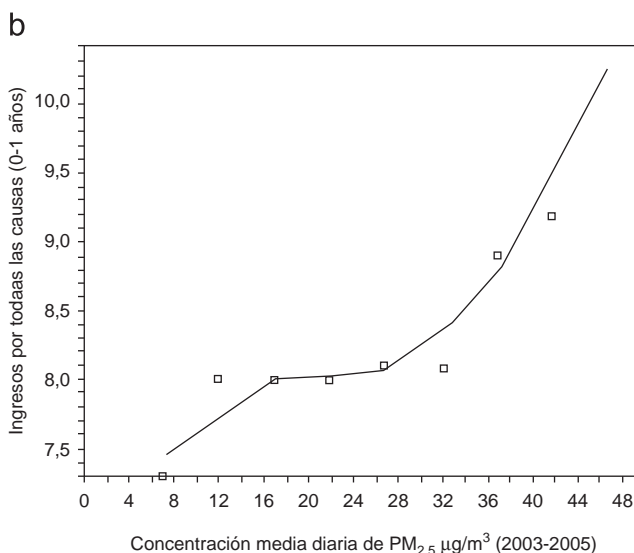


Figura 2. a) Diagrama de dispersión entre la concentración media diaria de $PM_{2.5}$ y los ingresos hospitalarios por todas las causas en el grupo de menores de un año. b) Diagrama de dispersión entre la concentración media diaria de $PM_{2.5}$ y los ingresos hospitalarios por todas las causas en el grupo de menores de 10 años.

partir del cual son esperables efectos sobre la salud de la población.

La concentración media anual de $PM_{2,5}$ obtenida para Madrid es similar a la encontrada en algunas ciudades de Estados Unidos, cuyos efectos en salud fueron analizados en dos estudios. Uno de ellos fue el de la Sociedad Americana del Cáncer (ACS), realizado por Pope²³ en 2002, y el otro fue el llamado estudio de Harvard sobre 6 ciudades, realizado por Dockery¹⁰ en 1993, y reanalizado por Jarret²⁴ en 2005. En ambos estudios se encontró una sólida asociación entre la concentración media anual de $PM_{2,5}$ y la mortalidad. En el estudio de las 6 ciudades la concentración media anual fue de $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de variación entre ciudades de 11 a $29,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En el estudio de la ACS la media fue de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de variación entre 9 y $33,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Según los resultados de Dockery¹⁰, puede hablarse de efectos en salud para unas concentraciones medias anuales entre 11 y $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por lo que los resultados obtenidos para Madrid indicarían un posible efecto de las $PM_{2,5}$ sobre la salud de la población general, y más concretamente sobre la salud infantil, al ser éste un grupo de especial riesgo. Téngase en cuenta que en España el porcentaje de vehículos diésel respecto a los de gasolina es superior que en Estados Unidos, así que la composición de las partículas puede ser distinta, dando lugar a diferentes efectos sobre la salud.

En el entorno europeo son escasas las referencias a estudios relativos a las $PM_{2,5}$. En esta línea, cabe destacar un estudio realizado para la ciudad de Roma²⁵ que mostraba concentraciones medias anuales de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de variación en 24 h entre 5 y $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valores ligeramente superiores a los encontrados en nuestro trabajo.

La fracción $PM_{2,5}/PM_{10}$ encontrada en el presente estudio, con un valor de $0,59$, es ligeramente superior a la establecida por la OMS¹ de $0,5$, pero se encuentra dentro del rango de valores para una atmósfera urbana que oscila entre $0,5$ y $0,8$ ¹.

Los resultados obtenidos muestran una alta colinealidad entre los diferentes contaminantes atmosféricos químicos primarios, lo cual es lógico puesto que en gran parte todos tienen la misma fuente común, que es el tráfico rodado. No obstante, las correlaciones encontradas entre los diferentes contaminantes y las $PM_{2,5}$ son superiores siempre a las encontradas para las PM_{10} , por lo que las concentraciones de $PM_{2,5}$ serían más representativas del contenido de contaminantes primarios en el aire que las PM_{10} . Este hecho queda aún más patente en los resultados de los modelos de regresión de Poisson, en los que se observa que el único contaminante primario que aparece con significación estadística en los modelos que relacionan los ingresos diarios en la población infantil son las $PM_{2,5}$ y, por tanto, pueden tomarse como indicador de la calidad del aire en una gran ciudad.

En cuanto a la forma del diagrama de dispersión para la temperatura, ésta es similar a la encontrada en otros estudios realizados en Madrid para población infantil en el período 1995-2000¹⁷, en los que la temperatura máxima diaria correspondiente a mínimos ingresos era ligeramente superior a la encontrada en este trabajo, aunque la diferencia no tiene significación estadística. Asimismo, la asociación cuadrática detectada para el ozono ya fue descrita para población general en trabajos anteriores¹⁹ y confirmada para población infantil¹⁷.

Lo que resulta novedoso en este estudio es la asociación encontrada entre las $PM_{2,5}$ y los ingresos hospitalarios en urgencias en población infantil, con respecto a lo que se había detectado con otros contaminantes. La existencia de una relación lineal y sin umbral es similar a la encontrada para las PM_{10} , pero lo que marca la diferencia es el brusco aumento que se detecta en los ingresos hospitalarios para concentraciones próximas a los $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cabe destacar que la OMS¹ establece precisamente este valor para las concentraciones medias en 24 h como valor guía para

protección para la salud a corto plazo (a partir de este valor aumenta la mortalidad en la población general).

En cuanto a los resultados mostrados en la tabla 4 respecto al impacto de las $PM_{2,5}$ sobre los ingresos hospitalarios, cabe destacar, como se citó anteriormente, que es el único contaminante primario que aparece en la modelización. Es decir, es el contaminante que muestra una mayor asociación con los ingresos, pese a su colinealidad con los otros contaminantes.

El hecho de no disponer de información sobre las causas específicas de ingreso en este estudio impide hacer afirmaciones sobre el tipo de enfermedad asociada a los RR y RA encontrados. No obstante, la inmensa mayoría de los trabajos publicados en relación a este contaminante primario y los efectos en población infantil lo relacionan con un incremento de las enfermedades respiratorias^{26,27} y con la disminución del volumen de inspiración pulmonar a corto plazo^{28,29}. Otros estudios relacionan el incremento de los valores de $PM_{2,5}$ con el aumento de visitas en atención primaria por neumonía³⁰ con un período de retraso similar al obtenido en este estudio (entre 0 y 2 días), o bronquitis³¹. También son numerosos los trabajos que relacionan el aumento de $PM_{2,5}$ con exacerbaciones de crisis de asma en niños³²⁻³⁵.

Los valores de los RR hallados para un aumento en la concentración de $PM_{2,5}$ de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ son ligeramente superiores a los encontrados en otros trabajos que relacionaban ingresos hospitalarios en niños y las PM_{10} , y son sensiblemente superiores a los referidos a la población general, que utilizaban como indicador las concentraciones de PST¹⁹.

En cuanto a las otras variables que aparecen en los modelos de regresión de Poisson y que se muestran en las tablas 3 y 4, como es el caso del ruido, el frío, las concentraciones de ozono o la concentración de polen de olivo, únicamente cabe indicar que en estudios anteriores^{17,18} ya aparecían relacionadas con los ingresos hospitalarios en la población infantil, cuyo análisis no es objeto de este trabajo.

Por lo anteriormente expuesto, cabe concluir que las concentraciones de $PM_{2,5}$ registradas en el período analizado en la ciudad de Madrid producen importantes efectos en la salud de la población infantil. El aumento de los vehículos diésel, que emiten en gran medida este tipo de partículas, parece indicar que se trata de un contaminante que tendrá una tendencia creciente en un futuro próximo y, por tanto, es necesaria la adopción de medidas destinadas a la disminución de las concentraciones de este contaminante, que se revela como un excelente indicador del impacto sobre la salud de la población de los problemas ligados a la contaminación atmosférica.

Financiación

Este trabajo ha sido financiado por el Instituto de Salud Carlos III. N° Identificación SEPY 1453/07.

Bibliografía

1. WHO. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Geneva: WHO; 2006.
2. Rodríguez S, Querol X, Alastuey A, et al. Saharan dust inputs to suspended particles time series (PM_{10} and TSP) in Southern and Eastern Spain. Atmospheric Environment. 2001;35:2433-47.
3. Escudero M, Castillo S, Querol X, et al. Wet and dry African dust episodes over Eastern Spain. J Geophysical Res. 2005;110:D18S08.
4. Ballester F, Querol X, Medina S, et al. Situación actual, prioridades de actuación y necesidades de investigación en contaminación atmosférica y salud en España: conclusiones del taller AIRNET de Barcelona. Gac Sanit. 2007;21:70-5.
5. Kok TM, Driech HA, Hogervorst JG, et al. Toxicological assesment of ambient and traffic-related particulate matter: a review of recent studies. Mutat Res. 2006;613:103-22.

6. Observatorio Sostenibilidad en España (OSE). Calidad del aire. Evaluación integrada. Madrid: OSE; 2007.
7. Linares C, Díaz J. PM_{2.5} as an indicator of the influence of urban air pollution on health: application to daily hospital admissions in Madrid, 2001–2005. *Arch Environ Contam Toxicol*. En prensa 2008.
8. Zeller M, Giroud M, Royer C, et al. Air pollution and cardiovascular and cerebrovascular disease: epidemiological data. *Presse Med*. 2006;35:1517–22.
9. Tainio M, Tuomisto JT, Hanninen O, et al. Health effects caused by primary fine particulate matter (PM_{2.5}) emitted from buses in the Helsinki metropolitan area, Finland. *Risk Anal*. 2005;25:151–60.
10. Dockery DW. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med*. 1993;329:1353–4.
11. Pope CA. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Resp Crit Care Med*. 1995;151:669–74.
12. Landrigan PJ, Suk W, Amler RW. Chemical wastes, children's health and the Superfund basic research program. *Environ Health Perspect*. 1999;107:423–7.
13. EPA. Air pollution and children's health. A fact sheet by Cal/EPA's Office Environmental Health Hazards Assessment and the American Lung Association of California, 2003.
14. Canadian Association of Physicians for the Environment. Children's Environmental Health Project. Respiratory health effects. 2000.
15. Linares C, Díaz J, Tobías A, et al. Impact of urban air pollutants and noise levels over daily hospital admissions in children in Madrid: a time series analysis. *Int Arch Occup Environ Health*. 2006;79:143–52.
16. Molnár P, Bellander T, Sällsten G, et al. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *J Environ Monit*. 2007;9:348–57.
17. Morgenstern V, Zutavern A, Cyrus J, et al. Respiratory health and individual estimated exposure to traffic-related air pollutants in a cohort of young children. *Occup Environ Med*. 2007;64:1–2.
18. Díaz J, Linares C, Tobías A. Short term effects of pollen species on hospital admissions in the city of Madrid in terms of specific causes and age. *Aerobiologia*. 2007;23:231–8.
19. Díaz J, García R, Ribera P, et al. Modelling of air pollution and its relationship with mortality and morbidity in Madrid, Spain. *Int Arch Ocup Environ Health*. 1999;3:366–76.
20. Schwartz J, Spix C, Touloumi G. Methodological issues in studies of air pollution and daily count of deaths or hospital admissions. *J Epidemiol Comm Health*. 1996;50(Suppl 1):3–11.
21. Akaike H. A new look at statistical model identification *IEEE T. Automat Contr*. 1976;9:716–22.
22. Coste J, Spira A. Le proportion de cas attribuable en Santé Publique: definition (s), estimation (s), et interpretation. *Rev Epidemiol Santé Pub*. 1991;51:399–411.
23. Pope CA. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J Am Med Assoc*. 2002;287:1132–41.
24. Jarret M. Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiol*. 2005;16:727–36.
25. Zapponi GA, Marconi A. Airborne fine particles pollution and health risks estimates. *Ann Ist Super Sanit*. 2003;39:387–94.
26. Dockery DW, Speizer FE, Stram DO, et al. Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *Am Rev Respir Dis*. 1989;139:587–94.
27. Lin M, Stieb DM, Chen Y. Coarse particulate matter and hospitalization for respiratory infections in children younger than 15 years in Toronto: a case-crossover analysis. *Pediatric*. 2005;116:235–40.
28. Gold DR, Damokosh AI, Pope CA, et al. Particulate and ozone pollutant effects on the respiratory function of children in southwest Mexico City. *Epidemiol*. 1999;10:1–4.
29. Schwartz J, Neas LM. Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiol*. 2000;11:6–10.
30. Ilabaca M, Olaeta I, Campos E, et al. Association between levels of fine particulate and emergency visits for pneumonia and other respiratory illnesses among children in Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc*. 1999;49:154–63.
31. Barnett AG, Williams GN, Schwartz J, et al. Air pollution and child respiratory health: a case-crossover study in Australia and New Zealand. *Am J Respir Crit Care Med*. 2005;171:1272–8.
32. Delfino RJ, Quintana PJ, Floro J, et al. Association of FEV1 in asthmatic children with personal and microenvironmental exposure to airborne particulate matter. *Environ Health Perspect*. 2004;112:932–41.
33. Lewis TC, Robins TG, Dvonch JT, et al. Air pollution-associated changes in lung function among asthmatic children in Detroit. *Environ Health Perspect*. 2005;113:1068–75.
34. Mar TF, Jansen K, Shepherd K, et al. Exhaled nitric oxide in children with asthma and short-term PM_{2.5} exposure in Seattle. *Environ Health Perspect*. 2005;113:1791–4.
35. Magas OK, Gunter TJ, Regens JL. Ambient air pollution and daily pediatric hospitalizations for asthma. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2007;14:19–23.