



ARTÍCULO ORIGINAL

Contaminación intradomiciliar por material particulado fino (MP_{2,5}) en hogares de recién nacidos[☆]



René Mauricio Barría^{a,*}, Mario Calvo^b y Paulina Pino^c

^a Oficina de Salud Basada en Evidencia (OSBE), Facultad de Medicina, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

^b Instituto de Pediatría, Facultad de Medicina, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile

^c Programa de Epidemiología, Escuela de Salud Pública, Universidad de Chile, Santiago, Chile

Recibido el 6 de mayo de 2015; aceptado el 22 de abril de 2016

Disponible en Internet el 27 de mayo de 2016

PALABRAS CLAVE

Contaminación del aire en interior;
Material particulado;
Recién nacido

Resumen

Introducción: La contaminación de aire por material particulado (MP) es un importante problema de salud pública. En Chile se ha estudiado la contaminación atmosférica y MP₁₀, y escasamente aire interior y MP_{2,5}. Como los recién nacidos y los lactantes pasan la mayoría del tiempo en el hogar, es necesario evaluar la exposición a la contaminación intradomiciliar en esta población susceptible.

Objetivo: Determinar la concentración de MP_{2,5} en hogares de recién nacidos e identificar las fuentes de emisión contaminante.

Pacientes y método: En 207 hogares se recolectó la concentración de MP_{2,5} ([MP_{2,5}]) por 24 h y se evaluó la información sociodemográfica y los factores ambientales (calefacción, ventilación, tabaquismo intradomiciliario y aseo del hogar).

Resultados: La [MP_{2,5}] mediana fue 107,5 µg/m³. El antecedente «asma familiar» se asoció a menor [MP_{2,5}] (p=0,0495). Hogares sin uso de calefacción mostraron la menor [MP_{2,5}] mediana, 58,6 µg/m³, mientras los que usaron leña, parafina, electricidad entre 112,5 y 114,9 µg/m³ y brasero 162,9 µg/m³. Hogares que usaron leña tuvieron diferencias significativas en [MP_{2,5}] mediana (p=0,0164) al usar estufa de combustión completa (98,2 µg/m³) versus cocina a leña (112,6 µg/m³) y salamandra (140,6 µg/m³). En el 8,7% de los hogares se reportó consumo de cigarrillos, no asociándose a [MP_{2,5}]. La ventilación se asoció a mayor [MP_{2,5}] mediana (120,6 vs. 99,1 µg/m³; p=0,0039).

Conclusión: Hubo hogares con [MP_{2,5}] elevada, siendo el consumo residencial de leña casi universal y asociado a [MP_{2,5}]. La ventilación natural incrementó el MP_{2,5} interior, probablemente por infiltración desde el exterior.

© 2016 Sociedad Chilena de Pediatría. Publicado por Elsevier España, S.L.U. Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-ND (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

[☆] Tercer lugar en el Premio Dr. Alfredo Commentz Loeffler, categoría general, 52 Congreso Chileno de Pediatría.

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: rbarria@uach.cl (R.M. Barría).

KEYWORDS

Indoor air pollution;
Particulate matter;
Infant/newborn

Indoor air pollution by fine particulate matter in the homes of newborns**Abstract**

Introduction: Air pollution by particulate matter (PM) is a major public health problem. In Chile, the study has focused on outdoor air and PM₁₀, rather than indoor air and PM_{2.5}. Because newborns and infants spend most of their time at home, it is necessary to evaluate the exposure to indoor air pollution in this susceptible population.

Objective: To determine concentration of PM_{2.5} in the homes of newborns and identify the emission sources of the pollutants.

Patients and Method: The PM_{2.5} concentration ([PM_{2.5}]) was collected over a 24 hour period in 207 households. Baseline sociodemographic information and environmental factors (heating, ventilation, smoking and house cleaning), were collected.

Results: The median [PM_{2.5}] was 107.5 µg/m³. Family history of asthma was associated with lower [PM_{2.5}] ($P = .0495$). Homes without heating showed a lower median [PM_{2.5}], 58.6 µg/m³, while those using firewood, kerosene, and electricity ranged between 112.5 and 114.9, and coal users' homes reached 162.9 µg/m³. Wood using homes had significant differences ($P = .0164$) in median [PM_{2.5}] whether the stove had complete combustion (98.2 µg/m³) vs. incomplete (112.6 µg/m³), or a salamander stove (140.6 µg/m³). Cigarette smoking was reported in 8.7% of the households, but was not associated with the [PM_{2.5}]. Ventilation was associated with a higher median [PM_{2.5}] (120.6 vs. 99.1 µg/m³, $P = .0039$).

Conclusion: We found homes with high [PM_{2.5}]. Residential wood consumption was almost universal, and it is associated with the [PM_{2.5}]. Natural ventilation increased MP_{2.5}, probably due to infiltration from outside.

© 2016 Sociedad Chilena de Pediatría. Published by Elsevier España, S.L.U. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Introducción

La contaminación de aire es un importante problema de salud pública dado sus efectos deletéreos sobre la salud, observándose consistente asociación entre contaminación aérea e incremento de hospitalizaciones por enfermedad respiratoria y asma¹, incremento de la frecuencia y severidad de los síntomas respiratorios como bronquitis, tos y agravamiento del asma², así como mayor riesgo de mortalidad posneonatal por causa respiratoria, al aumentar los niveles de contaminantes atmosféricos, de MP_{2.5} en particular³. Por su parte, los efectos de la contaminación de interior sobre la salud han sido poco investigados, enfatizándose en determinar sus contribuyentes⁴. Se ha observado que elevados niveles intradomiciliarios de MP_{2.5} se asocian con efectos de gran magnitud sobre bronquitis y bronquitis obstructiva a los 3 años de edad⁵.

En Chile los estudios se han concentrado en la región metropolitana, donde el problema deriva principalmente del tráfico vehicular, mientras los combustibles residenciales para calefacción y cocción de alimentos son predominantemente gas natural y derivados del petróleo⁶⁻¹³. En regiones se han realizado estudios en Puchuncaví¹⁴, Chillán^{15,16} y Temuco^{17,18}, lugares que alcanzan elevados niveles de contaminación del aire que superan las normas nacionales, y cuyo origen se vincula a fuentes industriales y al uso de combustibles residenciales, particularmente en otoño e invierno. En estas aproximaciones ha predominado el uso de mediciones continuas de contaminantes atmosféricos efectuadas por centrales de monitorización y que, desde un enfoque ecológico, se asocian a trastornos en la salud evaluados de

manera agregada. Adicionalmente dichas mediciones se centran en el efecto de partículas respirables (MP₁₀) más que finas (MP_{2.5}).

En Chile la norma primaria de calidad del aire para MP_{2.5} es 20 µg/m³, como concentración anual, y 50 µg/m³ como concentración de 24 h¹⁹, no obstante, no existen definiciones para contaminación interior. Si bien la exposición al aire contaminado es relevante en la génesis de enfermedad en la infancia, los efectos sobre la salud no solo están determinados por el nivel de polución, sino además por el tiempo de exposición²⁰. Consecuentemente, el mayor tiempo de exposición a contaminantes aéreos no ocurre con aire exterior, sino más bien con el de ambientes intramuros^{21,22}. De esta forma se reconoce como población altamente susceptible a recién nacidos y lactantes, quienes permanecen dentro del hogar, constatándose que más del 90% de su tiempo transcurre allí^{23,24}. Así, dado que los niños pasan muchas horas respirando aire interior contaminado durante sus primeros años, se ha estimado que sobre el 50% de las muertes prematuras en menores de 5 años se deben a neumonía causada por partículas inhaladas dentro del hogar²⁵.

Como se mencionó, en Chile son escasos los estudios enfocados a la contaminación interior por MP_{2.5}, y se desconoce qué ocurre en hogares de población susceptible. Adicionalmente, las fuentes de emisión contaminante difieren de una zona a otra, siendo el uso de leña el recurso energético básico en hogares del Sur²⁶. En Valdivia, por ejemplo, se ha observado el uso residencial de leña en el 76% de la población general²⁷ y en el 90% en hogares con recién nacidos²⁸. Así, el objetivo de este estudio fue determinar la concentración de MP_{2.5} en hogares de recién nacidos

de Valdivia y Osorno, e identificar las fuentes de emisión contaminante.

Pacientes y método

Diseño

Se estudiaron 207 hogares de binomios madre-recién nacidos de Valdivia (n = 144) y Osorno (n = 63), beneficiarios del sistema público de salud durante el periodo junio-agosto de los años 2007 y 2008. Conforme el promedio mensual de nacimientos para las ciudades en estudio (≈ 440), se consideró para el periodo de recolección de datos una población de 1.320 nacimientos en establecimientos públicos. Considerando un nivel de confianza de 95%, una precisión del 5% y una proporción esperada del 20% de hogares con niveles de concentración de MP_{2,5} sobre 50 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), el tamaño muestral estimado fue 207 hogares.

En la maternidad de los hospitales de ambas ciudades se invitó a participar del estudio a puérperas dentro de las 48-72 h posparto, quienes fueron incorporadas luego del proceso de consentimiento informado. Posteriormente, se clasificó los domicilios por lugar de residencia y se programó mediciones por sectores para optimizar la logística de traslados y favorecer una medición completa (24 h) en los hogares de los participantes.

La evaluación ética fue realizada por los comités pertinentes del Servicio de Salud Valdivia (Ord. n.º 040, 12 de abril de 2007) y de la Facultad de Medicina de la Universidad Austral de Chile (25 de abril de 2008).

Medición de variables de interés

Para determinar la concentración de MP_{2,5} se usó la bomba de muestreo 44XR Universal Sample Pump (SKC Inc., Eighty Four, Pennsylvania, EE. UU.) utilizando filtros de teflón de 37 mm dispuestos en el impactador *Personal Environmental Monitors*, para flujo de 4 l/min (SKC Inc., Eighty Four, Pennsylvania, EE. UU.) para recolectar exclusivamente partículas menores de 2,5 μm . Para la calibración de flujo se utilizó el dispositivo de burbuja de jabón *SKC UltraFlo® Electronic Calibrator* (SKC Gulf Coast Inc., Houston, TX, EE. UU.) previo a cada sesión de muestreo. La preparación de filtros fue realizada en el laboratorio por un único operador entrenado. La instalación de equipos de muestreo fue realizada por el mismo operador los lunes, miércoles y viernes, en tanto que su retirada fue realizada el martes, jueves y sábado de cada semana del periodo de estudio. Se contó con 11 equipos de muestreo para monitorizar 8 domicilios incluyendo mediciones duplicadas. Se ejecutaron mediciones duplicadas en 26 domicilios (12,6%) para recoger información sobre la variabilidad en la medición ejecutada por distintos equipos y, consecuentemente, estimar la concordancia. Usando el método de Bland y Altman^{29,30} se observó que las diferencias entre las 2 medidas respecto de su media mostraron una distribución de valores a ambos lados del valor cero y sin un patrón definido. La media de las diferencias totales fue cercana a cero (-5,05). Además, salvo 2 observaciones, las restantes se distribuyeron dentro de los límites de concordancia establecidos (-28,41 y 18,31). De esta forma se constató que las mediciones fueron

concordantes y proveen una aproximación válida de los valores existentes dentro de los hogares estudiados.

El dispositivo de muestreo fue instalado en la habitación de mayor permanencia del recién nacido y se situó conforme disposiciones técnicas de altura (1 m) y posición (al menos a 50 cm de la pared y a 1 m de una fuente de emisión contaminante, puerta o ventana). Se consignó el mayor tiempo de permanencia del menor en living/living comedor (51,2%), cocina (23,7%) y dormitorio (23,2%). Cuatro domicilios (1,9%) eran hogares de un solo ambiente. No obstante, por condiciones técnicas y preferencias de la madre los sitios definitivos de instalación fueron: living (50,2%), dormitorio (18,8%) y cocina (29%). Se redujo el muestreo en dormitorios por las molestias que podría generar el ruido emitido por el equipo de medición. En estos casos se optó por el segundo lugar en que el niño pasaba más frecuentemente su tiempo. El día de instalación se aplicó un cuestionario para recopilar información sociodemográfica y ambiental: antecedente de asma familiar (madre, padre o hermano del recién nacido), escolaridad materna, ingreso familiar, tamaño del grupo familiar, características de la vivienda y presencia de mascota, entre otros. Se instó a la madre a realizar las actividades cotidianas con total normalidad durante el día de medición. Luego de 24 h se registró información específica del día de monitorización: sistema de calefacción, combustible, ventilación, tabaquismo intradomiciliario y aseo del hogar. Para la ventilación se consignó accesos (puerta, ventana o ambas) y tiempo para ventilar. Además, se registró si los accesos de ventilación eran cercanos o no al lugar de la monitorización.

Procesamiento y análisis de los datos

Se obtuvo el peso (masa) de los filtros usando gravimetría, consistente en establecer la diferencia entre el peso previo y luego de la medición, proceso efectuado por el laboratorio CHESTER Labnet de Oregon, Estados Unidos. A partir de la gravimetría se determinó la concentración de MP_{2,5} para lo cual se consideró el flujo de aire a través del filtro (l/min) y el tiempo de muestreo (min). Del producto de ambos factores se calculó el volumen en m³ (1 m³ = 1.000 l). El tiempo de muestreo se obtuvo de la diferencia entre las horas de inicio y término de la medición. Finalmente, para determinar la concentración se dividió la masa por el volumen, expresándose en microgramos por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Se desarrolló análisis descriptivo para caracterizar la concentración de MP_{2,5} calculando medidas de tendencia central y dispersión, conforme el comportamiento distribucional. Como la variable concentración de MP_{2,5} no se ajustó a la normalidad en la evaluación gráfica ni al aplicar el test Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,001$), se presenta mediana y rango intercuartílico (RIC). También se consignan valores mínimo-máximo. Se caracterizó las fuentes de emisión según métodos de calefacción, tabaquismo, tipo de aseo y ventilación. Para comparar la concentración de MP_{2,5} según las distintas variables se utilizaron las pruebas no paramétricas Mann-Whitney y Kruskal-Wallis estableciendo un nivel de significación con $p < 0,05$. Se analizó mediante el programa Stata v.10.0 (Stata Corporation, TX, EE. UU. 2007).

Tabla 1 Distribución de mediciones por sitios de muestreo y concentración de MP_{2,5}

Lugar de medición	Frecuencia n (%)	Concentración de MP _{2,5} (µg/m ³)			
		Media ± DE	Mediana	RIC	Min.-máx.
Cocina	60 (29)	125,3 ± 67,4	108	70,0-151,9	37,6-331,7
Living-comedor	104 (50,2)	115,7 ± 53,2	112,5	85,4-139,4	30,3-373,9
Dormitorio	39 (18,8)	105,8 ± 56,7	98	62,7-145,2	13,8-221
Monoambiente	4 (1,9)	135,0 ± 29,2	142,7	116,1-153,9	93,5-161,1

DE: desviación estándar; min: mínimo; máx: máximo; RIC: rango intercuartílico.

Resultados

Concentración de material particulado fino

Los valores de MP_{2,5} oscilaron entre 13,8 y 373,9 µg/m³, calculándose una mediana de 107,5 µg/m³ (RIC = 72,6-145,1). No hubo diferencias significativas entre hogares de Osorno y Valdivia (112,6 µg/m³ vs. 106,6 µg/m³; p = 0,1745). Por sitio de muestreo destacó mayor concentración mediana de MP_{2,5} en hogares monoambiente y en living/living comedor (tabla 1).

Según variables sociodemográficas y ambientales (tabla 2) se registró diferencia significativa en las concentraciones medianas según el antecedente de asma familiar, observándose menor concentración en domicilios con algún familiar directo con asma (p = 0,0495). Según ingreso económico se observó tendencia a mayor concentración mediana de MP_{2,5} en hogares con ingreso menor a \$ 178.000 respecto de aquellos con ingreso mayor (113,9 vs. 98,6;

p = 0,1036). La menor escolaridad materna también mostró una tendencia a mayor concentración de MP_{2,5} (p = 0,0678). No hubo asociación con las variables tamaño del grupo familiar y acceso de mascota al hogar.

Fuentes de emisión contaminante

En 193 hogares (93,2%) se utilizó calefacción usando diferentes combustibles: 158 (81,9%) leña, 13 (6,7%) leña más otro combustible (6 gas, 3 parafina, 3 electricidad y uno carbón), 11 gas, uno parafina, 3 electricidad y 3 carbón (brasero). En un hogar se empleó calefacción central. De esta forma el uso de leña totalizó 82,6% (171/207), empleándose un artefacto único en 87,7% (150/171) y 2 en 12,3% (21/171). La cocina a leña fue el artefacto más utilizado, con un tiempo medio de uso de 11 h (tabla 3).

Para evaluar la concentración de MP_{2,5} se consideró el artefacto y, por ende, el combustible utilizado en el mismo sitio o en el lugar más próximo al sistema de monitorización.

Tabla 2 Concentración de MP_{2,5} en hogares según antecedentes sociodemográficos y ambientales

Variable	Frecuencia n (%)	Concentración MP _{2,5} (µg/m ³) Mediana [RIC]	P
<i>Escolaridad materna</i>			
≤ 8 años	32 (15,5)	120,7 [99,6-158,8]	0,0678 ^a
> 8 años	175 (84,5)	105,4 [70,5-142,9]	
<i>Tamaño grupo familiar</i>			
3-4	77 (37,2)	108,5 [75,2-152,0]	0,3275 ^b
5-6	93 (44,9)	103,9 [71,8-134,3]	
7 ó más	37 (18,9)	119,7 [76,7-147,4]	
<i>Ingreso económico mensual (\$)</i>			
< 178.000	135 (65,2)	113,9 [80,4-146,7]	0,1036 ^a
≥ 178.000	72 (34,8)	98,6 [69,8-140,2]	
<i>Acceso de mascota al hogar</i>			
Nulo	158 (76,3)	107,6 [70,9-145,1]	0,8287 ^b
Esporádico	29 (14,0)	107,5 [87,5-140,5]	
Permanente	20 (9,7)	108,8 [66,7-140,0]	
<i>Antecedente asma familiar</i>			
Sí	21 (10,1)	94,1 [62,7-120,7]	0,0495 ^{a,*}
No	186 (89,9)	109,3 [76,7-146,4]	

RIC: rango intercuartílico.

^a Test de Mann-Whitney.

^b Test Kruskal-Wallis.

* Diferencia estadísticamente significativa p < 0,05.

Tabla 3 Sistema de calefacción por frecuencia y tiempo de uso durante el día de medición

	Artefacto	Usuarios n (%)	Horas de uso	
			Media ± DE	Mediana (mín-máx)
Leña	Cocina a leña	120 (58)	11 ± 3,6	12 (1,5 -23)
	Estufa de combustión lenta	48 (23,2)	13,1 ± 5,9	13 (1,5-24)
	Chimenea	1 (0,5)	6,5*	6,5*
	Salamandra	23 (11,1)	10,7 ± 3,8	10 (2-17)
Otro combustible	Brasero	4 (1,9)	3,6 ± 4,4	1,8 (0,75-10)
	Estufa a parafina	4 (1,9)	7,5 ± 7,7	6 (0,5-17,5)
	Estufa a gas	17 (8,2)	4,6 ± 3,6	4 (1-14,5)
	Calentador eléctrico	9 (4,3)	5,9 ± 4,3	6 (1-13)

DE: desviación estándar; máx: máximo; mín: mínimo.

* Se muestra un único valor sin DE ni valor min-máx por tratarse de una observación única.

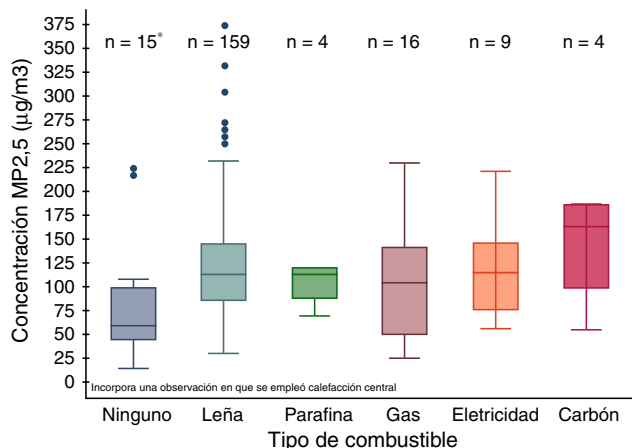
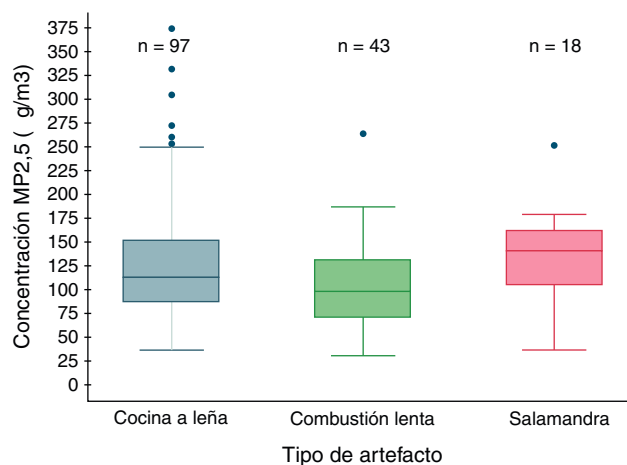
Los hogares sin uso de artefactos de calefacción evidenciaron menor concentración mediana de MP_{2,5} (58,6 µg/m³). En tanto, en los domicilios que utilizaron leña, parafina y electricidad fue similar: 112,6, 112,5 y 114,9 µg/m³, respectivamente. Los niveles más elevados ocurrieron en hogares donde se empleó carbón (mediana = 162,9 µg/m³; fig. 1). Dado que la leña fue el combustible más usado, se analizó por separado el nivel de contaminación según el tipo de artefacto de combustión de leña (fig. 2). En este caso, se analizaron 158 casos en que el elemento de calefacción más próximo al dispositivo de monitorización fue un artefacto de combustión de leña (se excluyó el caso que usó chimenea). Destacó una concentración mediana de MP_{2,5} significativamente menor (p=0,0164) en hogares que utilizaron estufa de combustión completa (98,2 µg/m³) respecto de aquellos que emplearon cocina a leña (112,6 µg/m³) o salamandra (140,6 µg/m³).

Por otro lado, se registró 18 hogares (8,7%) con consumo de tabaco intradomiciliario. En estos casos el consumo intramuros osciló entre uno y 12 cigarrillos, pero en su mayoría (88,9%) fue menor de 5. La concentración mediana de MP_{2,5} no mostró diferencias significativas entre hogares donde se fumó y los que no (102,5 µg/m³ vs. 108,6 µg/m³; p=0,9786).

En relación con el aseo del piso, se constató que en el 49,8% (107/207) de los domicilios se efectuó barrido, en el 33,3% aspirado y en el 16,9% se utilizó paño húmedo. La

concentración mediana de MP_{2,5} según esta condición fue respectivamente: 113,9, 103 y 99,6 µg/m³, diferencias que si bien mostraron una tendencia no fueron estadísticamente significativas (p=0,1004).

Respecto de la ventilación 152 hogares (73,4%) abrieron accesos para ventilar, 77% (117/152) ventana, 13,8% puerta y 9,2% ambas. En relación con el lugar de monitorización se reportó 84 casos (55,3%) en que se ventiló. El periodo de ventilación medio (±DE) fue 1,5 h ± 2,8 (mediana = 1; RIC = 0,5-1,5). Se observó diferencias en la concentración mediana de MP_{2,5} según la condición de ventilación, siendo mayor en lugares donde se ventiló (120,6 µg/m³; RIC = 93,8-157,2 vs. 99,1 µg/m³; RIC = 68,4-130,5; p=0,0039). Las concentraciones de MP_{2,5} según condición de ventilación y consumo de cigarrillo evidenciaron que aquellos hogares en que no se fumó y tampoco se ventiló (n = 110) tuvieron niveles significativamente más bajos que en los que no se fumó pero sí se ventiló (n = 79), (99,2 µg/m³; RIC = 68,4-130,5 vs. 119,8 µg/m³; RIC = 90,7-160,3; p=0,0077). En tanto, entre los hogares en que hubo consumo de cigarrillo no se detectaron diferencias significativas por condición de ventilación (p=0,3490).

**Figura 1** Concentración de MP_{2,5} según tipo de combustible.**Figura 2** Concentración de MP_{2,5} según tipo de artefacto de combustión a leña.

*Test Kruskal-Wallis: p=0,0164.

Discusión

Se detectó elevada concentración de $MP_{2,5}$ en hogares de Osorno y Valdivia, probablemente como consecuencia de los métodos de calefacción utilizados y el comportamiento de ventilación; se observó también gran variabilidad, pero sin diferencias entre domicilios de ambas ciudades.

La concentración mediana observada ($107,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fue mayor a lo reportado en Santiago ($61 \mu\text{g}/\text{m}^3$; rango = 13,7-204,3)¹¹. En departamentos con distintos métodos de calefacción, las concentraciones oscilaron entre 10 y $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, observándose las más bajas donde se usó calentador eléctrico o calefacción centralizada (media = $42,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y las mayores donde emplearon gas natural ($49,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), gas licuado de petróleo ($61,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y parafina ($86,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$)³¹. En 129 domicilios de Leipzig, Alemania, se detectó una concentración mediana de $MP_{2,5}$ de $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RIC = 16-119), siendo preferente el uso de gas (34,9%) y electricidad (12,4%) e inusual el uso de aceite y carbón (<5%)⁵. En Dinamarca mediciones efectuadas en dormitorios de lactantes determinaron una baja concentración mediana de $MP_{2,5}$ ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$)³².

El alto consumo residencial de leña (90,8%) fue similar al 89,9% encontrado en 2005 y 2006 en población equivalente, siendo empleado como combustible exclusivo en 64,2% de los casos²⁸. El principal artefacto para la combustión de leña fue la cocina (63,8%) y la estufa de combustión completa (27,5%), mostrando diferencias respecto de 1991 en que en Valdivia se utilizaba preferentemente cocina y salamandra que en conjunto totalizaban 80% de las preferencias²⁷. La eficiencia de los equipos de combustión usados a nivel residencial fluctúa entre el 15% y 65%, siendo 42% la media nacional de uso residencial urbano de leña³³. Esto es fundamental, dado que las cocinas a leña son las que presentan tecnología obsoleta, originando mayores emisiones al interior y a la atmósfera. En este sentido se ha comprobado que la optimización de los sistemas de combustión de leña, su mantención y funcionalidad mejora ostensiblemente la calidad de aire interior, reduciendo un 73% la concentración de $MP_{2,5}$ ³⁴. Similarmente el reemplazo de sistemas y artefactos de calefacción por otros nuevos y certificados reduce las concentraciones de $MP_{2,5}$ entre un 36% y un 71%^{35,36}. Esto evidencia que los niveles de partículas finas al utilizar combustibles sólidos como leña alcanzan concentraciones superiores a otros combustibles. No obstante, en este trabajo los valores medianos de $MP_{2,5}$ cuando se usó gas, parafina e incluso electricidad fueron superiores a $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sugiriendo la influencia de otros factores, como la ventilación. Cabe mencionar que los dispositivos eléctricos reportados en el estudio eran, salvo uno, termoventiladores, por lo que es probable que la circulación de aire generada por el dispositivo determinara mayor suspensión de partículas que las esperadas.

El consumo de cigarrillo intramuros no demostró efecto sobre la concentración de $MP_{2,5}$, discrepando con hallazgos de otros estudios. En Finlandia y Holanda la concentración mediana de $MP_{2,5}$ fue significativamente mayor en hogares con humo de tabaco ambiental: 23,6 vs. $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 91,4 vs. $12,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente³⁷. Otros estudios han estimado incrementos entre 26 y $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hogares donde se fuma^{38,39}. Similarmente, el consumo de tabaco interior fue

asociado a mayor concentración de $MP_{2,5}$ en las habitaciones de lactantes, estimándose un incremento de 2,8 veces en su concentración en hogares con fumadores³². En este trabajo se observó baja frecuencia (8,7%) e intensidad de consumo de tabaco intradomiciliario, de forma que la falta de asociación encontrada puede estar determinada por un bajo poder para encontrar dicha relación o por competencia del humo de leña. Adicionalmente, es posible que producto de la deseabilidad social, el reporte de consumo haya sido menor al real.

La concentración de $MP_{2,5}$ se relacionó también con el tipo de aseo y la ventilación del hogar. Coherente con lo esperado, el tipo de aseo del hogar sugiere mayor concentración de $MP_{2,5}$ cuando se realiza barrido o aspirado de la vivienda, comparado con utilización de paño húmedo. Otros estudios han aportado resultados no completamente consistentes, pero reportando en general un efecto generador de MP del aspirado y sobre todo del barrido^{32,37-40}. Se destaca un incremento de $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de $MP_{2,5}$ interior por cada evento de barrido³⁹. Por su parte, el estudio de Dinamarca encontró concentración de $MP_{2,5}$ significativamente mayor cuando se ejecutó aspiración, no observándose relación con sacudir el polvo o barrer³². La diferencia observada en este trabajo entre niveles de $MP_{2,5}$ de hogares que usaron aspiración y paño húmedo sugiere que emisiones de partículas o resuspensión de ellas pueden generarse por el propio motor de la aspiradora, por liberación de partículas desde el piso o alfombra y por ineficiente filtrado del equipo y de la bolsa de recolección. Se postula que el uso de aspiradora genera disturbio en el MP depositado en las superficies, y aunque la fracción más gruesa puede ser atrapada por el filtro del equipo, el $MP_{2,5}$ puede ser resuspendido en el aire³².

En relación con la ventilación los hallazgos contrastan con estudios que reportan menor concentración de $MP_{2,5}$ en lugares donde se ventila. Se observan diferencias estacionales vinculadas con ventilar y la concentración de $MP_{2,5}$. Específicamente se constata que abrir ventanas durante el verano reduce la concentración de MP, mientras en invierno aumenta³². Abrir ventanas se ha asociado con menor concentración de MP interior, siendo un efecto significativo para $MP_{2,5}$ pero no para MP_{10} . Se reporta que por cada ventana abierta sobre 10 min/d se reduce en promedio $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($p=0,02$) la concentración del contaminante³⁹. Respecto de la ventilación y consumo de cigarrillo intramuros se ha registrado que abrir ventanas por periodos de 10 h/d se asocia con una reducción del 15% en la concentración de $MP_{2,5}$ en viviendas con fumadores, pero con incremento de 4% en hogares sin fumadores³². Similarmente, se describe una reducción de MP en hogares donde se fuma a razón de $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por cada hora de abertura³⁸. Adicionalmente, se ha comprobado que aun cuando las ventanas permanecen cerradas, la proximidad a calles de alto tráfico determina mayor concentración de MP. Si bien se detectan diferencias significativas solo para las concentraciones medianas de $MP_{1,0}$ (46,5 vs. $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$; $p=0,0413$), también hay una tendencia a mayor concentración de $MP_{2,5}$ (46 vs. $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$)⁵. Esto demuestra la capacidad de infiltración de las partículas, en especial las más pequeñas, aunque los accesos permanezcan cerrados. En este trabajo se observó que los hogares en que se ventiló tuvieron mayor concentración de $MP_{2,5}$.

La observación en el trabajo de campo permite postular como explicación la emisión directa de contaminantes desde cañones que coincidían con accesos de ventilación.

Por último, la asociación observada de menor concentración de MP_{2,5} en hogares con un miembro familiar con asma, estaría condicionado por mayor conocimiento y mejor cuidado del ambiente, incluyendo menor consumo de cigarrillo y uso de métodos de calefacción menos contaminante, entre otros.

Entre las limitaciones de este estudio destaca la medición única de la concentración de MP_{2,5}, impidiendo considerarla como valor constante. Por otro lado, el análisis gravimétrico de concentración de MP_{2,5} acumulada de 24 h, a diferencia de mediciones en tiempo real, no permite identificar valores límites de concentración. La medición estacionaria en el lugar de mayor permanencia del niño no necesariamente determina el lugar de mayor exposición. Por último, la falta de medición de contaminación exterior no ha permitido un análisis ajustado ponderando su potencial efecto en los niveles de MP interior.

No obstante, aun con las limitaciones comentadas, este estudio es pionero en evaluar los niveles de exposición a MP_{2,5} intradomiciliarios de recién nacidos de ciudades del Sur de Chile, y ha descrito variados factores que se asocian con su concentración y con la calidad de aire de interior. Se caracterizó por fuentes de emisión contaminante, enfatizando en métodos de calefacción, aspecto relevante en el contexto del estudio. Desde el punto de vista de la evaluación de la exposición, los métodos empleados permiten considerar las mediciones como válidas considerando aspectos técnicos como equipos de muestreo, calibración, preparación y análisis de los filtros. Por otro lado, las condiciones climatológicas estables en las ciudades estudiadas y la homogeneidad en las condiciones socioeconómicas, permiten suponer que comportamientos al interior de los hogares (actividad, hacinamiento, uso de calefacción) no varíen significativamente durante el periodo otoño-invernal.

Responsabilidades éticas

Protección de personas y animales. Los autores declaran que para esta investigación no se han realizado experimentos en seres humanos ni en animales.

Confidencialidad de los datos. Los autores declaran que en este artículo no aparecen datos de pacientes.

Derecho a la privacidad y consentimiento informado. Los autores han obtenido el consentimiento informado de los pacientes y/o sujetos referidos en el artículo. Este documento obra en poder del autor de correspondencia.

Financiación

Proyecto FOGARTY/NIH TW005746.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

1. Barnett AG, Williams GM, 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.
2. World Health Organization. Health aspects of air pollution: Results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe". Copenhagen: World Health Organization; 2004.
3. Woodruff TJ, Parker JD, Schoendorf KC. Fine particulate matter (PM_{2.5}) air pollution and selected causes of postneonatal infant mortality in California. *Environ Health Perspect.* 2006;114:786-90.
4. Franklin PJ. Indoor air quality and respiratory health of children. *Paediatr Respir Rev.* 2007;8:281-6.
5. Franck U, Herbarth O, Roder S, et al. Respiratory effects of indoor particles in young children are size dependent. *Sci Total Environ.* 2011;409:1621-31.
6. Adonis M, Cáceres D, Moreno G, et al. Contaminación del aire en espacios interiores. *Ambiente y Desarrollo.* 1995:79-89.
7. Cáceres D, Adonis M, Retamal C, et al. Contaminación intradomiciliaria en un sector de extrema pobreza de la comuna de La Pintana. *Rev Med Chil.* 2001;129:33-42.
8. Gil L, Cáceres D, Adonis M. Influence of atmospheric air pollution on indoor air quality: Comparison of chemical pollutants and mutagenicity levels in Santiago (Chile). *Indoor Built Environ.* 1997;6:320-30.
9. Pino P, Oyarzun M, Walter T, et al. Contaminación aérea intradomiciliaria en el área sur-oriente de Santiago. *Rev Med Chil.* 1998;126:367-74.
10. 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.
11. Rojas-Bracho L, Suh HH, Oyola P, et al. Measurements of children's exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago, Chile. *Sci Total Environ.* 2002;287:249-64.
12. Koutrakis P, Sax SN, Sarnat JA, et al. Analysis of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM_{2.5-10} concentrations in Santiago, Chile, from 1989 to 2001. *J Air Waste Manag Assoc.* 2005;55:342-51.
13. Prieto MJ, Mancilla P, Astudillo P, et al. Exceso de morbilidad respiratoria en niños y adultos mayores en una comuna de Santiago con alta contaminación atmosférica por partículas. *Rev Med Chil.* 2007;135:221-8.
14. Sánchez J, Romieu I, Ruiz S, et al. Efectos agudos de las partículas respirables y del dióxido de azufre sobre la salud respiratoria en niños del área industrial de Puchuncavi, Chile. *Rev Panam Salud Publica.* 1999;6:384-91.
15. Célis JE, Flocchini RG, Carvacho OF, et al. Analysis of aerosol particles and coarse particulate matter concentrations in Chillan, Chile, 2001-2003. *J Air Waste Manag Assoc.* 2006;56:152-8.
16. Célis J, Morales J, Zaror C, et al. Contaminación del aire atmosférico por material particulado en una ciudad intermedia: el caso de Chillán (Chile). *Inf Tecnol.* 2007;18:49-58.
17. Gil L, Cáceres D, Quiñones L, et al. Contaminación del aire en espacios exteriores e interiores en la ciudad de Temuco. *Ambiente y Desarrollo.* 1997;13:70-8.
18. Sanhueza P, Vargas C, Mellado P. Impacto de la contaminación del aire por PM₁₀ sobre la mortalidad diaria en Temuco, Chile. *Rev Med Chil.* 2006;134:754-61.
19. Ministerio del Medio Ambiente. Establece norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable MP_{2,5}. *Diario Oficial de la República de Chile*, 9 de mayo de 2011;1-24-I-27.

20. Bruce N, Perez-Padilla R, Albalak R. Indoor air pollution in developing countries: A major environmental and public health challenge. *Bull World Health Organ.* 2000;78:1078–92.
21. Ott WR, Roberts JW. Everyday exposure to toxic pollutants. *Sci Am.* 1998;278:86–91.
22. Strand M, Vedal S, Rodes C, et al. Estimating effects of ambient PM(2.5) exposure on health using PM(2.5) component measurements and regression calibration. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2006;16:30–8.
23. Brinkman S, Gialamas A, Jones L, Maynard E. Child activity patterns for environmental exposure assessment in the home. 1999. [consultado 18 Ene 2015]. Disponible en: <http://www.nphp.gov.au/enhealth/council/pubs/pdf/childactivity.pdf>
24. Graham SE, McCurdy T. Developing meaningful cohorts for human exposure models. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 2004;14:23–43.
25. World Health Organization. Household air pollution and health. World Health Organization 2014. [consultado 11 Abr 2015]. Disponible en: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs292/en/>
26. Gómez-Lobo A. El consumo de leña en el sur de Chile: ¿por qué nos debe preocupar y qué se puede hacer? *Ambiente y Desarrollo.* 2005;21:43–7.
27. Murúa R, Miranda JC, Ramírez C. Necesidad de una política de “bosques para leña”. *Ambiente y Desarrollo.* 1993:75–80.
28. Barría RM, Calvo M. Factores asociados a infecciones respiratorias dentro de los tres primeros meses de vida. *Rev Chil Pediatr.* 2008;79:281–9.
29. Bland JM, Altman DG. Comparing methods of measurement: Why plotting difference against standard method is misleading. *Lancet.* 1995;346:1085–7.
30. Bland JM, Altman DG. Statistical methods for assessing agreement between two methods of clinical measurement. *Lancet.* 1986;1:307–10.
31. Ruiz PA, Toro C, Caceres J, et al. Effect of gas and kerosene space heaters on indoor air quality: a study in homes of Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc.* 2010;60:98–108.
32. Raaschou-Nielsen O, Sorensen M, Hertel O, et al. Predictors of indoor fine particulate matter in infants’ bedrooms in Denmark. *Environ Res.* 2011;111:87–93.
33. Reyes R, Venegas A. Lineamientos para una política dendroenergética. Estado del arte, objetivos y propuestas. Corporación de Certificación de Leña. 2009.
34. Clark ML, Reynolds SJ, Burch JB, et al. Indoor air pollution, cookstove quality, and housing characteristics in two Honduran communities. *Environ Res.* 2010;110:12–8.
35. Ward T, Boulafentis J, Simpson J, et al. Lessons learned from a woodstove changeout on the Nez Perce Reservation. *Sci Total Environ.* 2011;409:664–70.
36. Ward T, Palmer C, Bergauff M, et al. Results of a residential indoor PM2.5 sampling program before and after a woodstove changeout. *Indoor Air.* 2008;18:408–15.
37. Lanki T, Ahokas A, Alm S, et al. Determinants of personal and indoor PM2.5 and absorbance among elderly subjects with coronary heart disease. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2007;17:124–33.
38. Wallace LA, Mitchell H, O’Connor GT, et al. Particle concentrations in inner-city homes of children with asthma: the effect of smoking, cooking, and outdoor pollution. *Environ Health Perspect.* 2003;111:1265–72.
39. McCormack MC, Breyse PN, Hansel NN, et al. Common household activities are associated with elevated particulate matter concentrations in bedrooms of inner-city Baltimore pre-school children. *Environ Res.* 2008;106:148–55.
40. Corsi RL, Siegel JA, Chiang C. Particle resuspension during the use of vacuum cleaners on residential carpet. *J Occup Environ Hyg.* 2008;5:232–8.