



**Universitat Autònoma
de Barcelona**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN PEDIATRÍA, OBSTETRICIA Y GINECOLOGÍA,
MEDICINA PREVENTIVA Y SALUD PÚBLICA.**

**“EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS AGUDOS EN LA FUNCIÓN PULMONAR POR EXPOSICIÓN A MATERIAL
PARTICULADO FINO (MP_{2.5}) EN NIÑOS QUE VIVEN PRÓXIMOS A UNA PLAYA MASIVAMENTE
CONTAMINADA CON RELAVES MINEROS, CHAÑARAL, CHILE”.**

TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR

Dante Daniel Cáceres Lillo

PARA LA OBTENCIÓN DEL GRADO DE DOCTOR

Director de Tesis:

**Dr. Miguel Martín Mateo.
Departamento de Pediatría, Obstetricia, Ginecología y Medicina Preventiva.
Unidad de. Bioestadística.
Facultad de Medicina.**

Cerdanyola del Vallés, Barcelona, Septiembre de 2015.

ÍNDICE

I.	Índice de tablas	4
II.	Índice de figuras	5
III.	Abreviaturas y símbolos	7
IV.	Resumen	9
V.	Abstract	11
1.	INTRODUCCIÓN.	13
2.	CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO.	16
2.1.	Material Particulado Atmosférico.	16
2.2.	Tamaño y Número de Partículas.	19
2.3.	Material Particulado Fino (MP2.5): Composición y Características.	20
2.4.	Material Particulado Respirable.	21
2.5.	Efectos en la Salud por Exposición a Material Particulado.	22
2.6.	Efectos en la Salud infantil por Exposición a Material Particulado.	24
2.7.	Efectos de la exposición al MP en la función respiratoria en niños.	26
2.8.	Material Particulado en Microambientes Interiores Escolares	31
2.9.	Mecanismo Biológico por Material Particulado.	31
2.10.	La Industria Minera en Chile.	33
2.11.	Los Pasivos Ambientales de la Gran Minería.	35
2.12.	Situación de los Relaves Mineros en Chile.	37
2.13.	Ciudad de Chañaral, Región de Atacama: Antecedentes Generales.	39
2.14.	Contaminación de la Bahía de Chañaral con Relaves Mineros.	40
3.	CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN.	46
4.	CAPÍTULO 3. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN Y HIPÓTESIS.	47
4.1.	Preguntas de Investigación.	47

4.2.	Hipótesis	48
5.	CAPÍTULO 4. OBJETIVOS.	48
5.1.	Objetivos General.	48
5.2.	Objetivos Específicos.	48
6.	CAPÍTULO 5. MÉTODOS.	49
6.1.	Tipo de Estudio.	49
6.2.	Población, Diseño Muestral y Tamaño de la Muestra.	50
6.3.	Criterios de Inclusión y Exclusión.	50
6.4.	Georeferenciación de la Unidades de Muestreo (domicilios, escuelas y jardines infantiles).	50
6.5.	Monitoreo de Material Particulado y Caracterización de Metales/metaloides del MP2.5.	53
6.5.1.	Mediciones de Material Particulado MP2.5 y Variables Meteorológicas.	
6.5.2.	Medición gravimétrica de MP2.5 y Caracterización de Metales/metaloides del MP2.5.	54
6.6.	Mediciones de Función Pulmonar.	55
6.7.	Encuesta de Datos Sociodemográficos, Salud y de Exposición Ambiental	56
6.8.	Plan de Análisis.	57
6.9.	Aspectos Éticos.	58
7.	CAPÍTULO 6. RESULTADOS.	59
7.1.	Estadística Descriptiva de la Muestra Poblacional en Estudio.	59
7.2.	Estadísticas Descriptivas Material Particulado PM2.5 y Variables Meteorológicas.	64

7.3.	Concentraciones de MP2.5 y Proximidad a la Playa Contaminada con Relaves.	69
7.4.	Composición Metálica del Material Particulado MP2.5.	70
7.4.1.	Microambientes Exteriores.	71
7.4.2.	Microambientes Interiores.	71
7.4.3.	Relación de Microambientes Interiores y Exteriores en Jardines Infantiles.	72
7.4.4.	Relación de Microambientes Interiores y Exteriores en Escuelas Básicas.	72
7.5.	Asociación entre MP2.5 y Función Pulmonar.	84
8.	CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN.	87
8.1.	Relación MP2.5 Exterior y Función Pulmonar.	87
8.2.	Material Particulado MP2.5 Microambientes Escolares.	89
8.3.	Metales y Metaloides Contenido en el MP2.5.	90
8.4.	Limitaciones.	92
9.	CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES.	94
10.	CAPÍTULO 9. REFERENCIAS.	95
11.	CAPÍTULO 9. MANUSCRITOS	106
12.	CAPÍTULO 10. ANEXOS.	143

IV. ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 1.	Caracterización de las fracciones del material particulado presente en el aire troposférico. MINSAL, 2011.	17
Tabla 2.	Composición del MP2.5 según su fuente de origen.	21
Tabla 3.	Estudios tipo panel de exposición a MP y efectos agudos en los valores espirométricos.	29
Tabla 4.	Composición química de relaves mineros: Fuente: Modificado de Kossoff, D. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impact, and remediation. Applied Geochemistry.	36
Tabla 5	Resumen de los estudios realizados en la Comuna de Chañaral.	42
Tabla 6.	Características antropométricas y sociodemográficas de los escolares estudiados. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.	60
Tabla 7.	Valores espirométricos durante el período de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	61
Tabla 8.	Material particulado y variables meteorológicas durante el período de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.	64
Tabla 9.	Concentración de MP2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en recintos escolares (promedio 8 h, 2 días) en verano, otoño e invierno, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	66
Tabla 10.	Concentración de MP 2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en recintos escolares, estratificado por época del año, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	68
Tabla 11.	Promedio de concentraciones Interior de MP2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en establecimientos educacionales de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012-2013).	70
Tabla 12.	Concentración (ng/m^3) y porcentaje de metales para MP2.5 en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de recintos escolares. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	73
Tabla 13.	Relación interior vs Exterior en MP2.5 (ng/m^3) en jardines infantiles y escuelas básicas de Chañaral. Región de Atacama, Chile, (Diciembre 2012-Mayo 2013).	74
Tabla 14.	Correlación entre microambientes escolares. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	75
Tabla 15.	Concentración (ng/m^3) de metales para MP2.5 en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de jardines infantiles estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	76
Tabla 16.	Concentración (ng/m^3) de metales para MP2.5 en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de escuelas estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	80
Tabla 17.	Asociación [coeficientes crudos y ajustados de aumento por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IC95%)] entre valores de función pulmonar y MP2.5 en escolares de Chañaral, Chile (2012-2013).	85

V. ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1.	Distribución típica del tamaño de la partículas encontradas en la atmósfera. Fuente: Watson and Chow, 2000.	18
Figura 2.	Distribución del tamaño de las partículas según su diámetro. Fuente: Viana et al., 2014 (1, 103).	19
Figura 3.	Número (p/m^3), superficie y concentración másica de partículas $\mu g/m^3$. Fuente: Interin report: A Review of Particulate Matter and Health: Focus on Developing Countries (104).	20
Figura 4.	Curva de fracciones respirable, torácica e inhalable de material particulado. Fuente: Lidén and Harper, 2007(119).	22
Figura 5.	Estructura del aparato respiratorio y la fracción de partículas de diferentes tamaños depositadas a distintos niveles. Fuente: Geiser and Kreyling Particle and Fibre Toxicology 2010(133).	23
Figura 6:	La barra azul y celeste indican periodos específicos de riesgo de anomalías y defectos funcionales. Fuente: Ritz, B Wilhelm, N. Air pollution impact on infant and children. Southern California Environmental Report Card, 2008.	26
Figura 7.	La barra azul representa el desarrollo pulmonar y la amarilla la aparición de enfermedades respiratorias. Fuente: Ritz, B Wilhelm, N. Air pollution impact on infant and children. Southern California Environmental Report Card, 2008.	27
Figura 8.	Diferentes factores asociados al balance (+ /-) entre el estrés oxidativo y la respuesta inmune del organismo y los procesos inflamatorios del sistema respiratorio. Fuente: Epidemiologic Investigation to Identify Chronic Effects of Ambient Air Pollutants in Southern California 2004.	32
Figura 9.	Producción de cobre a nivel mundial: Fuente: http://www.rankia.com/blog/materias-primas/1874123-mayores-productores-cobre-mundo .	34
Figura 10.	Producción de cobre a nivel nacional: Fuente: Comisión Chilena del Cobre (COCHILCO). http://comercializacionyproduccion.comunidadviable.cl/	34
Figure 11.	Mapa de Chañaral en la Región de Atacama, Chile.	40
Figura 12.	Fotografía Oblicua Trimetrogon 1948 y Imagen Satelital Spot 2006 de la bahía y ciudad de Chañaral.	41
Figura 13.	Foto satelital de la Bahía de Chañaral, III Región de atacama. Se presentan los estratos para evaluar proximidad.	51
Figura 14.	Georeferenciación las unidades de muestreo correspondientes a los domicilios de los niños (rojo) y recintos escolares (morado).	52
Figura 15.	Grafo acíclico dirigido. Exposición a Material Particulado (MP) y su relación con la función respiratoria (FR). DV: Dirección del viento; VV; Velocidad del Viento; °T: Temperatura; HR: Humedad Relativa.	58
Figura 16.	Valores espirométricos según categorías de edad, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.	61
Figura 17.	Valores espirométricos de los niño/as estudiados según sexo, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.	62

Figura 18.	Valores espirométricos de los niño/as estudiados según diagnóstico médico de asma, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.	62
Figura 19.	Valores espirométricos de los niño/as estudiados según educación de la madre, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama 2012- 2013, Chile.	63
Figura 20.	Valores espirométricos de los niño/as estudiados según estatus tabáquico de la madre, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama 2012-2013, Chile.	63
Figura 21.	Gráficos de serie de tiempo descriptivos de los promedios de 24 horas de MP2.5 y velocidad del viento durante el periodo de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.	65
Figura 22.	Concentración (ng/m ³) de metales para MP2.5 en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de jardines infantiles estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	77
Figura 23.	Relación I/E para jardines infantiles en a) Salas de Clases y Patio, b) Oficinas y Patio durante todo el proceso. Comuna de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012.2013).	79
Figura 24.	Concentración (ng/m ³) de metales para MP2.5 en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de escuelas básica estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).	81
Figura 25.	Relación I/E para Escuelas en a) Salas de Clases y Patio, b) Oficinas y Patio durante todo el proceso. Comuna de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012-2013).	83
Figura 26.	Asociación [coeficientes crudos (a) y ajustados (b) de aumento por cada µg/m ³ (IC95%)] entre valores de función pulmonar y MP2.5 en escolares de Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.	86

III. ABREVIACIONES Y SÍMBOLOS

ANOVA:	Análisis de la Varianza.
APHEA	Air Pollution and Health: A European Approach.
ATS/ERS:	American Toraxic Society / European Respiratory Society.
CIMM:	Centro de Investigación Minera y Metalúrgica.
COCHILCO:	Comisión Chilena del Cobre.
CODELCO:	Corporación del Cobre, Chile.
CONAMA:	Comisión Nacional del Medioambiente, Chile.
COPD:	Chronic Obstructive Pulmonary Disease
COVs:	Compuestos Orgánicos Volátiles
CVF	Capacidad Vital Forzada.
DIPRES:	Dirección de Presupuestos, Chile.
EEUU:	Estados Unidos de América.
EPA:	Environmental Protection Agency.
ERDA:	Energy Research and Development Administration.
ESCALA:	Multicity study of air pollution and mortality in Latin America.
FEM	Flujo Espiratorio Máximo.
FEMM:	Flujo Espiratorio Medio Máximo.
GPS:	Global Position System.
ICP-AES:	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy.
IDICTEC:	Instituto de la Universidad de Atacama, de Investigación aplicada, Asistencia Técnica y Capacitación.
IPCC:	Intergovernmental Panel on Climate Change.
JUNJI:	Junta Nacional de Jardines Infantiles, Chile.
MINSAL:	Ministerio de Salud, Chile.
MINSEGPRES:	Ministerio Secretaría General de la Presidencia, Chile.
MMA:	Ministerio del Medio Ambiente, Chile.
MP:	Material Particulado.
NOx:	Óxidos de Nitrógeno.
PAM	Pasivos Ambientales Mineros.
PEF	Peak Espiratory Flow.
PEM:	Personal Environmental Monitor.
PIB:	Producto Interno Bruto, Chile.
PNUD:	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
PUF:	Partículas Ultra Finas.
ROS:	Reactive Oxygen Species.
SKC:	Scientific Kit Corporation.
SO2:	Dióxido de Azufre.
USA:	United States of America.
USEPA:	US Environmental Protection Agency.
USGS:	US Geological Survey.
VEF	Volumen Espiratorio Forzado.
XRF:	X-ray fluorescence.

I. RESUMEN

Introducción: Producto de la gran actividad minera de la III Región de Atacama en el norte de Chile se vertieron al curso del río El Salado millones de toneladas de relaves (con alto contenido de metales) sin tratamiento al curso del Río Salado, los que fueron a dar a la bahía de la ciudad de Chañaral formando una extensa playa artificial. Estos relaves han producido un marcado efecto deletéreo sobre la flora y fauna marina del sector y en la calidad de vida de las poblaciones que viven adyacentes a esta playa, debido a que por acción eólica se levanta material particulado (MP) que es transportado hacia la ciudad.

Objetivos: El objetivo primario fue evaluar la asociación entre la exposición diaria a material particulado fino ($MP_{2.5}$) y la función respiratoria de niños de 6 a 15 que viven próximos a una playa masivamente contaminada con relaves mineros. Secundariamente, se caracterizó las concentraciones másica y composición metales/metaloides del $MP_{2.5}$ en microambientes interiores y exteriores escolares.

Métodos: Entre diciembre y mayo (2012-2013) se realizó un estudio longitudinal tipo panel en una muestra representativa de 140 escolares entre 6 y 15 años. En el inicio del estudio se aplicó un cuestionario sobre salud respiratoria, condiciones ambientales y características de la familia. Seguidamente fueron sometidos a exámenes de función respiratoria cada 2 semanas. Simultáneamente durante el periodo de estudio se monitorearon y registraron diariamente los niveles ambientales de $MP_{2.5}$ por un periodo de 6 meses y se colectó $MP_{2.5}$ en diferentes microambientes escolares en verano, otoño e invierno durante la jornada escolar. La determinación de metales/metaloides se realizó por medio de fluorescencia de rayos X. Las asociaciones entre la exposición diaria a $MP_{2.5}$ y los cambios en la función pulmonar fueron estimadas por modelos de regresión de ecuaciones de estimación generalizadas (GEE), controlando por las variables de confusión y/o modificadoras de efecto.

Resultados: Se analizaron 511 espirometrías que cumplían criterios ATS/ERS (2-7 por cada niño). Se encontraron asociaciones significativas entre el $MP_{2.5}$ de: lag12 máximo (FEV1 β -0.75 ml CI95% -1.5 -0.04; CVF β -1.90 ml CI95% -2.8 -1.01), lag4 promedio y máximo (CVF β -2.42 ml CI95% -4.7 -0.1 y CVF β -1.74 ml CI95% -2.7 -0.8, respectivamente), lag24 máximo (CVF β -2.01 ml CI95% -2.9 -1.03; PEF β -2.93 ml

CI95% -5.7 -0.1) y lag48 máximo (CVF β -1.94 ml CI95% -2.8 -1.0; PEF β -2.77 ml CI95% -5.4 -0.1). Al ajustar por edad, sexo, peso, temperatura ambiental y velocidad del viento se mantuvo la asociación para los lag12, 24 y 48 y la CVF.

Las concentraciones interiores de MP_{2.5} variaron entre 12,53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 72,37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, las exteriores entre 11,86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 181,73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para verano. Otoño 24,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 80,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en interiores y 14,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 58,44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en exteriores. En invierno las concentraciones interiores variaron entre 21,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 110,53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 21,38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y 93,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en exteriores. La relación estacional I/E fue 0,22 a 0,28; 0,38 a 0,92 y 0,89 a 1,28, respectivamente. La composición y distribución de metales/metaloideos al interior y exteriores fue altamente correlacionada (sala-patio, oficina-patio y oficina-sala fue $r=0,98$, $r=0,98$ y $r=0,99$). Los más frecuentes en interiores fueron Ca> S> Si> Cl> Na> Al> Fe> K> Mg> Ti> Cu> Zn> y Cr siendo entre 0,4 a 4 veces superior que los determinados al exterior.

Conclusiones: Este es el primer estudio prospectivo donde se evalúa la asociación entre la exposición a MP_{2.5} y efectos en la función pulmonar de escolares que viven próximos a una playa masivamente contaminada con relaves mineros. Se observó una disminución en la capacidad vital forzada para los rezagos de 12 a 48 horas posterior a la exposición al MP_{2.5}, el cual podría estar potenciado por la presencia de alto contenido de metales pesados en los microambientes escolares donde ellos pasan la mayor parte del tiempo, muchos de ellos con conocidos efectos tóxicos a nivel del organismo.

Palabras claves: función pulmonar, relave minero, material particulado, metales, salud infantil, y microambientes educacionales.

II. ABSTRACT

Introduction: Chañaral, a coastal city located in the Atacama Region of Chile, has a beach severely polluted by the tailings of a large copper mine, which were dumped into the Rio Salado from 1938 to 1989 and carried to Chañaral Bay without preprocessing treatment. This pollution created a large artificial beach that currently covers an approximate surface area of 12 km², representing one of Chile's most significant environmental disasters. The impact of these tailings on the marine and coastal ecosystem have been measured and studied extensively, however effects on the inhabitants living adjacent to the tailings have not been explored thoroughly. Human populations living near mine tailings are at risk for various health problems. In the northern Chilean city of Chañaral, prevailing spring and summer winds carry particulate matter (PM) that affects the population.

Aims: The main aims was to estimate the association between environmental PM and lung function among schoolchildren living at Chañaral city in the Atacama Region of Chile, from 2012 to 2013. Secondary, we measured PM_{2.5} mass and its metal/metalloids composition in indoor and outdoor schools microenvironments in different seasons of the year.

Methods: To main objective a longitudinal panel study of schoolchildren aged 6 to 15 years (n=110) was performed. PM levels (µg/m³) were measured continuously from November 2012 to May 2013 (182 days). Lung function was evaluated with spirometry testing performed every 2 weeks, values studied were forced expiratory volume in one second (FEV₁), forced vital capacity (FVC), peak expiratory flow (PEF), and forced expiratory flow during the middle portion of the FVC (FEF₂₅₋₇₅). In addition, meteorological, anthropometric, and sociodemographic variables were measured. We fitted generalized estimating equations (GEE) model to estimate associations between lung function and air pollution using different time-lag to fine (PM_{2.5}) particulate matter concentrations. Simultaneously, we measure and compare fine particulate matter levels (PM_{2.5}) and metallic composition in school microenvironments. PM_{2.5} were measured outdoors and indoors at six schools during the summer, fall, and winter of 2012 and 2013. Schools were visited during teaching hours on two consecutive days. Metal content was determined using X-ray fluorescence.

Results: The analysis included 506 spirometry tests that met American Thoracic Society/European Respiratory Society (ATS/ERS) quality criteria. In the unadjusted model, there were significant negative associations for average and maximum PM_{2.5} levels with FEV₁, FVC, and PEF, and for maximum PM₁₀

levels with FEV₁ and PEF. In the adjusted model, the negative association between PM_{2.5} and FVC remained significant. We found a negative association between the temporal variation of PM_{2.5} and changes in lung function specifically by lag12 max with FEV₁ (β -0.75 ml, 95%CI -1.4, -0.03 for a 1 -unit increase in PM_{2.5}); lag4 avg and lag12 avg with FVC (β -2.42 ml, 95%CI -4.7, -0.1; and β -5.07 ml, 95%CI -8.9, -1.1, respectively), as were lag4 max, lag12 max, and lag24 max with FVC (β -1.74 ml, 95%CI -2.7, -0.8; β -1.90 ml, 95%CI -2.8, -1.01; and β -2.01 ml, 95%CI -2.9, -1.03, respectively), and PEF which was negatively associated with lag24 max (β -2.93 ml/sec, 95%CI -5.7, -0.1). After adjusting, only the negative associations between lag12 max and lag24 max PM_{2.5} levels and FVC remained significant.

To microenvironment indoor pollution study, we found during summer, fall, and winter, indoor concentrations varied from 12.53-72.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 24.06-80.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 21.85-110.53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Outdoor concentrations varied from 11.86-181.73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 14.06-58.44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 21.38-93.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in summer, fall, and winter respectively. Indoor/outdoor ratios by season were 0.22-0.28 in summer, 0.38-0.92 in fall, and 0.89-1.28 in winter. Metals with the highest indoor concentrations were Ca> S> Si> Cl> Na> Al> Fe> K> Mg> Ti> Cu> Zn> and, Cr. PM_{2.5} levels were elevated in indoor microenvironments in fall and winter months, at times exceeding national standards. During the summer, outdoor school environments exceeded recommendations.

Conclusion: Our results suggest that schoolchildren exposed to fine particulate matter from tailings deposited in the bay of Chañaral have their forced vital capacity decreased, which would affect their present and future lung development, increasing the risk of developing chronic respiratory diseases. We found a negative association between the temporal variation of PM_{2.5} and changes in lung function specifically on forced vital capacity. On the other hand, we demonstrated that indoor air quality in schools microenvironments of Chañaral was closely associated with outdoors air pollution and that main source would be related to mine tailings presents in the bay.

Key words: pulmonary function, mine tailing, particulate matter, metals, children environmental health and schools microenvironment, and indoor air pollution.

1. INTRODUCCIÓN

Diversos estudios epidemiológicos y toxicológicos han demostrado consistentemente los efectos en la salud en las personas y poblaciones expuestas a contaminantes del aire, ya sea de espacios interiores y exteriores (1-5). Dentro de éstos, los contaminantes más estudiados han sido las partículas y los gases, ambos estrechamente relacionados con una variedad de efectos en la salud, especialmente respiratorios y cardiovasculares, entre otros (6-13).

Extensiva investigación se ha realizado los últimos 40 años sobre los efectos agudos de la exposición a material particulado y efectos en la salud, enfocados a mortalidad diaria y admisiones hospitalarias (14-19). La mayoría de estos sugiere que cambios en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en MP_{10} se asocian a aumentos de la mortalidad diaria entre un 0.5% y 1.5% (16-19). El estudio APHEA-2 en Europa, que combinó los resultados de al menos 29 países, (representando sobre 40 millones de personas) reportaron que la mortalidad diaria aumentó un 0,6% por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (20-23). Este estudio, reportó que el asma, el COPD aumentó en un 1% por cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} . Las enfermedades cardiovasculares aumentaron en un 0,5%. Similares resultados han sido reportados en estudios hechos en Estados Unidos (24-26) y Latino América (27). Muchos de éstos estudios demuestran la asociación entre exposición a tráfico vehicular y efectos agudos en salud (28-32).

Indicadores usados para evaluar efectos de exposición a MP sobre morbilidad respiratoria han sido estudios de frecuencia de enfermedades como tos crónica, bronquitis y otras enfermedades pulmonares y cambios en función pulmonar, porcentaje de cambio en hospitalización, como son enfermedades respiratorias (iras altas y bajas, asma, COPD, neumonía, bronquitis y función respiratoria) y cardíacas en adultos mayores y en niños (33, 34). No existe un grupo etario muy definido en cuanto efectos crónicos, sin embargo, los efectos acumulativos son más probables de ser observados en poblaciones de edad avanzada y con enfermedades cardíacas y respiratorias de base (32, 33, 35, 36).

En el estudio de carga global de enfermedad atribuible a contaminación del aire en áreas urbanas, realizado en año 2002, que consideró los datos económicos, demográficos, meteorológicos y las mediciones de MP de 304 ciudades, se estimó que la exposición para MP estaría asociada con un 3% de la mortalidad por enfermedades cardiovasculares, 5% para cáncer del sistema respiratorio y aproximadamente un 1% de la enfermedad respiratoria aguda en niños menores de 5 años a nivel mundial,

siendo esta situación más impactante en ciudades de países en vías de desarrollo, con altos índices de contaminación y con acelerado crecimiento poblacional (1, 4, 37-39).

El MP puede tener su origen de manera natural y antropogénica lo que influirá en su composición y tamaño (40-42). Las partículas pueden ser emitidas directamente desde una fuente, por ejemplo las obras de construcción, carreteras sin pavimentar o chimeneas, llamadas partículas primarias. Las partículas secundarias son las que se forman mediante reacciones complejas con los compuestos químicos del ambiente y constituyen la mayor parte del MP (43). Se puede observar que los componentes del MP pueden variar según su fuente de emisión, de forma independiente al país donde se estudie. La fuente más estudiada ha sido el que tiene relación con las emisiones del tráfico vehicular, de la combustión de leña y carbón y de los procesos industriales.

El mecanismo fisiopatológico por el cual las partículas ejercen sus efectos en la salud no ha sido bien establecida, algunos investigadores proponen que la formación de especies reactivas de oxígeno (ROS) estarían causando los daños de las vías aéreas (44, 45). Se produciría una reacción inflamatoria a nivel del parénquima pulmonar por elementos tales como metales, sulfatos, endotoxinas y constituyentes orgánicos que estarían involucrados en el proceso de daño celular y la posterior respuesta inflamatoria a nivel pulmonar (46-50).

La contaminación del aire por MP en ciudades del norte, centro y sur se reconoce como uno de los principales problemas ambientales de Chile en la actualidad. A la fecha hay 12 de las 15 regiones del país decretadas como zonas saturadas por MP (MP_{10} y $MP_{2.5}$)¹. Diversos estudios en la población Chilena han reportado mayor riesgo en términos de morbilidad y mortalidad por causas respiratorias y cardiovasculares por exposición a MP_{10} y $MP_{2.5}$ (51-62).

En cuanto a la fuente de emisión de este MP, en el caso de las regiones y ciudades nortinas esta mayormente asociado a procesos productivos mineros, en las ciudades del centro-sur las fuentes de emisión son mixtas, participando el tráfico vehicular, emisiones industriales, polvo resuspendido de las calles, sin embargo el uso residencial de leña es la principal fuente de contaminación.

Una de las zonas con mayor productividad minera es la Región de Atacama en el norte de Chile donde se

¹Estrategia de Descontaminación Atmosférica en Chile: 2014-2018 Ministerio de Medio Ambiente http://www.mma.gob.cl/1304/articles-56174_Planes_Region_Aysen.pdf

concentra gran actividad relacionada con la producción de cobre. Específicamente en la provincia de Chañaral compuesta por dos comunas, se encuentra la ciudad costera de Chañaral y la ciudad de Diego de Almagro en la precordillera. Chañaral, fundada en 1833, fue la capital portuaria de la región donde llegaba el mineral extraído en las cupríferas El Salvador y de la fundición de Potrerillos, el cual era enviado a mercados internacionales.

Desde 1938 en adelante producto de la actividad minera se generó una gran cantidad de relaves los cuales fueron vertidos al curso del Río El Salado sin ningún tratamiento previo durante más de 50 años. Se estima que unos 350 millones de toneladas fueron transportados hasta el mar y se depositaron en la cuenca de la bahía de la ciudad, formando una playa artificial de unos 5 Km de largo y 1 km de ancho y con una profundidad estimada entre 10 y 15 metros (63-66). Esta situación se mantuvo sin modificación hasta el año 1975, en que producto de la presión de la comunidad y por recursos judiciales se prohibió el vertido de los relaves en esta zona (63). Este grave daño ambiental, llevó a que el Programa del Medioambiente de las Naciones Unidas (PNUD) calificara a la bahía de Chañaral en el año 1983 como uno de los problemas de contaminación marina más serios del mundo (64).

Estos relaves con alto contenido de metales (polimetales) han producido un marcado efecto deletéreo sobre la flora y fauna marina del sector comparado con otros sectores del litoral donde no existen depósitos de relaves (67-75). Por otra parte, adyacente a la bahía de Chañaral existen diversos asentamientos poblacionales que están directamente impactados por el MP que se levanta por acción eólica (65, 76-78), los que estarían afectando la calidad de vida y la salud de la comunidad, especialmente aquellos grupos etarios más vulnerables (64, 65, 76, 77, 79-84).

El propósito de este estudio fue evaluar en población escolar -que vive adyacente a un depósito masivo de relaves mineros- la asociación entre la exposición a material particulado fino y el efecto agudo sobre la función pulmonar. Secundariamente se determinó a nivel de microambientes escolares la concentración másica del MP y composición de metales/metaloides.

2. CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO.

En el siguiente marco teórico se describen las características del MP, sus características, composición, efectos en la salud general e infantil, así como su mecanismo de acción toxicológica. Seguidamente, se hace mención a la actividad de minería en Chile su historia y desarrollo, su importancia en el desarrollo económico del país y su impacto asociadas a la contaminación de la zona norte de Chile por relaves mineros. Se describe el área de estudio, la génesis del relave minero, para poder entender las causas y consecuencias de éste y los estudios realizados a la fecha y el impacto generado en la ciudad y la población.

2.1. Material Particulado Atmosférico.

Corresponde a un conjunto de partículas sólidas y/o líquidas de naturaleza orgánica o inorgánica, con diferente distribución granulométrica y constituidas de diferentes elementos y compuestos incluyendo ácidos (como nitratos y sulfatos), productos químicos orgánicos, metales/metaloides y partículas del suelo o polvo que se encuentran en suspensión en la atmósfera las que pueden ser de origen natural o antropogénico (40, 43, 85) (Figura 1) (Tabla 1). Éstas consideran las partículas en suspensión y sedimentables ($< 20 \mu\text{m}$) que se caracterizan por su corto tiempo de residencia en la atmósfera (del orden de horas) (41, 42, 86). Se consideran de origen primario, aquellas que son emitidas directamente a la atmósfera y secundarias aquellas que se forman por reacciones químicas, ya sea entre gases a través de condensación o entre un gas y una partícula a través de adsorción y/o coagulación (43, 87-89). El MP se expresa como concentración de masa o número de partículas por unidad de volumen de aire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ o n/cm^3).

Tabla 1: Caracterización de las fracciones del material particulado presente en el aire troposférico.
MINSAL, 2011.

	Particulado Fino	Particulado Grueso
Se forma a partir de:	Gases	Sólidos grandes, gotas
Se forma a través de:	Reacciones químicas o vaporización. Nucleación, condensación sobre núcleos, y coagulación. Evaporación de gotitas de neblina y nubes en que se han disuelto gases.	Disrupción mecánica (aplastamiento, molienda, abrasión de superficies, etc.). Evaporación de sprays. Suspensión de polvos.
Están compuestas de:	Sulfato, nitrato, amonio, carbono elemental. Compuestos orgánicos como HAPS. Metales como plomo, cadmio, vanadio, níquel, cobre, zinc, manganeso, hierro).	Polvo resuspendido del suelo y las calles. Ceniza del carbón y petróleo. Óxidos de elementos de la corteza (sílice, aluminio, titanio y hierro). Sal, carbonato de calcio, polen, esporas de hongos, moho. Fragmentos de plantas y animales. Detritus del desgaste de los neumáticos.
Solubilidad	Predominantemente solubles, higroscópico y deliquescente.	Predominantemente insolubles y no higroscópicos.
Fuentes	Combustión del carbón, petróleo, gasolina, diésel o madera. Procesos a altas temperaturas como fundiciones y siderúrgicas.	Resuspensión del polvo industrial y del suelo en carreteras y calles. Suspensión del suelo en minería, caminos no pavimentados. Fuentes biológicas. Construcción y demolición. Spray oceánico. Combustión de carbón y petróleo.
Vida media en la atmósfera	Días a semanas	Minutos a horas
Distancia de viaje	100 a 1000 km	1 a 10 km

MINSAL: Ministerio de Salud, Chile (90).

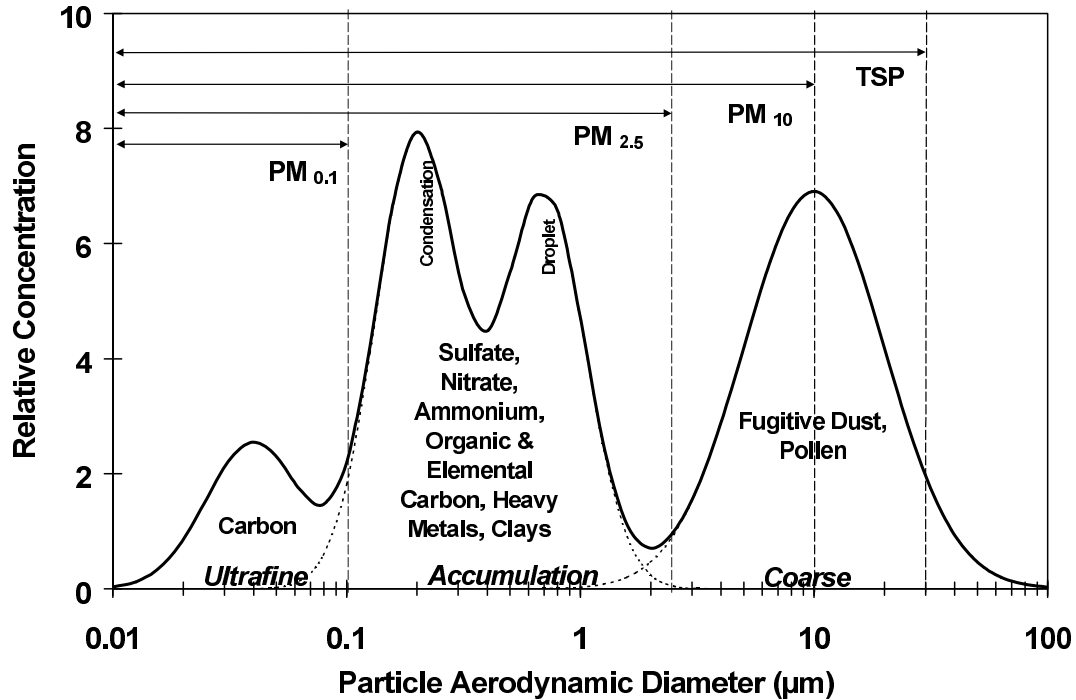


Figura 1: Distribución típica del tamaño de la partículas encontradas en la atmósfera. Fuente: Watson and Chow, 2000 (85).

Dentro de los principales tipos de partículas están las de origen mineral, marino, los compuestos azufrados, nitrogenados y carbonados. Se estima que las de origen mineral constituyen el 44% de las emisiones globales terrestres, las que se generan como emisiones fugitivas por acción de los vientos sobre la superficie terrestre (42, 91, 92). Estas partículas son típicas de climas áridos o semiáridos, especialmente en zonas de África, Asia y Oriente Medio, debido al tipo de cuencas topográficas donde se acumula el MP resultante de procesos erosivos durante las épocas de mayor precipitación. Este fenómeno de emisiones fugitivas no acontece a nivel de las zonas desérticas como son Australia y la región de Atacama en Chile (93, 94). Con respecto a las partículas de origen marino, éstas representan el 38% a nivel global terrestre, y en general son emitidas directamente a la atmósfera. Éstas se producen por la ruptura de burbujas de aire y la agitación de la superficie del mar mediado a través del viento. Su composición química depende de la fuente de origen, siendo los cloruros y sulfatos los mayores iones componentes y, estando su tamaño asociado a la humedad relativa (86, 89). Finalmente, el MP derivado de compuestos de azufre, nitrógeno y carbono son generalmente de origen secundario y se generan por procesos de oxidación de precursores gaseosos con intervención de la radiación solar, éstos representan entre el 7-10%, 2-5% y 2-5% de las emisiones globales a nivel terrestre, respectivamente (92, 95).

2.2. Tamaño y Número de Partículas.

El tamaño de las partículas encontradas en la atmósfera varía en un amplio rango, desde los nanómetros (nm) a los micrómetros (μm) de diámetro y están asociados al mecanismo de formación. Se reconoce los estados (modas) de Nucleación ($<0.02 \mu\text{m}$), Aitken ($0.02\text{-}0.1 \mu\text{m}$), Acumulación ($0.1\text{-}1.0 \mu\text{m}$) y Partículas Gruesas ($> 1 \mu\text{m}$) (Figura 2). Las partículas finas son las $< 1 \mu\text{m}$ en ciencias de la atmósfera y para el ámbito de la epidemiología son las $<2.5 \mu\text{m}$, de diámetro respectivamente (88, 95-98). Otro aspecto relevante, es el número de partículas (Figura 3), es decir dentro de los rangos de cada moda, el número de partículas varía sustancialmente, encontrándose el mayor número en la moda nucleación, sin embargo estas partículas coagulan rápidamente o incrementan de tamaño por condensación dependiendo del gas precursor, la temperatura y la humedad relativa (41, 99, 100). Por otra parte, la moda gruesa presenta un reducido número de partículas y una elevada masa (86, 99, 101, 102).

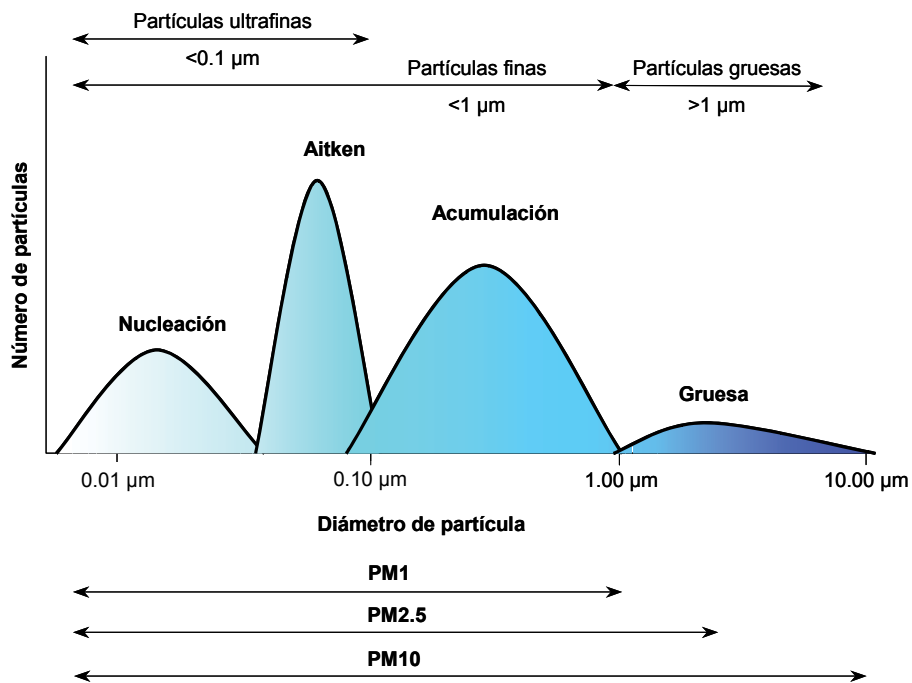


Figura 2. Distribución del tamaño de las partículas según su diámetro. Fuente: Viana et al., 2014 (99, 103).

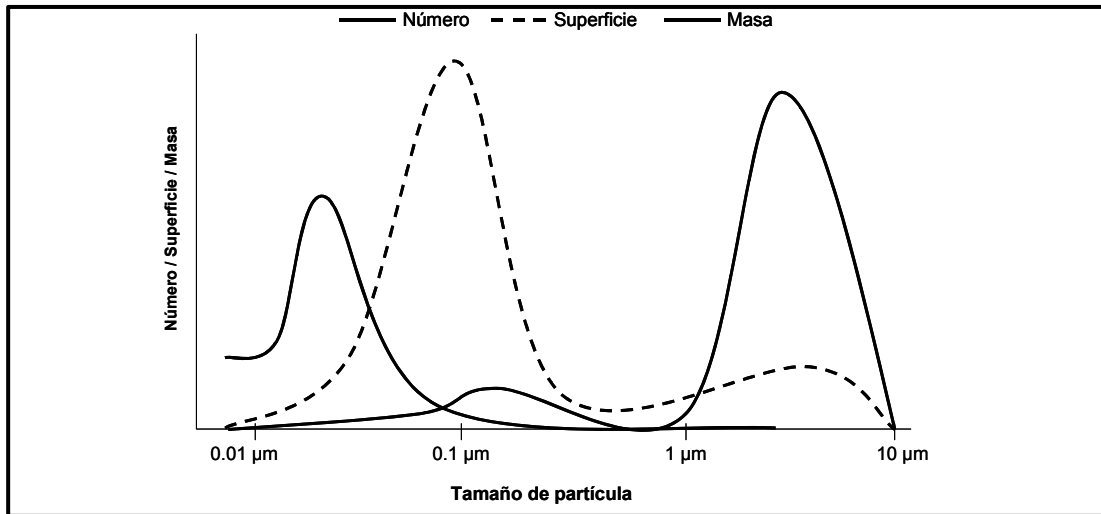


Figura 3. Número (p/m^3), superficie y concentración másica de partículas $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Fuente: Interin report: A Review of Particulate Matter and Health: Focus on Developing Countries (104).

2.3. Material Particulado Fino ($\text{MP}_{2.5}$): Composición y Características.

El MP puede tener su origen de manera natural y antropogénica lo que influirá en su composición y tamaño (40). Las partículas pueden ser emitidas directamente desde una fuente, por ejemplo las obras de construcción, carreteras sin pavimentar o chimeneas, llamadas partículas primarias. Las partículas secundarias son las que se forman mediante reacciones complejas con los compuestos químicos del ambiente y constituyen la mayor parte del MP (105). Algunas fuentes del $\text{MP}_{2.5}$ y sus componentes descritas por diferentes autores se resumen en la **Tabla 2**. Se puede observar que los componentes del $\text{MP}_{2.5}$ pueden variar según su fuente de emisión, de forma independiente al país donde se estudie. La fuente más estudiada ha sido el que tiene relación con las emisiones del tráfico vehicular, de la combustión de leña y carbón y de los procesos industriales (103, 104, 106). El $\text{MP}_{2.5}$ tiene su origen principalmente en las emisiones producidas directamente de diversos procesos de combustión de combustibles fósiles; en reacciones químicas producidas en la atmósfera por gases precursores como el dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COVs), amoníaco, etc.; a partir del proceso de condensación de gases y a partir del proceso de nucleación y coagulación de partículas ultrafinas (PUF).

Tabla 2: Composición del MP_{2.5} según su fuente de origen.

Autor	País	Fuente	Componentes
Kavouras (107)	Chile	Polvo del suelo	Al, Si, Ca, K
		Mar	Cl
		Emisiones del motor de vehículos	Pb, Br
		Combustión y refinería de aceite	Ni, V
		Quema de leña	K
		Fundiciones de cobre	Cu, As, Zn
Cuccia et al. (108)	Italia	Tráfico vehicular	CO, CE, Fe, NH ₄
		Polvo de suelo	Si, Al, CO, CE, Fe
		Sales de mar	Na, SO ₄
		Combustión de aceite	SO ₄ , NH ₄ , CO, CE
Peltier et al. (109, 110)	Estados Unidos (Nueva York)	Emisiones de vehículos y resuspensión de polvo	Si, Al, Ti, Fe, Ba, Br, CO
		Quema de carbón y leña	Ni, V, As, Se, S, Cl, Na, K, Pb, Cu, Zn, Mn
Gent et al. (111)	Estados Unidos	Emisión del motor de vehículos	CE, Zn, Pb, Cu, Se,
		Resuspensión del polvo del suelo	Si, Fe, Al, Ca, Ba, Ti
		Sulfuro	S, P
		Quema de leña	K
		Aceite	Ni, V
Seguel et al. (112)	Chile (Región metropolitana)	Sales de mar	Cl, Na
		Procesos industriales, emisión del motor de vehículos	CO, CE
		Polvo de corteza terrestre	Ti, Al, Fe, Mn, P, Ca
Salvador et al. (113)	España	Aerosoles marinos	Na, Mg, Cl
		Emisiones del tráfico	NO, K, Pb, Zn, C, NO ₃
		Combustión de aceite	V, Ni, Cu
		Emisión de combustibles fósiles	SO ₄ , NH ₄
		Fumigación y combustión de carbón	Se, As, SO ₂ , Cu, Pb, Ti, Fe
		Motor de vehículos	Pb, Ba, Mn, Cr, Zn
Jorquera et al. (114)	Chile (Región metropolitana)	Aerosol marino	Cl, S
		Fundición de cobre	As, S
		Polvo de suelo	Si, K, Ti
		Quema de leña	K
Jorquera et al. (115)	Chile (zona norte)	Reservas minerales y plantas salinas	K, Ni, Zn, Pb, SO ₄ , CE
		Combustión y aerosol marino	Cl, NO ₃ , CO
		Fundición de Cobre	As, Cu, Pb, Zn
		Polvo de suelo	Al, Si, K, Ca, Ti, Fe, Sr
		Planta de cemento	Ca, Al, Si, Fe, SO ₄ , CO

2.4. Material Particulado Respirable.

Se define como MP respirable a todas aquellas partículas sólidas y/o líquidas capaces de permanecer resuspendidas en la atmósfera por un tiempo específico y necesario para ingresar al sistema respiratorio humano, y que poseen un tamaño inferior a los 10 micrómetros (μm) (Figura 4). El MP es uno de los 6 contaminantes criterio y el más importante en términos de efectos adversos sobre la salud humana

(Environmental Protection Agency -EPA). Éste puede ser clasificado en particulado grueso (MP₁₀) y particulado fino (MP_{2.5}).

La fracción gruesa del MP₁₀ (partículas de 10 micrómetros de diámetro) se constituye principalmente de partículas respirables que penetran en las vías respiratorias y llegan solamente hasta la región torácica, quedando retenidas en la parte superior del sistema respiratorio (105). De otro modo, la fracción fina de MP_{2.5} se constituye principalmente por partículas mucho más pequeñas (partículas con 2.5 micrómetros de diámetro) que pueden penetrar mucho más en el sistema respiratorio, llegando incluso a los pulmones y alvéolos (106). Estas últimas (MP_{2.5}) tienen como característica poseer un tiempo de residencia en la atmósfera mucho más largo que la fracción gruesa, lo que las hace muy móviles y fáciles de transportar por los vientos a través de largas distancias, generando incluso impactos a escala regional (42, 106, 116-118).

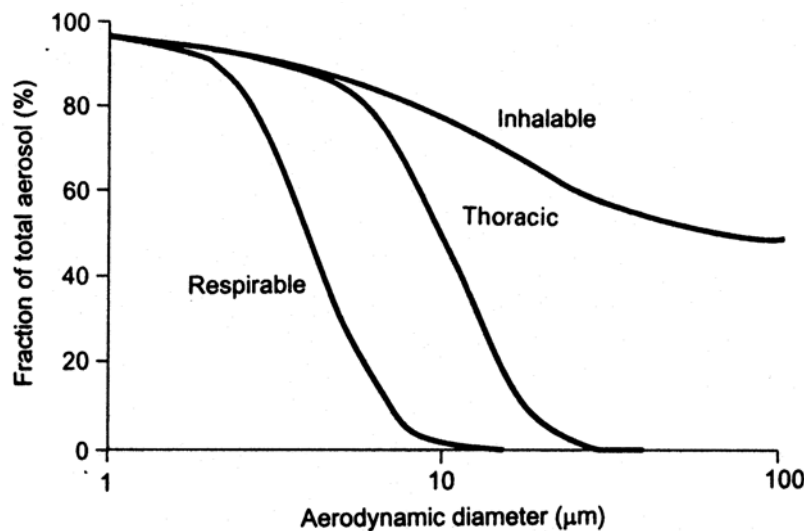


Figura 4. Curva de fracciones respirable, torácica e inhalable de material particulado.
Fuente: Lidén and Harper, 2007(119).

2.5. Efectos en la Salud por Exposición a Material Particulado.

Muchos estudios epidemiológicos longitudinales tipo panel han reportado el impacto agudo del MP sobre el sistema pulmonar, incluyendo el efecto reversible sobre la función respiratoria y el incremento en la reactividad bronquial (6, 10, 11, 44). Estos efectos adversos dependen, por un lado, de la concentración ambiental, composición y características de la exposición (magnitud, frecuencia, intensidad y duración) y, por otro, de la susceptibilidad de las personas expuestas, principalmente en niños y ancianos quienes

tienen una mayor susceptibilidad al efecto del contaminante (120). La contaminación por partículas, especialmente el $MP_{2.5}$, contiene sólidos microscópicos que pueden penetrar profundamente en los pulmones y causar problemas de salud. Varios estudios científicos han vinculado la exposición a MP con muerte prematura en personas con enfermedades respiratorias o cardíacas, frecuencia cardíaca irregular, ataques cardíacos no fatales, agravamiento del asma, disminución de la función pulmonar y aumento de síntomas respiratorios (8). Las personas sanas pueden experimentar síntomas temporales frente a la exposición a niveles elevados de MP (95, 105). El diámetro aerodinámico de la partícula determinará el nivel que puede alcanzar en el aparato respiratorio, como se puede observar en la **Figura 5**; las de menor tamaño penetrarán a las zonas más distales, incluso podrían llegar a los alvéolos y pasar al torrente sanguíneo por procesos de difusión, generando bio-acumulación y trastornos o enfermedades vinculadas no solo a esta vía de entrada (121). Por otra parte, diversos estudios han demostrado que la función respiratoria es más afectada con el $MP_{2.5}$ y que este efecto se potencia cuando estas partículas llevan adsorbidos metales, y combinación de metales.

Diferentes estudios epidemiológicos, en modelos animales y estudios in vitro apoyan la hipótesis que los metales juegan un importante rol en el daño pulmonar y cardiovascular inducido por el MP (11, 46, 122-131). Pero además el $MP_{2.5}$ presenta efectos adicionales como problemas en la visibilidad (cuando las concentraciones son muy altas) debido a sus propiedades de absorción y refracción de luz, efectos sobre la vegetación y sobre los animales (106, 132).

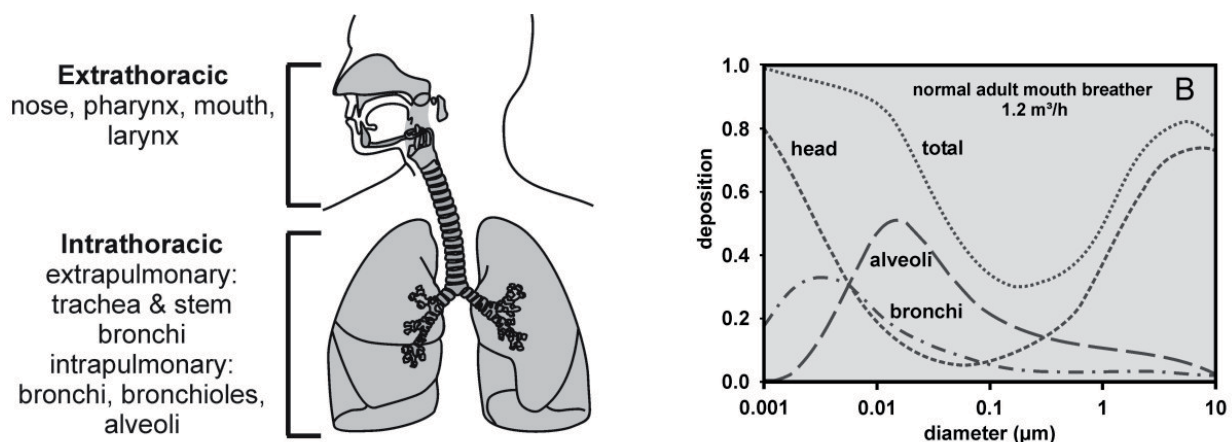


Figura 5. Estructura del aparato respiratorio y la fracción de partículas de diferentes tamaños depositadas a distintos niveles. Fuente: Geiser and Kreyling Particle and Fibre Toxicology 2010(133).

Respecto a los efectos crónicos por exposición repetida MP, ha sido asociado a incrementos en las tasas de mortalidad en estudios poblacionales, así como mayor riesgo de muerte en estudios de cohorte en adultos, probablemente a una mayor susceptibilidad al efecto acumulativo por la exposición a MP. No existe un grupo etario muy definido en cuanto a los efectos crónicos, sin embargo, los efectos acumulativos son más probables de ser observados en poblaciones de edad avanzada y con enfermedades cardíacas y respiratorias de base (33, 35). Los estudios realizados para evaluar efectos crónicos usualmente son de un año o más y evalúan diferentes efectos, tales como: variaciones en las tasas de mortalidad de enfermedades respiratorias y/o cardiovasculares en estudios transversales con diferentes niveles de exposición; estudios de sobrevivencia en estudios de cohortes y transversales que evalúan incrementos en la mortalidad por enfermedades respiratorias y cardiovasculares controlando por diversos factores de riesgo; estudios de frecuencia de enfermedades como tos crónica, bronquitis y otras enfermedades pulmonares y cambios en función pulmonar (33, 34).

Otros indicadores usados para evaluar efectos de exposición a MP sobre morbilidad respiratoria han sido: porcentaje de cambio en hospitalización debido a enfermedades respiratorias (irris altas y bajas, asma, COPD, neumonía, bronquitis y función respiratoria) y cardíacas en adultos mayores y en niños. Existe mucha evidencia epidemiológica que la concentración másica de MP puede no ser la medida más relevante como un estándar de MP para proteger la salud respiratoria. En general, las partículas relativamente grandes y pesadas contribuyen más que las pequeñas partículas a la concentración de MP ambiental. Sin embargo, las partículas más pequeñas, como MP_{2.5} y la ultrafinas se considera más perjudicial que las partículas más grandes (19, 134, 135). Además del tamaño, la composición química de del MP puede determinar su peligrosidad. Varios componentes de MP, como metales de transición como el Fe, Cu, Ni y Cr son conocidos de producir severa toxicidad sobre los tejidos expuestos (136-138).

2.6. Efectos en la Salud infantil por Exposición a Material Particulado.

Existen grupos poblacionales que son más vulnerables a los efectos en salud, como los niños, adultos mayores y personas con enfermedades crónicas respiratorias y cardiovasculares (6, 8). Existe evidencia epidemiológica muy consistente entre la exposición a MP y efectos en la salud agudos y crónicos, siendo el tamaño y número de partículas muy relevante cuando se esta hablando de daño a la salud,

especialmente a nivel respiratorio de los niños, ya que tienen una mayor tasa metabólica, lo que significa que respiran una mayor cantidad de aire en relación a su peso corporal, lo que los hace más susceptibles al efecto contaminantes del aire (117, 139, 140).

En comparación con los adultos, los niños han mostrado ser más vulnerables a los efectos de la exposición a la contaminación del aire debido a su etapa de crecimiento físico, sistema inmune inmaduro, el desarrollo de la función pulmonar con aumento de la permeabilidad y reactividad del epitelio respiratorio (8, 121, 141): los niños tienen desproporcionadamente mayor exposición a las sustancias tóxicas del medio ambiente, inhalan un mayor volumen de aire por peso corporal que un adulto, las vías metabólicas de los niños, principalmente en los primeros meses después del nacimiento, están inmaduras. Generalmente, los niños son menos capaces que los adultos de hacer frente a los compuestos tóxicos, experimentan un rápido crecimiento y desarrollo. Estos procesos crean ventanas de vulnerabilidad en las que el desarrollo puede ser interrumpido o alterado de forma permanente por las toxinas ambientales. Dado que los niños tienen más años futuros de vida que los adultos, tienen más tiempo para desarrollar enfermedades crónicas que pueden ser desencadenadas por la exposición temprana con largos períodos de latencia.

Otra razón de la mayor susceptibilidad de los niños a la contaminación del aire son las diferencias cuantitativas y cualitativas en los sistemas inmune, endocrino, nervioso y respiratorio durante las etapas de rápido crecimiento y desarrollo.

Los niños desde su concepción y durante la gestación son altamente vulnerables a la exposición a tóxicos ambientales, los que actuarán según la ventana de desarrollo en que se encuentren (**Figura 6**). El tiempo entre la concepción y el nacimiento es quizás una de las etapas más vulnerables de la vida, durante la cual los xenobióticos ambientales pueden tener efectos agudos y a largo plazo muy significativos sobre la salud. El feto tiene un crecimiento muy rápido y sus órganos están en constante y acelerado desarrollo, en esta etapa puede haber abortos, nacimientos prematuros, malformaciones congénitas, entre otros. La infancia también es un periodo crítico, ya que continúa el desarrollo y maduración de diversos sistemas biológicos como en cerebro, pulmones, sistema inmune, por lo tanto, los contaminantes del aire pueden afectar en desarrollo pulmonar, nervioso y exacerbar condiciones como el asma, los niños prematuros serán altamente vulnerables (142). Como se observa en la **Figura 7**, el desarrollo pulmonar se extiende en promedio hasta los 18 años, durante este periodo el estar expuesto crónicamente a MP puede conducir a cuadros de bronquitis crónica, capacidad pulmonar reducida, sibilancias, ataques de asma, enfermedades respiratorias y ausencia escolar entre otros efectos (8, 142, 143).

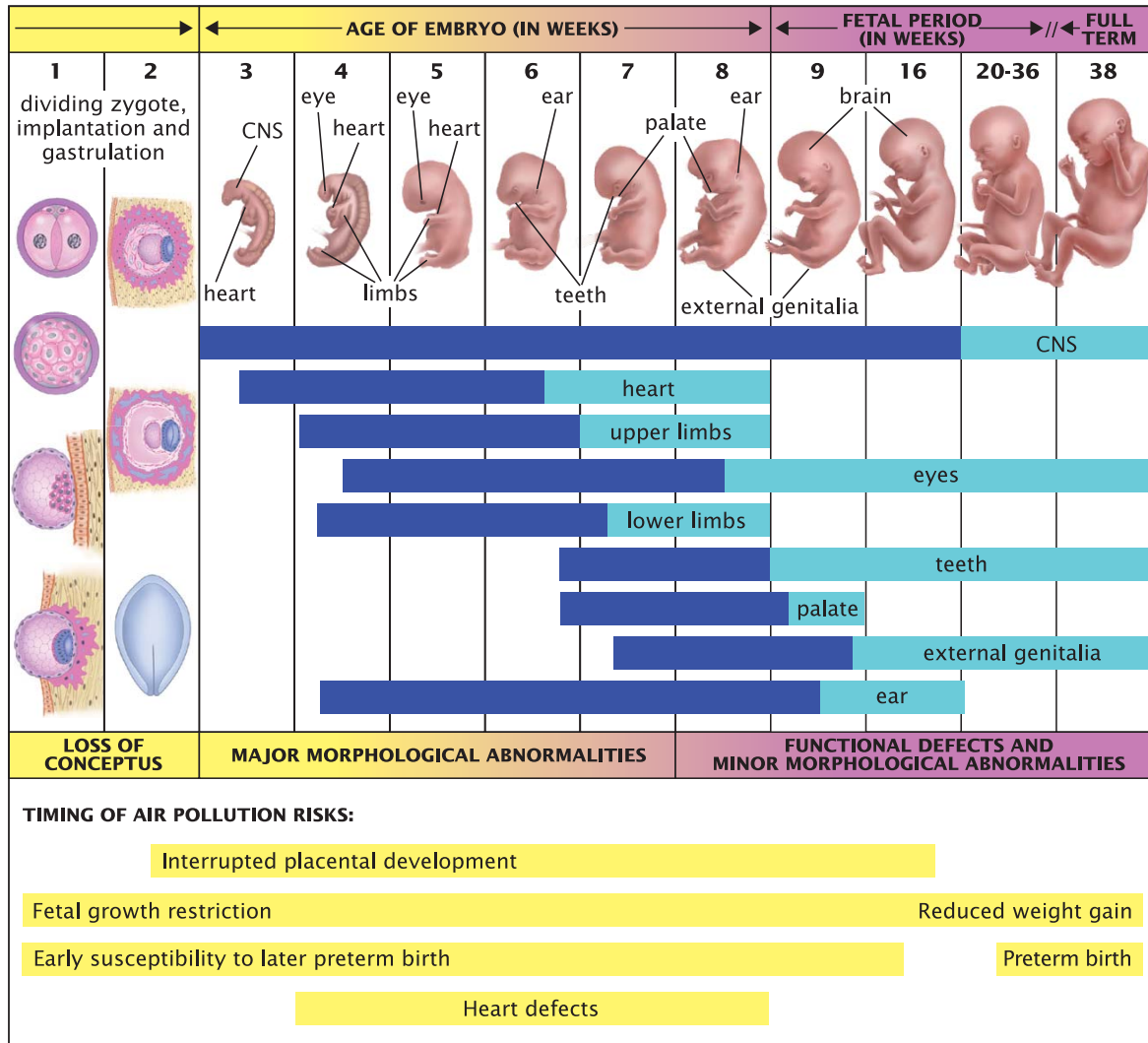


Figura 6: La barra azul y celeste indican periodos específicos de riesgo de anomalías y defectos funcionales. Fuente: Ritz, B Wilhelm, N. Air pollution impact on infant and children. Southern California Environmental Report Card, 2008.

2.7. Efectos de la Exposición al MP en la Función Respiratoria en Niños.

Los estudios que han investigado, en niños, la relación entre la exposición a MP y los efectos agudos en la salud respiratoria, específicamente en la función pulmonar y síntomas respiratorios, han sido de diseños prospectivos tipo panel (11, 139, 141, 144). Éstos permiten seguir a grupos de individuos durante un período de tiempo (generalmente meses) con el fin de estudiar efectos agudos debido a variaciones en la exposición durante el periodo de seguimiento(7, 11, 44, 141, 145). Una revisión sistemática de estudios de

tipo panel que estudiaron la exposición a contaminación del aire y función pulmonar, realizada por Li et al. en el año 2012, concluyó que existen efectos adversos significativos de la contaminación atmosférica en la salud respiratoria de los niños, en especial en los asmáticos (11, 141).



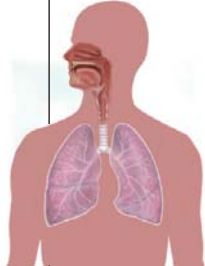
Stage: Age:	Newborn 0–2 mos	Infant/Toddler 2 mos–2 yrs	Young Child 2–6 yrs	School-Age Child 6–12 yrs	Adolescent 12–18 yrs
Lung development:					
	Alveolar development				
	High respiratory rate				
Air pollution risks:			Increasing lung volume		
		Respiratory death			
			Chronic cough and bronchitis		
			Reduced lung function		
			Wheezing and asthma attacks		
		Respiratory symptoms and illnesses*		Respiratory-related school absences	

Figura 7: La barra azul representa el desarrollo pulmonar y la amarilla la aparición de enfermedades respiratorias. Fuente: Ritz, B Wilhelm, N. Air pollution impact on infant and children. Southern California Environmental Report Card, 2008.

La función pulmonar es una de las herramientas de evaluación más importante, disponible para los investigadores, de los efectos en salud por la contaminación atmosférica (146). Es un marcador sensible de los efectos de la contaminación del aire sobre la salud de las vías respiratorias inferiores, en especial cuando los niveles de exposición son altos (45). Numerosos estudios han documentado la asociación entre la contaminación por MP y la función pulmonar, inclusive cuando la exposición es a dosis bajas (7, 8, 141, 147). Sin embargo hay estudios que no han encontrado esta asociación (45).

La espirometría es una prueba fundamental en la evaluación de la función pulmonar y ha sido utilizada de manera frecuente en la práctica clínica así como en estudios poblacionales. Los valores espirométricos más utilizados son la Capacidad Vital Forzada (CVF), el Volumen Espiratorio Forzado en el primer segundo (VEF_1), el Flujo Espiratorio Máximo (PEF) y el Flujo Espiratorio Forzado entre el 25% y 75% de la CVF (FEF_{25-75}), dado que presentan una buena reproducibilidad, facilidad de medición y grado de correlación con la etapa de la enfermedad, condición funcional, morbilidad y mortalidad (148). Una espirometría entrega información de la interacción entre los volúmenes, fuerzas y resistencias analizadas a partir de un flujo aéreo, cuyas características se pueden describir cualitativa y cuantitativamente en sujetos sanos o con alguna condición respiratoria (148, 149).

La Capacidad Vital Forzada (CVF) es el volumen de aire exhalado a una máxima velocidad espiratoria, expresado en litros, después de una inspiración máxima. El Volumen Espiratorio Forzado en el primer segundo (VEF_1) es el volumen espirado (litros) en el primer segundo de la CVF, corresponde al 70-80% de ésta. Su medición es de significación fisiológica compleja debido a que registra los flujos espiratorios máximos a medida que el volumen pulmonar va disminuyendo, por lo tanto, los factores que generan el flujo (presión de retracción elástica) como los que se oponen a él (calibre de las vías aéreas) van cambiando. Se debe tener presente que la primera parte de este volumen es esfuerzo dependiente, por lo que la sensibilidad del VEF_1 es limitada para captar la obstrucción de bronquios finos, que tienen poco peso en la resistencia global de la vía aérea. El Flujo Espiratorio Máximo (PEF): es el máximo flujo espiratorio, expresado en litros/minuto, el cual depende del esfuerzo efectuado y de la resistencia de las vías aéreas mayores (gruesas). El Flujo Espiratorio Forzado entre el 25% y 75% de la CVF (FEF_{25-75}): también llamado Flujo Espiratorio Medio Máximo (FEMM), son los flujos espiratorios máximos medidos entre el 25 y 75% de la CVF, descartando el primer 25% que es esfuerzo dependiente y el último 25% que depende del tiempo que el sujeto mantenga el esfuerzo espiratorio. Por lo tanto, este índice funcional es más sensible a la resistencia de las vías aéreas finas. Algunos estudios de tipo panel que han investigado los efectos agudos del MP en la función pulmonar en niños, medida a través de espirometrías se describen en la Tabla 3.

Tabla 3. Estudios tipo panel de exposición a MP y efectos agudos en los valores espirométricos.

Autor	Contaminantes	Sujetos/Tiempo de seguimiento	Tamaño del efecto
Aekplakorn et al.(150) (Tailandia)	MP ₁₀ , SO ₂ Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo. Cambios por cada 10 ug/m ³	196 niños asmáticos y no asmáticos 6-14 años 3 áreas 54 días de seguimiento Ajuste por tiempo y temperatura	Efecto de contaminantes en el día de medición. Asmáticos: MP ₁₀ modelo de 1 contaminante: CVF B-6.8 (-10.10,-3.5); VEF1 B-6.4 (-9.47, -3.32); PEF B-20.20 (-29.30, -11.10) MP ₁₀ modelo de 2 contaminantes: CVF B-6.3 (-9.78,-2.81); VEF1 B-6.0 (-9.25, -2.75); PEF B-18.90 (-28.46, -9.34) Efecto acumulativo de contaminantes. Asmáticos: MP ₁₀ modelo de 2 contaminantes: lag 2 VEF1 B-3.92 (-6.66,-1.18); promedio 3 días CVF B-6.8 (-9.98, -3.62) VEF1 B -4.83 (-7.73, -1.93) PEF B-15.75 (-24.81, -0.69) No asmáticos : No se encontró asociación significativa entre el material particulado y función pulmonar en niños no asmáticos.
Trenga et al.(146) EEUU, Seattle	MP _{2.5} Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo, personal, interior y exterior. Cambios por cada 10 ug/m ³	17 niños asmáticos 6 a 13 años 3 años de seguimiento Sesiones de medición (26): de 5 a 10 días consecutivos Se evaluó la asociación: - General en todos los niños (G), y por grupo: - Sin medicación antiinflamatoria (SMA) - Con medicación antiinflamatoria (CMA) Ajuste por sexo, edad, IMC, temperatura, humedad relativa, NO ₂ y CO ₂ .	Personal MP _{2.5} : Lag 1 - PEF-SMA B -10.48 (-18.68, -2.28); Indoor MP _{2.5} : Lag 0 - VEF1-G B -45.90 (-89.92, -1.88), VEF1-SMA B -75.92 (-145.16,-6.67), - PEF-G B -8.68 (-16.64, -0.72) PEF-SMA B -13.34 (-25.9, -0.79) - FEMM-SMA B -12.65 (-20.74, -4.56) Lag1 -VEF1-G B -64.78 (-111.27, -18.28) -PEF-G B -9.22 (-17.51, -0.93) PEF-SMA B -17.13 (-29.86, -4.41) - FEMM-SMA B -13.84 (-21.82, -5.85); FEMM-CMA B-9.33 (-15.89, -2.78) Outdoor MP _{2.5} : Lag0 - FEMM-SMA B -8.23 (-14.77, -1.69) Sitio central MP _{2.5} : Sin asociación significativa
Moshhammer et al.(44) (Austria)	NO ₂ , MP ₁ , MP _{2.5} , MP ₁₀ Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo. % de cambio por cada 10 ug/m ³ - % de cambio por IQR	163 niños sanos 7 a 10 años 1 año de seguimiento 10 a 12 espirometrías por niño Se consideró la media de 8 horas previas al soplido (00:00 a 08:00)	Modelo 1 contaminante: MP ₁ : VEF1 -0.38, -0.41 (p 0.006); PEF -0.63, -0.68 (p 0.015) MP _{2.5} : VEF1 -0.23, -0.59 (p 0.019); PEF -0.41, -1.06 (p 0.027) MP ₁₀ : VEF1 -0.11, -0.27 (p 0.049); PEF -0.22, -0.54 (p 0.038) Modelo de múltiples contaminantes MP _{2.5} , sin asociación significativa

Tabla 3 continuación . Estudios tipo panel de exposición a MP y efectos agudos en los valores espirométricos.

Autor	Contaminantes	Sujetos/Tiempo de seguimiento	Tamaño del efecto
Min et al.(151) Korea	MP ₁₀ Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo.	181 sujetos sanos 9 a 19 años Diciembre 2003 a enero 2004 Se consideraron rezagos de 12 horas para un máximo de 72 horas anteriores	Modelo de 1 contaminante: Lag 37-48 horas CVF -7.6 (-2.58, -12.66); VEF1 -6.5 (-2.39, -10.78) Lag 49-60 horas CVF -6.7 (-1.52, -12.03); VEF1 -6.1 (-1.71, -10.43) Modelo de 2 contaminantes (con SO ₂): Lag 37-48 horas CVF -9.1 (-2.84, -15.44) VEF1 -7.4 (-2.15, -12.64) Modelo de 2 contaminantes (con NO ₂): Lag 37-48 horas CVF -7.6 (-2.58, -12.62); VEF1 -6.5 (-2.39, -10.76) Lag 49-60 horas CVF -7.1 (-1.71, -12.43); VEF1 -5.9 (-1.40, -10.32)
Chang et al.(152) Taiwan	MP ₁₀ , SO ₂ , CO, NO ₂ , O ₃ Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo. Cambios por cada unidad de aumento en la concentración (promedio y máximo)	2.919 estudiantes de secundaria 5 distritos Se consideraron promedios y máximos del día del examen (lag 0), y de 8 hrs del día anterior a 6 horas del día del examen (lag 1) y de 2 días antes del examen (lag 2). Ajuste por edad, sexo, altura, peso, temperatura y precipitaciones.	MP ₁₀ (ug/m ³) Promedio diario- lag0: CVF B -0.63 (-1.24, -0.13) VEF1 B-0.76 (-1.35, -0.17); lag1: CVF B -1.01 (-1.68, -0.34); VEF1 B-1.13 (-1.78, -0.49) Máximo diario- lag0: VEF1 B-0.48 (-0.90,-0.05); lag1 CVF B -0.67 (-1.12, -0.23) VEF1 B-0.79 (-1.22, -0.36)
Dales et al. (153) Canadá	MP _{2.5} , NO ₂ , O ₃ , SO ₂ Monitoreo de la calidad del aire en sitio fijo.	182 niños asmáticos 9 a 14 años Periodo de estudio: 28 días consecutivos entre octubre y diciembre de 2005 Ajuste por media de temperatura diaria, humedad relativa, día de la semana, actividad fuera de casa	Cambios en el VEF1 como % del valor predicho asociado a un aumento en la concentración promedio diaria entre las 20 hrs día anterior y 20 hrs en el día del test: MP _{2.5} 0-12 horas VEF1 B-0.39 (-0.79, -0.01); 0-24 horas VEF1 B -0,54 (-1.02, -0.06) Cambio diurno en el VEF1 asociado a un aumento intercuartilico en la concentración promedio diaria entre 8 hrs y 20 hrs del día del test: MP _{2.5} 0-12 horas: VEF1 B -0.73 (-1.37, -0.10)

La mayor parte de los estudios que han evaluado los efectos agudos de la exposición al MP, principalmente ha examinado el MP₁₀, y generalmente la composición de las partículas se describe según el lugar donde se han realizado los estudios, por ejemplo, los estudios de Min et al. y Chang et al. detallan el lugar como primordialmente expuesto a MP proveniente del tráfico vehicular. Las variables de ajuste reportadas en estos estudios han sido, principalmente, la edad, el sexo, la estatura y el Índice de Masa Corporal, dentro de las características de los sujetos. Las variables ambientales que fueron controladas en

éstos fueron: temperatura, humedad relativa, precipitaciones y estacionalidad, entre otras. En la revisión de Li et al. se sugiere el estudio de los efectos retardados de la contaminación atmosférica, además de examinar el efecto conjunto entre la exposición a contaminantes del aire y la temperatura ambiente en la función pulmonar y síntomas respiratorios en los niños (141).

2.8. Material Particulado en Microambientes Interiores Escolares.

Muchos factores están relacionados a la calidad del aire en espacios interiores, tales como: fuentes de emisión domésticas (calefacción, cocina, humo de cigarrillo, materiales de construcción), tasa de ventilación y infiltración desde el exterior, este último factor se hace relevante en ausencia de mayores fuentes de emisión (154-158). Por otra parte, muchos estudios reportan que las concentraciones de muchos contaminantes en espacios cerrados, son a menudo mucho más altos que aquellos típicamente encontrados en el exterior (157).

La calidad del aire al interior de las escuelas es un tema de investigación que ha tomado un creciente importancia en términos de salud pública, debido principalmente a que los niños son altamente susceptibles al impacto de los contaminantes del aire y a que permanecen entre 6 y 10 horas al interior de estos recintos (118, 159, 160). Recientes estudios han calificado los microambientes interiores escolares como uno de los lugares más contaminados, informando de altos niveles de partículas, gases y microorganismos (bacterias, hongos) muchos de los cuales están asociados a serios efectos agudos y/o crónicos en la salud. La mayoría de los estudios de calidad del aire en espacios interiores escolares han determinado el nivel de concentración de partículas finas ($MP_{2.5}$) y gruesas (MP_{10}), siendo escasos los estudios que han medido partículas de inferior tamaño (partículas ultrafinas: PUF), y menos los que han evaluado concomitantemente la composición de las partículas.

2.9. Mecanismo Biológico por Material Particulado.

El mecanismo fisiopatológico por el cual las partículas ejercen sus efectos en la salud no ha sido bien establecida (8, 44). Las razones podrían incluir la variabilidad en las características de la población, dado que distintas poblaciones expuestas a la contaminación en diferentes lugares pueden mostrar una serie de respuestas distintas y la variabilidad en la mezcla compleja de partículas finas con un nivel y composición

diferente en el tiempo y el espacio (8). Algunos investigadores proponen que la formación de especies reactivas de oxígeno (ROS) estarían causando los daños de las vías aéreas.

Elementos tales como metales, sulfatos, endotoxinas y constituyentes orgánicos estarían involucrados en el proceso de daño celular y la posterior respuesta inflamatoria a nivel pulmonar (46, 48, 49, 161). Por otra parte, diversos estudios han demostrado que la función respiratoria es más afectada con el MP_{2.5} y que este efecto se potencia cuando estas partículas llevan adsorbidos metales (11, 46, 131).

La Figura 8 presenta un modelo de mecanismos de acción agudos y crónicos de los contaminantes del aire sobre salud, éstos producirían un estrés oxidativo y nitrosativo, que sería responsable de los efectos adversos de la contaminación del aire. Las especies reactivas generadas durante el metabolismo de los xenobióticos y los metales presentes serían los responsables de los procesos inflamatorios que ocurren como respuesta a la exposición de contaminantes del aire. Los fenómenos crónicos respiratorios, estarían asociados a un estrés oxidativo crónico, alterando la regulación del sistema inmune, dando como respuesta procesos inflamatorios que sobrepasan las defensas pulmonares y alteran los procesos normales de reparación (50). Por otra parte, diversos estudios han demostrado que la función respiratoria es más afectada con el MP y que este efecto se potencia cuando estas partículas llevan adsorbidos metales (11, 46, 131, 162, 163).

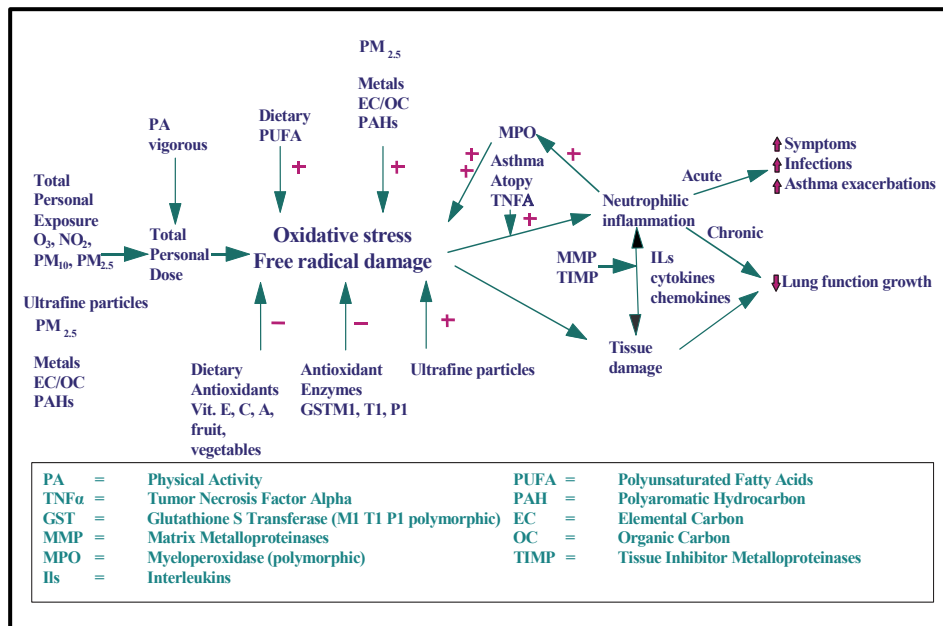


Figura 8: Diferentes factores asociados al balance (+ / -) entre el estrés oxidativo y la respuesta inmune del organismo y los procesos inflamatorios del sistema respiratorio. Fuente: Epidemiologic Investigation to Identify Chronic Effects of Ambient Air Pollutants in Southern California 2004.

2.10. La Industria Minera en Chile.

La actividad minera, principalmente la minería cuprífera, ha sido y sigue siendo la principal actividad productiva del país, desde inicios de la colonia hasta nuestros días la minería ha significado el sustento de la economía nacional, siendo el principal materia prima de exportación hacia el extranjero. Tras la crisis asiática ocurrida en 1997, el sector minero ha mantenido un crecimiento anual en la producción de cobre bastante superior al valor del crecimiento del producto interno bruto (PIB) nacional ². El 15,2 % del PIB el año 2011 esta dado por la actividad minera.

La participación mundial en la producción del cobre en Chile, ha aumentado consistentemente desde la década del 90, desde un 18% (1990) a un 32% el año 2011. Se estiman en Chile reservas de Cu del orden de 28% a nivel mundial, siendo superior a los diversos países productores, con un 34% a nivel mundial, seguido de Perú, China y Estados Unidos (**Figura 9**). Las reservas chilenas de cobre representan el 27,5% de las reservas mundiales. En su último reporte, el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) elevó las reservas de Chile de 150 a 190 millones de toneladas. Con respecto a los ingresos fiscales por concepto de la minería, estos están del orden de US\$ 11.700 millones el año 2011, en términos porcentuales es del orden del 21% de la economía de Chile (Fuente: Ministerio de Minería en base a información de DIPRES y COCHILCO, 2012), esta productividad se centra principalmente el norte de Chile, específicamente las regiones de Tarapacá y Parinacota, Antofagasta y Atacama³.

El impacto que tuvo la minería a lo largo de la historia de su desarrollo se tradujo en capital, tecnología moderna y confianza de inversionistas extranjeros (63) .*“Chile es un país de grandes reservas de minerales. Dentro de la minería metálica se destaca la producción de cobre, hierro, molibdeno, manganeso, plomo, zinc, oro y plata. De estos productos, los de mayor interés son el cobre y molibdeno, siendo este último un subproducto de la producción de cobre. Como resultado de esta abundancia, la minería ha sido desde siempre la principal actividad productiva del país”*. Extracto de “Historia de la Minería: Minería no metálica, Ministerio de Minería” ⁴.

² Minería. Historia de la minería en Chile. Ministerio de Minería, Gobierno de Chile. 2012.

³ DESAFÍOS DE LA MINERÍA EN CHILE: “UNA OPORTUNIDAD DE CRECIMIENTO Y DESARROLLO” 6° Seminario de Acercamiento Tecnológico (SAT): “Codelco Digital: Construyendo la Minería del Futuro”. Calama 5 de Julio de 2012.

⁴ La minería metálica. Ministerio de Minería, Gobierno de Chile. 2012.

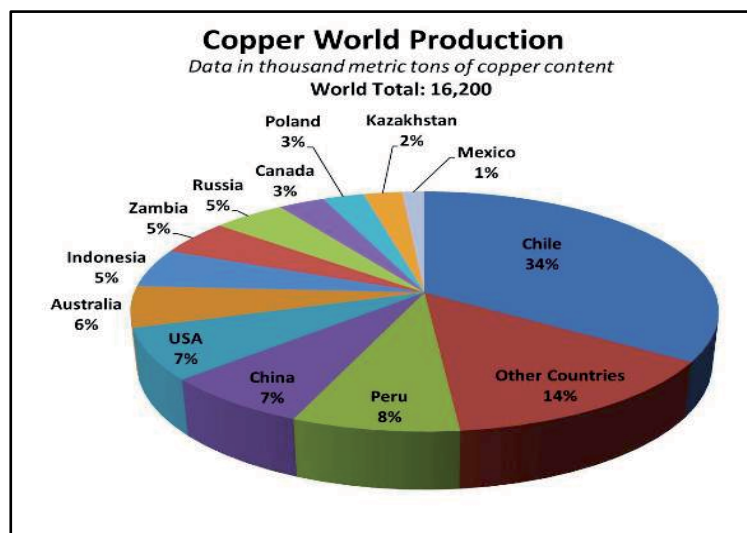


Figura 9: Producción de cobre a nivel mundial: Fuente: <http://www.rankia.com/blog/materias-primas/1874123-mayores-productores-cobre-mundo>

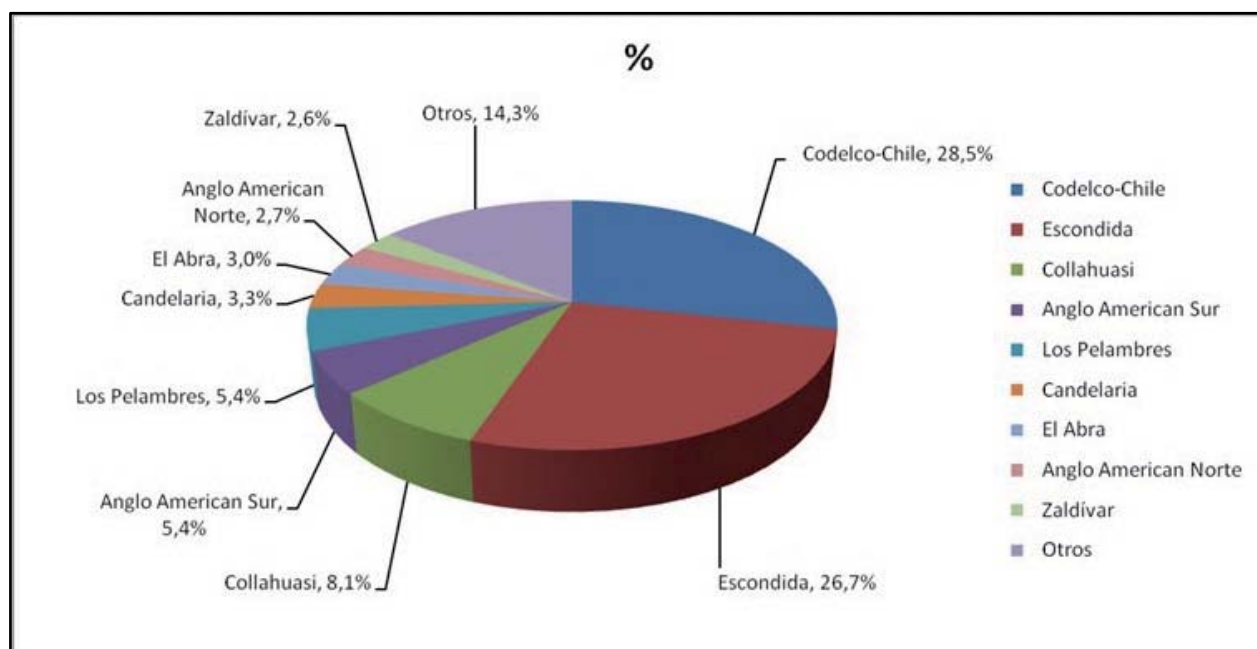


Figura 10: Producción de cobre a nivel nacional: Fuente: Comisión Chilena del Cobre (COCHILCO). <http://comercializacionyproduccion.comunidadviable.cl/>

Los principales productores de cobre en Chile se dividen entre empresas privadas y empresas del estado siendo la Corporación del Cobre (CODELCO) la empresa estatal más grande del país y la principal productora de cobre a nivel nacional (Figura 10). Estas empresas comercializan y exportan principalmente

cátodos y concentrados de cobre que se comercializan, en su mayoría, para procesarlos y obtener productos manufacturados como componentes de equipos tecnológicos, cables de cobre, etc. Los países a los que se exporta el cobre son China, mercados de Europa, Asia, entre otros (63).

La mayoría de las minas de Chile se encuentran ubicadas en la zona norte, principalmente en la III región de Atacama, donde gran parte del sustento económico depende de forma directa de la actividad minera. Las faenas mineras más importantes a lo largo del país son: Los Bronces y El Soldado (Exxon Minerals Co) Disputada Las Condes; Mantos Blancos (Angloamérica Corp.) y Chuquicamata, El Salvador, Andina y El Teniente (CODELCO). CODELCO fue nacionalizado en 1971 bajo el gobierno del Dr. Salvador Allende, luego de pertenecer a empresas estadounidenses (63).

2.11. Los Pasivos Ambientales de la Gran Minería.

Además del impacto en el desarrollo económico de los países y sobre las cifras de empleo a nivel mundial, que se estiman del orden de 40 millones de empleo indirecto y entre 200 y 250 millones de empleo indirecto, la industria minera produce anualmente millones toneladas de desechos, de los cuales los relaves son los más relevantes en términos del impacto ambiental, económico y en salud (164).

Los relaves son una mezcla líquida que queda después del procesamiento de mineral, que pasó por la molienda, lavaderos o concentradores de material una vez que se llevó a cabo la extracción de los minerales de interés económico. Es decir es un subproducto de la industria extractiva de metales (164).

En general, la composición química de los relaves depende de la mineralogía de área de extracción, la naturaleza de los procesos de extracción y los compuestos usados, la eficiencia y las condiciones ambientales del almacenaje y/o depósito. Los elementos (metales/metaloideos) más frecuentes son el Sílice (Si) y el Hierro (Fe), Aluminio (Al), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Manganeseo (Mn), Sodio (Na), Fosforo (P), Titanio (Ti) y Azufre (S). Dependiendo de la eficiencia de los procesos de extracción y del metal que esta siendo explotado, también se encuentran especies como Arsénico (As), Cobre (Cu), Plomo (Pb), Zinc (Zn), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Stroncio (Sb), Titanio (Ti), entre otros elementos (164) (Tabla 4).

Los contaminantes asociados a la actividad minera son en su mayoría metales pesados, los que además de tener un fuerte impacto en la salud pública, también generan un fuerte impacto en todo el ecosistema (agua, aire, suelo, biota). En los últimos años se ha demostrado que los desechos de las faenas mineras generan un violento daño ambiental en el ecosistema circundante, daño que muchas veces llega a ser irreparable (75, 82, 84, 177-180). Como la actividad minera genera una producción a gran escala, con pocas regulaciones y con altos niveles de contaminantes, el impacto en el medioambiente posterior a estas faenas es prolongado en el tiempo por muchos años. Los metales pesados tales como plomo (Pb), cinc (Zn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), y el cromo (Cr) son emitidos en el medio ambiente en grandes cantidades y en todos sus sustratos, al agua por medio del riego de aguas residuales; al suelo mediante la disposición de residuos sólidos y por los lodos residuales de las faenas, y al aire por medio de los procesos de combustión y por las emisiones vehiculares al interior de la mina (83, 84, 181). De esta manera la permanencia y la infiltración de los metales pesados en los sustratos genera un daño a escala local, poblacional, regional y muchas veces global (63, 82, 176, 182).

2.12 Situación de los Relaves Mineros en Chile.

La explotación de los recursos mineros ha sido responsable de transformación de nuestro medio ambiente y del paisaje natural de nuestro país, generando una contaminación en los distintos medios del ecosistema de manera casi irreversible. La CONAMA (Corporación Nacional del Medioambiente) declaró en los años noventa que seis de las siete zonas más contaminadas del país correspondían a faenas mineras o pueblos cercanos a ellas, muchos de estos pueblos fueron incluso catalogados como zonas no aptas para la vida humana (66).

La fundición de Chuquicamata es una de las mayores de todo el país y durante muchos años sus emisiones fueron un grave problema nacional, pero desde mediados de 1980 sus emisiones disminuyeron con la construcción de plantas especializadas para el tratamiento del ácido y nuevas tecnologías ambientales. Uno de sus principales problemas fue que las emisiones atmosféricas impactaban directamente en el campamento minero Chuquicamata, donde residían los trabajadores y sus familias, a raíz de este fuerte daño el campamento tuvo que ser evacuado por completo y hoy en día esta deshabitado (63). Las emisiones generadas por la faena de Chuquicamata incluían en esa época partículas con

contenido de arsénico, cobre, SO₂ y otros metales. Lo mismo sucede con el caso de la minera Potrerillos, donde al igual que en Chuquicamata, los altos niveles de emisiones de contaminantes impactó durante mucho tiempo en el pueblo del mismo nombre donde residían los trabajadores y sus familias. Si bien, en Potrerillos se han tomado medidas para disminuir estas emisiones de ácidos y partículas, aún queda pendiente el tema del impacto que ya se generó durante tantos años de emisiones descontroladas. Si bien, esta disminución en las emisiones aliviará sustancialmente el impacto generado en el pueblo de Potrerillos, aún queda el problema de las plantas de tratamiento de los ácidos, tema que sigue siendo una problemática ambiental de consideración global (63, 82).

Según la legislación chilena, se define como “deposito de relave” como un pasivo ambiental minero (PAM), es decir, *“aquella faena minera abandonada o paralizada, incluyendo sus residuos, que constituye un riesgo significativo para la vida o salud de las personas o para el medio ambiente. Por tanto, la calificación de PAM se entrega a una faena minera que presenta un riesgo significativo para la vida y salud de las personas y el medio ambiente”*. Entre los peligros que presentan esta la contaminación por metales pesados (aluminio, arsénico, asbesto, cadmio, cromo, cobre, hierro, plomo, mercurio, zinc, otros) hacia aguas superficiales y subterráneas; drenaje ácido; sedimentos contaminados; y emisión de material particulado fino⁵.

De acuerdo a estudios del Servicio Nacional de Geología y Minería *“en la actualidad, la producción de cobre fino alcanza 5,8 millones de toneladas de cobre fino, que para su obtención debe procesar entre 700 y 800 millones de toneladas de mineral, con leyes del orden de 0,8 % de cobre. La mayor parte de este corresponde a mineral de sulfuros primarios, que son sometidos al proceso de flotación, produciendo concentrado de cobre. Éste representa una pequeña fracción del total de mineral procesado y el resto pasa a formar parte del relave, que se acumula en distintos tipo de depósitos”*. Esto genera una gran cantidad de relaves que deben ser manejados y dispuestos con la mejor tecnología existente.

De acuerdo al catastro realizado y actualizado al año 2014, existen en el país 603 depósitos de relaves, de los cuales 216 son activos, 244 no activos y 143 sin información. El 81.5% corresponden a tranques de relaves. En la Región de Atacama hay 55 activos, 18 no activos y 912 sin información⁶.

⁵ Pasivos Minerales en Chile. Biblioteca del Congreso Nacional. file:///Users/dantecaceres/Downloads/archivo.pdf

⁶ CATASTRO NACIONAL DE DEPÓSITOS DE RELAVE Depósitos Activos y No Activos 2015. SERVICIO NACIONAL DE GEOLOGÍA Y MINERÍA. DEPARTAMENTO DE DEPOSITO DE RELAVES. <http://www.sernageomin.cl/detalle-noticia.php?idNoticia=127>

Uno de los casos más relevantes sobre el impacto generado por las actividades mineras al medio ambiente es lo ocurrido en la bahía de la ciudad de Chañaral, donde fueron a parar millones de toneladas de relaves mineros que fueron vertidos al curso del río El Salado por las fundiciones de Potrerillos y El Salvador durante cerca de 50 años ininterrumpidamente, contaminando la playa, el suelo, el aire y todo el ecosistema marino de la bahía (183-185).

2.13 Ciudad de Chañaral, Región de Atacama: Antecedentes Generales.

La provincia de Chañaral de la III Región tiene una superficie de 24.660 kilómetros cuadrados y cuenta con una población de 42.805 habitantes. Esta compuesta por dos comunas: la Capital costera Chañaral y Diego de Almagro, en la precordillera. Su población según el último Censo del año 2002 es de 13.543 habitantes los que se subdividen en 6.968 hombres y 6.575 mujeres los que se concentran en un alto porcentaje en la zona urbana (http://www.munichanaral.cl/?page_id=167).

Geográficamente Chañaral es una ciudad costera que presenta condiciones áridas de desierto, con muy escasa pluviosidad, que condiciona una escasa vegetación. Ésta, se emplaza sobre una estrecha terraza marina de aproximadamente 20 m de altura sobre el nivel medio del mar, tiene como respaldo el farellón costero que se levanta sobre los 200 m., con una extensa playa que se orienta en dirección noreste. El sistema hidrológico de la zona costera esta predominado por mareas altas y bajas que reactivan el lodo del relave cercano a la costa cuando éste es mojado por la marea alta (66). En la **figura 11** se muestra el mapa de la ubicación de Chañaral. Las principales actividades económicas se concentran en la minería, pesca y servicios (66).

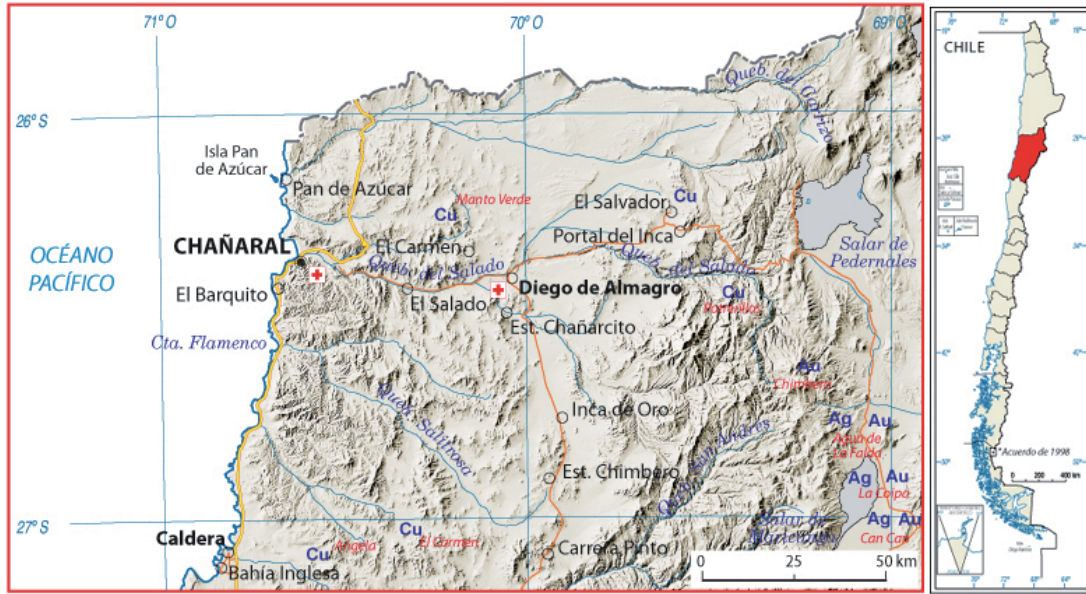


Figure 11: Mapa de Chañaral en la Región de Atacama, Chile.

2.14 Contaminación de la Bahía de Chañaral con Relaves Mineros.

Producto de la gran actividad minera de la región, se generó una gran cantidad de relaves los cuales fueron vertidos al curso del Río Salado sin ningún tratamiento previo (65). Se estima que en el transcurso de unos 50 años unos 350 millones de toneladas fueron transportados hasta el mar y se depositaron en la cuenca de la bahía de la ciudad de Chañaral, formando una playa artificial de unos 10 kilómetros de largo por 1 km de ancho y con una profundidad estimada entre 10 y 15 metros (63, 64) **Figura 12** . Esto llevó a que el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) calificara a la bahía de Chañaral en el año 1983 como uno de los problemas de contaminación marina más serios del mundo (64). Esta situación se mantuvo sin modificación hasta el año 1975, en que producto de la presión de la comunidad y por recursos judiciales se prohibió el vertido en esta zona, cambiando el lugar de depósito a la Caleta Palito que se encuentra unos 15 kilómetros al norte de la bahía. Esto significó que se extendió la extensión de esta contaminación más allá de mitigar esta situación (63, 186).



Figura 12. Fotografía Oblicua Trimetrogon 1948 y Imagen Satelital Spot 2006 de la bahía y ciudad de Chañaral.

Estos relaves con alto contenido de metales (polimetales) han producido un marcado efecto deletéreo sobre la flora y fauna marina del sector comparado con otros sectores del litoral donde no existen depósitos de relaves (67, 68, 70-72, 74, 75, 185, 187-190). Por otra parte, adyacente a la bahía de Chañaral existen diversos asentamientos poblacionales que están directamente impactados por el MP que se levanta por acción eólica (65, 76-78), los que estarían afectando la calidad de vida y la salud de la comunidad expuesta, especialmente aquellos grupos etarios más vulnerables (64, 76, 77, 80). De acuerdo a Astudillo (2008), los “vientos estacionales, principalmente de primavera y comienzos de verano elevan impresionantes cantidades de MP, generándose un ambiente irrespirable y un medio alterado para las personas” (65).

Los estudios de poblaciones humanas realizados en la Ciudad de Chañaral se han centrado en evaluar la exposición a MP través del aire y utilizando biomarcadores de exposición en orina. Se han realizado diversos estudios de monitoreo de material particulado respirable MP_{10} y las variables meteorológicas

asociadas. Desde 1995 en adelante se han determinado intermitentemente los niveles de MP₁₀ por el Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM), la Corporación del Cobre de Chile (CODELCO) y Instituto de Investigación Científica y Tecnológica de la Universidad de Atacama (IDICTEC), reportando que en diversas ocasiones se ha sobrepasado la norma de 150 µg/m³ (Tabla 5). Sin embargo, estas mediciones han sido realizadas por periodos cortos y no informan claramente de la distribución estacional y anual de este elemento. De acuerdo a Astudillo el monitoreo realizado por CODELCO, específicamente la División Salvador estaría demostrando que esta zona se encuentra en estado de latencia, es decir, aquella en que la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la respectiva norma de calidad ambiental (191), y por lo que la autora concluye que existiría un daño físico causado por el MP a los pobladores de Chañaral.

Tabla 5. Resumen de los estudios realizados en la Comuna de Chañaral.

Estudio	Objetivo	Tipo estudio	Periodo	Resultados
Cortes Sandra 2009. Tesis Doctoral	Caracterizar la exposición a metales en residentes de Chañaral y determinar la percepción de la contaminación ambiental	la Prevalencia N= 204 adultos. Matriz: orina As-t; As-i Cu, Ni, Hg y Pb	1 semana de Junio 2006.	Niveles de As y Ni (niños) fueron mayores al comparar con ciudades no expuestas, pero similares a ciudades expuestas. Cu, Hg y Pb excedieron a lo reportado en poblaciones no expuestas y expuestas. Los valores de normalidad superaron 44.8% Cu, 29.4% As-t, 21.1% Ni, 16.9% As-i, 9.3% Hg y 8.3% para Pb. El 71% de los entrevistados mostró alta percepción de riesgo comunitario por contaminación de aire, agua y suelos. 49% mostró alta percepción del riesgo personal por contaminación del agua. Vivir cerca del relave, años de escolaridad, ser mujer y pertenecer al sistema de salud privada se asoció a riesgo ambiental.
Astudillo Fabiola. 2008. Tesis de Titulo, sobre el relave depositado en la Bahía de Chañaral.	Proponer líneas de acción y establecer diseño de anteproyecto de medidas de mitigación para abordar la problemática ambiental de la calidad del aire generado por relaves depositados en la bahía de Chañaral.	Revisión Bibliográfica		El Cu se presenta en mayor cantidad tanto en las aguas marinas e intersticiales como en los sedimentos, y bioacumulado en la biota. Los relaves no constituyen un material tóxico de acuerdo a D.S. 148, pero cabe destacar que este análisis sólo fue realizado a las arenas blancas existentes no a las arenas verdes. Respecto a los análisis preliminares de MP ₁₀ en ocasiones se supera el valor de la norma. La zona se encuentra en latencia, por lo que se concluye que si existe un daño físico causado por el material particulado a los pobladores de Chañaral. Debido a que el Material Particulado Respirable 2.5 es más dañino para las personas se recomienda un monitoreo de este material, además de realizar estudios epidemiológicos sobre los efectos del material particulado respirable en los habitantes de Chañaral. Se recomienda un muestreo representativo a las arenas de Chañaral y un seguimiento a la forestación de la bahía de Chañaral realizada en el pasado por CONAF.

CIMM: Centro de Investigación Minero Metalúrgica para el Ministerio de Minería

Tabla 5: Continuación. Resumen de los estudios realizados en la Comuna de Chañaral.

Estudio	Objetivo	Tipo estudio	Periodo	Resultados
Cortes S, Fortt A. 2008	Medir la concentración de metales tóxicos en una muestra de adultos que trabajan en contacto con metales	Transversal. 28 adultos As, Cu, Ni, Hg y Pb. Matriz: orina	2006	Altos niveles de As total (69,8 ug/L), cobre (34,85 ug/l y Hg (5,65 ug/l) comparado con individuos no expuestos. As total y Hg presentan valores bajos los estándares para población ocupacionalmente expuesta.
CIMM 2008 CIMM T&S para CODELCO Chile División Salvador	Informe Estación de Monitoreo de Meteorología y Calidad del Aire MP10 Chañaral.			Se resume el comportamiento del material particulado respirable MP10 y las variables meteorológicas en la ciudad de Chañaral desde el año 2003 a la fecha.
Wisskirchen, C; Dold B; Spangengerg J. 2006	Este estudio analizó el origen y la influencia de diferentes infiltraciones de agua en los depósitos de relaves.		Mayo 2005	Se concluye que los infiltrados de aguas presentes en el deposito de relaves tiene un alto contenido de Cu disuelto.
Centrón, Abelardo 2005	Niveles de Plomo en Niños < 15 años Expuestos a Relaves Mineros en Chañaral		Abril 2002 a abril de 2003. 285 niños	Niveles de plomo inferiores a los valores considerados de riesgo para la salud. Chañaral Pb med 3,4 µg/dl Caldera Pb med 1,8 µg/dl
Aguirre, Oscar 2005	Exposición a arsénico en población urbana cercana a una fuente de contaminación de relaves en la ciudad de Chañaral		Diciembre 2001 a marzo 2003. Muestra de 285 niños < de 15 años	Chañaral 17,23 (17,2) µg/L; Caldera 13,96 (10,5) µg/L Acuden al relave 19,87 (24,20) µg/L; No acuden 15,99 (12,50) µg/L; No se observó relación con la distancia; Consumo de pescado factor relevante.
Ramírez et al. 2005	Evaluación de los sedimentos provenientes de la mina de El Salvador.	Impacto Medioambiental en las Arenas de Playas Debido a la Minería de El Salvador, Chile,	2002	Cd, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn son los metales mayormente asociados con la fase residual de los relaves y se encuentran disponibles en alta concentración.
IDICTEC 2001	Estudiar el comportamiento del MP10 en la ciudad de Chañaral		Febrero- Abril 2001	1 medición sobrepasó los 150 µg/Nm ³ Promedio de MP ₁₀ durante el periodo fue de 66 µg/Nm ³ Se determinó Cu, As y Mo. Siendo el Cu el elemento más frecuente.

CIMM: Centro de Investigación Minero Metalúrgica para el Ministerio de Minería

Tabla 5: Continuación. Resumen de los estudios realizados en la Comuna de Chañaral.

Estudio	Objetivo	Tipo estudio	Periodo	Resultados
CIMM 1999	Diagnostico Calidad del Aire. Caracterización de filtros	Material Particulado MP10. Composición MP10	1998-1999	As 1- 57 ng/Nm ³ Pb 0,013-0,032 ug/m ³ (bajo la norma 0,5 ug/m ³).
Codelco-Chile 1999	Declaración de impacto ambiental Proyecto ampliación tranque pampa austral año 1999.			La norma de 150 µg/Nm ³ fue superada en 9 oportunidades Prom 72 µg/Nm ³ (----, 428 µg/Nm ³)
CIMM 1996 (Chañaral, Palito y Lancha)	Identificar impactos ambiental en la zona costera y determinar niveles de contaminantes en matrices ambientales	Matrices: Aire Agua	15 días/ monitoreo en dos puntos	Aire: 3 mediciones de MP10 superaron la norma de 150 µg/Nm ³ . Se determinó Cu, As y Mo. Siendo el Cu el elemento más frecuente Flora y fauna marina presenta elevadas concentraciones de Cu. Agua (1 vivienda, servidas y de afloramiento sector relaves): As (4,3 mg/l), Cu(23 mg/l para aguas de relave. Los valores obtenidos de aguas de filtración de los relaves fueron bajo los niveles máximos establecidos por la EPA para As, Cd y Hg.
CIMM 1995	Monitoreo de MP10		22 Septiembre al 7 de Octubre	De un total de 16 mediciones, en 3 los valores fueron mayores que 150 µg/Nm ³ Estación servicio 207 (51-403) µg/Nm ³ Población Pan de Azúcar 146 (46-310)µg/Nm ³

Al analizar la composición del MP, este presenta elevadas concentraciones de Cobre (Cu), Zinc (Zn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Mercurio (Hg), Plomo (Pb) y Arsénico (As). Estudios realizados por la Universidad de Atacama a solicitud del Servicio de Salud revelan un alto contenido de Cu, Zi y As, estando el Pb, Hg y Cd en niveles muy bajos. Se estableció que el Cu se encuentra en una concentración tres veces mayor en la población del sector norte de la ciudad (Estación Pan de Azúcar) en comparación con la medición hecha en el centro de la ciudad (Estación Liceo) (192).

Cortés (2009) en un estudio de prevalencia en 204 adultos determinó los niveles de As total, Cu, Ni, Hg y Pb en orina y se compararon en base a estándares y opinión de expertos que establecieron puntos de corte de normalidad para cada metal. Los resultados mostraron que los niveles medios de As total y As inorgánico fueron mayores a lo reportado en poblaciones no expuestas ambientalmente a As en agua. El nivel de Ni mayor a lo reportado en poblaciones no expuestas. El Cu y Hg fueron mayores a lo descrito en poblaciones no expuestas ambientalmente. La prevalencia de individuos muestreados que superaron los estándares y opinión de expertos fue de 44.8% Cu, 29.4% As-t, 21.1% Ni, 16.9% As-i, 9.3% Hg y 8.3%

para Pb. Además su estudio reveló que el 71% de los encuestados piensan según su percepción de riesgo que los problemas ambientales están dados por la contaminación química del aire, agua y suelos, siendo la exposición por metales muy importante para ellos.

No existe mucha información publicada en relación a estudios sobre exposición a MP con contenido metálico, como es el caso del MP proveniente de relaves mineros. Se han realizado estudios recientes de exposición de relaves mineros en niños viviendo alrededor de zonas aledañas. En Taxco, México se determinó en un grupo de 50 niños de 6 a 11 años de edad los niveles de As, Hg, Cr, Ni, Cd, Ba, Co, Cu, Zn, Mn, Mo, Sr, Pb y Fe. Los resultados de este estudio piloto muestran que los niños residentes en la áreas con relaves mineros están expuestos a diversos metales y para el caso de Ni, Ba, Mn, Cr, Cd, As, Hg y Pb los niveles estaban sobre los valores de referencia (178).

Varios componentes de MP, como metales de transición como el Fe, Cu, Ni y Cr son conocidos de producir severa toxicidad sobre los tejidos expuestos (136-138). Existen muchos estudios que han evaluado los efectos producidos por la exposición a metales pesados en la salud de la población a través de distintas vías de exposición (aire, agua, suelo, alimentos, etc.) y que observaron una variedad de efectos tóxicos en la salud como efectos carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos (82, 193). El estudio realizado por Qu et al., demostró que la exposición a metales pesados en villas cercanas o circundantes a faenas mineras representaba un alto riesgo para la población, y que la distancia existente entre la faena minera y las poblaciones podía ser una barrera de protección dependiendo de cuán lejos o cerca estaban. Además concluyó que los riesgos estimados por la exposición a metales pesados provenían no sólo por una sola vía de exposición, sino más bien por un sistema múltiple de vías de exposición, como por ejemplo la ingesta de vegetales cultivados en suelos contaminados o regados con aguas contaminadas y la inhalación del aire al interior de las viviendas (82).

En mayo de 1999 se aprobó la política ambiental regional, donde se reconoce los efectos generados por los relaves depositados en la bahía de Chañaral⁷. *“generan actualmente importantes emisiones de material particulado, cuyas concentraciones ambientales en algunas ocasiones han sobrepasado las normas nacionales en sectores poblacionales del área noroeste de Chañaral y, asimismo, plantea que son*

⁷ Política Ambiental de la Región de Atacama. El 9 de enero de 1998, el Consejo de Ministros de la CONAMA aprobó el documento "Una Política Ambiental para el Desarrollo Sustentable", a través del cual el Gobierno Chileno explicita su visión sobre el tema y su inserción en los propósitos globales que guían su acción. [http://www.uantof.cl/crea/introcs/Chile.%20CONAMA.%20Comisi%F3n%20Nacional%20del%20Medio%20Ambiente%20-%20Po%20\(3\).htm](http://www.uantof.cl/crea/introcs/Chile.%20CONAMA.%20Comisi%F3n%20Nacional%20del%20Medio%20Ambiente%20-%20Po%20(3).htm) visitada agosto de 2011.

conocidos los impactos que se han producido sobre el medio ambiente marino. En la actualidad la bahía presenta un profundo desequilibrio de los ecosistemas, debido a los residuos líquidos arrojados durante décadas". Por otra parte, durante este periodo se rechazó legalmente la instalación del proyecto "Construcción Áreas de Esparcimiento Playa Grande y su Entorno", presentado con fecha 12 de abril de 2007, por la Autoridad Sanitaria Regional cuya resolución fue: "De acuerdo al análisis efectuado a datos entregados por estudios realizados en Chañaral, se plantea que la playa es un depósito de residuos mineros masivos y que existiría evidencia para afirmar que dichas arenas son el principal emisor de material particulado y elementos traza presentes en él tales como, Cu, As y Zn, concentración que aumentaría conforme disminuye la distancia del receptor (población) respecto de la playa. Si se considera que todo riesgo consiste en la intersección de tres componentes, que son: la fuente, la vía de exposición y el receptor, se tiene que el proyecto es susceptible de presentar riesgo para la salud de la población, dado que atrae al receptor que es la población usuaria a la fuente que es la arena de relave"⁸

El presente trabajo es un primer esfuerzo en examinar el impacto de los niveles de MP exteriores sobre función respiratoria en escolares y secundariamente determinar la composición de metales/metaloideos presentes en MP en los microambientes residenciales, de jardines infantiles y escuelas básicas del área de Chañaral. No existe mucha información publicada en relación a estudios sobre exposición a MP con contenido metálico, como es el caso del MP proveniente de relaves mineros.

3. CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN.

Los estudios de poblaciones humanas realizados en la Ciudad de Chañaral se han centrado en evaluar la exposición ambiental a MP₁₀ y utilizando biomarcadores de exposición a metales en orina. A la fecha no existen estudios de seguimiento en la población expuesta a relaves mineros en Chañaral que hayan evaluado el efecto agudo y/o crónico en la salud. Los estudios transversales desde el punto de vista de la causalidad tienen bastantes limitaciones ya que es muy difícil hacer inferencia causal, es decir evaluar una relación causa-efecto, por otra parte están sometidos al efecto de diversos sesgos que hacen más complicado la validez externa de los resultados. En cambio los estudios que más nos acercan hacia la causalidad, son los prospectivos, donde se sigue un periodo determinado a la población expuesta y se

⁸ Rechazado Resolución de calificación ambiental (RCA) 231 30-sep-2009 Comisión Nacional del Medio Ambiente, III Región Atacama. http://seia.sea.gob.cl/expediente/ficha/fichaPrincipal.php?id_expediente=2075865&idExpediente=2075865&modo=ficha visitada en agosto de 2011.

puede asociar con mayor certeza la aparición de determinados eventos (incidencia) en la salud en relación a alguna exposición específica que se quiere evaluar.

Este estudio aporta evidencia científica sobre el efecto agudo en la salud respiratoria por exposición a $MP_{10/2.5}$ con contenido metálico en los niño(a)s que habitan en este sector y que pueda ser extrapolado a situaciones donde la población este expuesta a pasivos ambientales del tipo relaves mineros. Desde el punto de vista de la evaluación de riesgo este tipo de información es de utilidad para el manejo del riesgo y la toma de decisiones por parte de las autoridades pertinentes en política sectoriales de gestión y salud ambiental. Este es un problema que afecta gran parte del territorio nacional ya que a la fecha a lo largo de Chile se ha catastrado sobre 600 depositos de relaves mineros, muchos de los cuales estan próximos a asentamientos poblacionales urbanizados (194).

La pertinencia de este estudio se basa en el enfoque de aplicación a una población altamente vulnerable como son los niños (pediatría ambiental), éstos se consideran uno de los grupos más susceptibles a efectos adversos por la contaminación del aire debido a factores fisiológicos (ya que sus cuerpos están en pleno crecimiento), a su constitución física y a su patrón respiratorio comparado con los adultos. Factores sociales como la pobreza, la malnutrición, la injusticia ambiental y el trabajo infantil aumentan la exposición de los niños a las sustancias contaminantes y la susceptibilidad a sus efectos (195-197).

Por otra parte, tomando en cuenta que los niños pasan la mayor parte de su tiempo en microambientes interiores, especialmente en el hogar y la escuela, se torna prioritario el estudio cualitativo como cuantitativo de la calidad del aire en términos de MP en los microambientes interiores donde realizan la mayor parte de sus actividades diarias, así como su relación con los niveles exteriores.

4. CAPÍTULO 3. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS.

4.1. Preguntas de Investigación.

¿Existe asociación entre la exposición a $MP_{2.5}$ atmosférico y la función respiratoria de los escolares de la ciudad de Chañaral?

¿Es la composición metálica y másica del $MP_{2.5}$ determinada al interior de microambientes escolares diferente a la de microambientes exteriores?

4.2. Hipótesis.

La exposición a MP fino ($MP_{2.5}$) en la ciudad de Chañaral esta asociado a la disminución de la función respiratoria en niños escolares.

La composición metálica/metaloides y másica del material particulado fino ($MP_{2.5}$) al interior de microambientes escolares en la ciudad de Chañaral esta asociada a la encontrada en microambientes exteriores.

5. CAPÍTULO 4. OBJETIVOS.

5.1. Objetivos General.

Evaluar la asociación entre la exposición a material particulado fino ($MP_{2.5}$) y su efecto agudo sobre la función respiratoria, de escolares de la ciudad de Chañaral y caracterizar simultáneamente la composición metálica y másica del $MP_{2.5}$ en microambientes interiores y exteriores de jardines infantiles y escuelas básicas de la ciudad en el periodo de invierno, primavera y verano.

5.2. Objetivos específicos.

- Monitorear y analizar los niveles atmosféricos de $MP_{2.5}$ y las variables meteorológicas durante el periodo de estudio.
- Determinar simultáneamente y comparar la concentración másica y de metales/metaloides en $MP_{2.5}$ al interior y exterior de los microambientes escolares durante la jornada escolar en el periodo de invierno, primavera y verano.
- Evaluar repetidamente la función pulmonar de los niños durante el periodo de estudio.
- Estudiar la relación entre la exposición diaria a $MP_{2.5}$ y los cambios en función respiratoria de los niños durante el periodo de estudio.

6. CAPÍTULO 5. MÉTODOS.

6.1. Tipo de Estudio.

Estudio de diseño longitudinal tipo panel. Este diseño se caracteriza por realizar mediciones repetidas en los sujetos estudiados lo que permite identificar cambios en el desenlace de interés según la variación de la exposición a través del tiempo. Este diseño constituye una herramienta útil para estudiar efectos a corto plazo y en el tiempo de una variable de exposición como la contaminación del aire (144). Estos diseños permiten seguir a pequeños grupos de individuos intensamente en periodos cortos de tiempo (típicamente meses) con el objetivo de estudiar efectos agudos debido a los cambios en la exposición durante el tiempo de seguimiento. Son los estudios que más se han utilizado para evaluar efectos agudos por contaminación del aire en niños (11, 141, 198). En estos estudios los niveles de los contaminantes del aire determinados son expresados como promedio en series de tiempo, por lo que se estudia la relación temporal entre la exposición y el evento de interés. Como la contaminación del aire es común a todos los miembros de la cohorte en estudio, el grupo control no es necesario, cada sujeto se comporta como su propio control y las únicas variables que varían en el tiempo son propias del individuo y, en consecuencia, fácilmente incorporables al análisis (11, 144).

6.2. Población, Diseño Muestral y Tamaño de la Muestra.

La población en estudio fueron escolares entre 6 y 15 años de la ciudad de Chañaral. Para construir el marco muestral se solicitó a todas las escuelas, municipales, subvencionados y particulares, un listado de los niños del grupo etario a estudiar con sus respectivas direcciones de residencia. Con dicha información el marco muestral quedó constituido por N=1896 niños, 1621 de 6 establecimientos municipales y 255 de 1 colegio particular subvencionado.

Para establecer el diseño muestral se utilizó una estrategia de muestreo complejo y mixto que privilegia representatividad y selección aleatoria de las unidades de muestreo (viviendas) y unidades de análisis (escolares), esta estrategia permitió trabajar con un tamaño muestral suficiente para estudios analíticos que permitan la comparabilidad de la unidad de análisis (cada escolar durante el período de estudio) respecto a los efectos en salud esperados y considerar aspectos tales como: potencia estadística, nivel de significación y tamaño del efecto.

Se estimó un tamaño de muestra de 115 escolares para realizar contraste de hipótesis bajo los siguientes supuestos asociados a modelos longitudinales (199): tamaño de efecto igual a -0.04 L/min por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} (disminución esperada del FEM en niños expuestos, nivel de significación del 5%, poder estadístico de 80% (nQuery Advisor 4.0). Se asumió un 20% de sobredimensionamiento en caso de pérdidas, lo que da un tamaño de muestra final de $n=150$ escolares.

La selección de las unidades de muestreo y análisis se realizó a través de un muestreo de tipo bietápico estratificado (selección de vivienda en la primera etapa y selección del niño en la segunda etapa) utilizando afijación óptima de Neyman. Las unidades al interior de los estratos geográficos fueron seleccionadas mediante muestreo aleatorio sistemático, cuyo objetivo fue generar un distanciamiento espacial de las unidades que privilegia su representatividad. Los estratos geográficos utilizados se construyeron a partir de la variable distancia; definida como la "distancia perpendicular de la vivienda a la línea de borde de la playa", la cual se categorizó en tres estratos que incluyen los distintos gradientes de proximidad al lugar de acopio; finalmente, éstos quedaron definidos según las distancias y se definieron como: E1 (0-600 mts), E2 (>600-1200 mts) y E3 (>1200-1800 mts) (Figura 13).

6.3. Criterios de Inclusión y Exclusión.

Fueron incluidos niños que habían vivido durante el último año en la ciudad bajo estudio. Se excluyeron los sujetos con enfermedades sistémicas en estadio agudo, que estuvieran usando medicamentos que afecten el funcionamiento del sistema nervioso central y con alguna condición médica que interfiera en los exámenes de función respiratoria (por ejemplo: cirugía torácica reciente, dolor torácico o abdominal sin causa precisada). La espirometría es una maniobra dependiente del esfuerzo y requieren colaboración por parte del sujeto, por lo tanto fueron excluidos aquellos sujetos que no podrían colaborar o no comprender las indicaciones.

6.4. Georeferenciación de las unidades de muestreo (domicilios de los niños, escuelas y jardines infantiles).

A través de sistemas de posicionamiento global (GPS) se georeferenciaron las unidades de muestreo correspondientes a los domicilios de los niños y recintos escolares (Figura 14). Se gestionó con las autoridades y unidades correspondientes del gobierno local, la obtención de un plano local con manzanas y división predial, idealmente escala 1:5.000 o mayor, en formato digital en una proyección cartográfica

WGS84 (UTM-19-S). Se localizó en él a su vez, aquellos aspectos territoriales que puedan tener alguna implicancia en la interpretación de los resultados, por ejemplo cotas adicionales de altura, extensión de los sedimentos de playa u otros elementos necesarios que requieran actualización para la investigación. Se utilizó un navegador satelital GPS, marca Garmin (+/- 3 m precisión) y una ficha catastral para el registro de los datos que identificarán a los recintos. Adicionalmente se llenó una ficha que permita caracterizar los recintos (materialidad, número de residentes, superficie o número de habitaciones, entre otras características).

Para evaluar el impacto de la proximidad de las residencias de los niños y recintos escolares a la bahía, se estimó la distancia perpendicular de la vivienda seleccionada a la línea de borde de la playa (Figura 14), así se incorporan los distintos gradientes de proximidad al lugar de acopio y que están relacionados con la dirección del viento que influye en el aporte de contaminantes los que ingresan por el flanco de ataque al centro poblado.

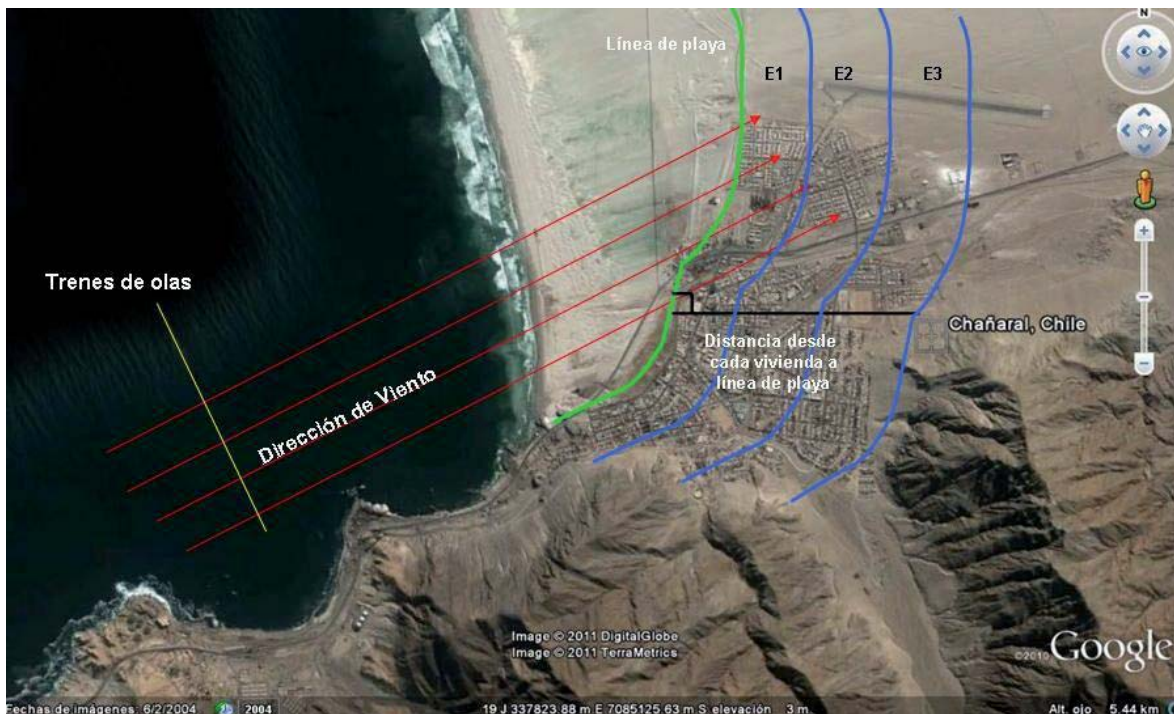


Figura 13: Foto satelital de la Bahía de Chañaral, III Región de Atacama. Se presentan los estratos para evaluar proximidad.

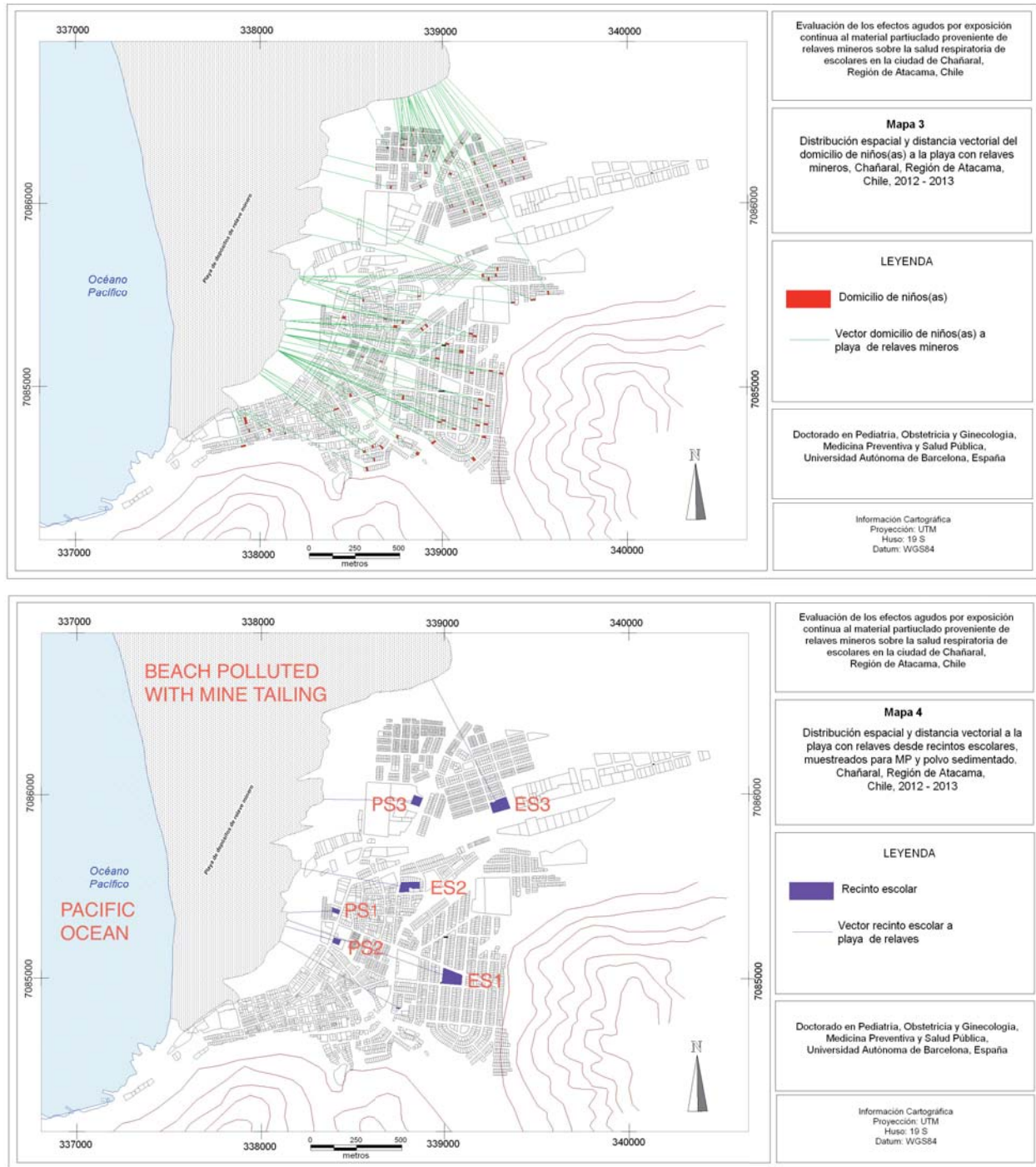


Figura 14. Georeferenciación las unidades de muestreo correspondientes a los domicilios de los niños (rojo) y recintos escolares (morado).

6.5. Monitoreo de Material Particulado y Caracterización de Metales/metaloides en MP_{2.5}.

6.5.1. Mediciones de Material Particulado MP_{2.5} y Variables Meteorológicas.

La estación de monitoreo y las mediciones fue efectuado por una empresa certificada (CESMEC S.A). Las concentraciones de MP_{2.5} se midieron diariamente cada 24 horas con periodicidad continua para lo cual se usó un monitor marca THERMO 5014i. Los niveles atmosféricos de MP_{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) se midieron a través de una estación de monitoreo ubicada en la Dirección de Vialidad de la ciudad de Chañaral (Latitud 26° 20'17.54"S Longitud 70° 36'57.58"O), debido a que éste lugar cumplía con los requisitos para que la estación de monitoreo de calidad del aire fuera calificada con representatividad poblacional (Anexo 1).

Una estación meteorológica registró los datos de velocidad y dirección del viento, temperatura, humedad relativa, radiación solar, presión atmosférica y precipitaciones. El monitoreo continuo de estas variables se efectuó de acuerdo a la metodología indicada por la EPA en el Volume IV: Methodological Measurements del Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems. La información de estas variables fue almacenada en Datalogger® y posteriormente se obtuvieron planillas Excel con los datos por cada minuto de medición. Los datos generados fueron almacenados en un sistema de adquisición de datos Datalogger® que permite obtener planillas Excel® con los datos por cada minuto de medición. El montaje, calibración y operación de los equipos en la estación de monitoreo fue efectuado por personal especializado de la empresa (Anexo 1).

El período de medición fue de 182 días, desde el 10 de noviembre de 2012 hasta el 12 de mayo de 2013. La red de monitoreo cuenta con casetas de diseño robusto, climatizadas, provistas de racks y tomas de muestra temperadas de acuerdo a lo solicitado por el Decreto. Supremo. No 61 del MINSEGPRES.⁹ Estos monitores fueron chequeados por Zero y Span semanalmente y en forma automática. Se utilizó analizadores certificados por la agencia ambiental EPA o Comunidad Europea, de acuerdo a lo solicitado por la Legislación Chilena.

⁹ REGLAMENTO DE ESTACIONES DE MEDICIÓN DE CONTAMINANTES ATMOSFÉRICOS. Núm. 61.- Santiago, 18 de junio de 2008. Libro Décimo del Código Sanitario, del Ministerio de Salud. Ley N° 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Chile.

6.5.2. Medición Gravimétrica de MP_{2.5} y Caracterización de Metales/metaloides del MP_{2.5}.

La concentración de MP_{2.5} se midió en 3 dependencias (microambientes): sala de clases, oficina administrativa y patio, siendo consideradas la sala y oficina como microambiente "Interior" y el patio como microambiente "Exterior". Las mediciones se realizaron durante la jornada escolar (8:30 a 16:30 aprox.) en dos días consecutivos, obteniendo una medición de 8 horas diarias, con un total de 16 horas por establecimiento y estación del año. Es decir, se requirió de 14 días de monitoreo por época del año y 42 días de monitoreo en total (7 recintos x 2 días x 3 estaciones). El período de mediciones fue en los meses de diciembre, abril y julio (estaciones de verano, otoño e invierno respectivamente), con la finalidad de ver el comportamiento estacional del MP_{2.5}. Todos los establecimientos que participaron en la medición fueron georreferenciados de manera tal de establecer su proximidad o lejanía con el relave minero, como se observa en la **Figura 14**.

Se colectó simultáneamente el MP en filtros de teflón de 37 mm de diámetro dispuestos en el dispositivo impactador Personal Environmental Monitors (PEM) de corte MP_{2.5}, haciendo uso de bombas gravimétricas de muestreo 44XR® Universal Sample Pump (SKC Inc., Eighty Four, Pennsylvania, USA) a un flujo de 4 L/min (SKC Inc., Eighty Four, Pennsylvania, USA)(45) (**Anexo 2**).

Los metales/metaloides determinados en el MP_{2.5} fueron: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Ba, La, Hg, Pb. Estas determinaciones fueron realizadas en EEUU el laboratorio CHESTER LabNet., utilizando la técnica de fluorescencia de rayos X (XRF Analyte), que esta estandarizada a través del método EPA IO-3.3 del compendio de métodos para la determinación de compuestos inorgánicos en el aire ambiental usando Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X (XRF). <http://www.chesterlab.net/>.

Como control de calidad se realizaron se realizaron mediciones con filtros blanco se realizaron mediciones en duplicado y blancos como control de calidad de nuestra técnica de monitoreo. Junto a los blancos y duplicados se realizaron calibraciones periódicas de las bombas de muestreo y limpieza de los PEMs luego de finalizar las mediciones en cada establecimiento, así nos aseguramos de que los datos obtenidos sean de buena calidad y por lo tanto, representen el escenario de cada uno de los establecimientos. Los controles de calidad de las mediciones de metales se presentan en la sección anexos (**Anexo 3**).

Cada microambiente muestreado (salas de clases, oficinas administrativas y patios externos) se caracterizó a través de una encuesta ambiental que consideró una inspección visual interna y externa donde se registraron todos aquellos factores relacionados o que modifiquen la calidad del aire en los ambientes escolares, ésta consideró ámbitos físicos de la construcción (metros cuadrados de ventanas, número de puertas, diseño, ventilación, antigüedad, distribución, material de edificación, tipo de aislación etc.), de las actividades de las personas (profesores, niños), de mantención (rutinas de limpieza, arreglos, pinturas, etc), ventilación y calefacción (usos, tipo y horarios) y del entorno (densidad de tráfico vehicular, actividades industriales, ubicación geográfica, condiciones meteorológicas del día, etc.)(200). Durante el periodo de monitoreo un profesor o encargado llevó un diario de actividades para registrar los acontecimientos que han ocurrido durante la jornada y que puedan influir en los niveles de MP (201, 202).

Como control de calidad de las mediciones con los filtros, se realizaron mediciones en duplicado y blancos como control de calidad de nuestra técnica de monitoreo. Junto a los blancos y duplicados se realizaron calibraciones periódicas de las bombas de muestreo y limpieza de los PEMs luego de finalizar las mediciones en cada establecimiento, así nos aseguramos de que los datos obtenidos sean de buena calidad y por lo tanto, representen el escenario de cada uno de los establecimientos (**Anexo 3**).

6.6. Mediciones de Función Pulmonar.

La función pulmonar se midió a través de espirometrías realizadas a los niños durante la jornada escolar (diurna) en sus respectivos establecimientos educacionales aproximadamente cada 2 semanas, entre el 12 de noviembre de 2012 hasta el 10 de mayo de 2013. Éstas se llevaron a cabo utilizando un espirómetro portátil, marca EasyOne Spirometer®, y fueron realizadas por personal capacitado según normas de procedimiento de la Sociedad Chilena de Enfermedades Respiratorias del año 2006 (148), las cuales se basan en las normativas internacionales de la American Thoracic Society/European Respiratory Society (ATS/ERS) (203).

El procedimiento se realizó en una sala facilitada por cada escuela y consistió en que el niño al cual se le tomaba la espirometría debía estar en posición de pié, con la espalda derecha y mirando al frente; se le ocluyó la nariz con una pinza nasal al mismo tiempo en que el niño colocaba la boquilla del espirómetro en su boca y apretaba los labios para que no hubiera fuga de aire. Luego, se comenzó con la maniobra que

consistió en realizar una inspiración máxima seguida de una espiración a máxima fuerza y velocidad, exhalando continuamente durante al menos 3 o 6 segundos según la edad del niño.

Se realizaron un mínimo de 3 maniobras, si éstas cumplían los criterios de aceptabilidad y reproducibilidad, y un máximo de 8 cuando algunas curvas se evaluaron como inadecuadas. Las espirometrías seleccionadas para el análisis, por cada test de función pulmonar, fueron las que cumplían con los criterios de aceptabilidad, es decir, obtener 3 maniobras aceptables en que los trazados no presentaran artefactos (evidencias de fuga de aire alrededor de la boquilla), con un buen comienzo en la espiración y un tiempo espiratorio mayor a 6 segundos en mayores de 10 años y 3 segundos en niños menores; y los criterios de reproducibilidad en que no debe haber una diferencia mayor que 150 ml entre los 2 mejores VEF1 y 2 mejores CVF (148). Se consideró el efecto en los siguientes valores espirométricos: Volumen espiratorio forzado en el primer segundo (VEF₁) y Capacidad vital forzada (CVF) medido en litros; Flujo espiratorio máximo (PEF) y Flujo espiratorio forzado en la mitad central de CVF (FEF₂₅₋₇₅) medido en mililitros/segundo (**Anexo 4**).

Previo al comienzo de las espirometrías que forman parte del análisis de este estudio se realizó una primera visita a los colegios de los niños con el objetivo de medir y registrar el peso (kg) y la talla (mt) de los niños, con instrumentos y procedimientos estandarizados, y para demostrar e instruir a los escolares sobre la maniobra del examen de función pulmonar.

6.7. Encuesta de Datos Sociodemográficos, Salud y de Exposición Ambiental.

Las variables socio-demográficas para caracterizar los sujetos y otras variables que podrían afectar los resultados de éste estudio se identificaron a través de un cuestionario de datos socio-demográficos, salud y de exposición ambiental dentro y fuera del hogar (**Anexo 5**), el cual fue respondido por los padres/cuidadores principales después de firmar el consentimiento informado/asentimiento.

El ingreso de los datos se realizó utilizando el software EpiData 3.1. Algunas preguntas de salud, específicamente las que indagaron sobre la presencia de asma y atopía, fueron basadas en el cuestionario del estudio International Study of Asthma and Allergies in Childhood- ISAAC(204), las cuales han sido validadas en población chilena (205).

6.8. Plan de análisis.

Se realizó un análisis exploratorio de los datos (AED) con la finalidad de detectar la presencia de datos mal codificados, duplicados y datos ausentes, así como también para estudiar la distribución de las variables y su descripción. Este AED se realizó en las siguientes bases de datos: niños (características), variables espirométricas, concentraciones de MP y metales/metaloideos, y variables meteorológicas. Esto se llevó a cabo a través de medidas de tendencia central, posición, dispersión y forma de acuerdo a la distribución de las variables continuas. Dicha distribución se estudió a través de histogramas, gráficos de cajas y gráficos de densidad observada. La descripción de las variables cualitativas se realizó a través de porcentajes. Se realizaron gráficos de dispersión y correlaciones para estudiar la relación entre variables continuas.

En el caso de las variables espirométricas, se realizó la descripción de los valores según 4 categorías generadas a partir de los cuartiles de la variable edad debido a que los valores espirométricos están asociados a la edad del sujeto. Los valores espirométricos se compararon entre las categorías de las variables cualitativas a través de test t student o ANOVA, según el número de categorías.

Se construyeron rezagos para la variable exposición, para esto se estudiaron los promedios horarios de los niveles de MP durante el período de estudio. Luego, se estudió el efecto de la exposición al momento de la maniobra espirométrica (lag 0), y los valores promedios, percentiles 75 y máximos de 4, 12, 24 y 48 horas previas al examen (lag4 promedio - lag4 P75- lag4 máximo - lag12 promedio- lag12 P75 - lag12 máximo- lag24 promedio - lag24 P75 - lag24 máximo - lag48 promedio - lag48 P75 - lag48 máximo).

Para estudiar la asociación entre los niveles de $MP_{2.5}$ y los valores de función pulmonar se utilizó modelos de Ecuaciones de Estimación Generalizadas (GEE) que consideran la estructura de correlación de las medidas repetidas (206); dado que la variable respuesta se aproximó a una distribución gaussiana y porque se desea conocer cuál es el efecto promedio en la población (141, 206). Se utilizó una estructura de correlación intercambiable, vínculo identitario y familia gaussiana. Los resultados se presentan como coeficientes brutos y ajustados. El estudio de las variables a incluir en el ajuste del modelo se realizó a través de grafos acíclicos dirigidos (207) (**Figura 15**), plausibilidad biológica, variables reportadas por la literatura, criterio estadístico y, además, se consideró lo obtenido en el análisis descriptivo y exploratorio de los datos. Los coeficientes representan el cambio promedio en los valores de función pulmonar por cada 1

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento en el MP. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software estadístico STATA 12.

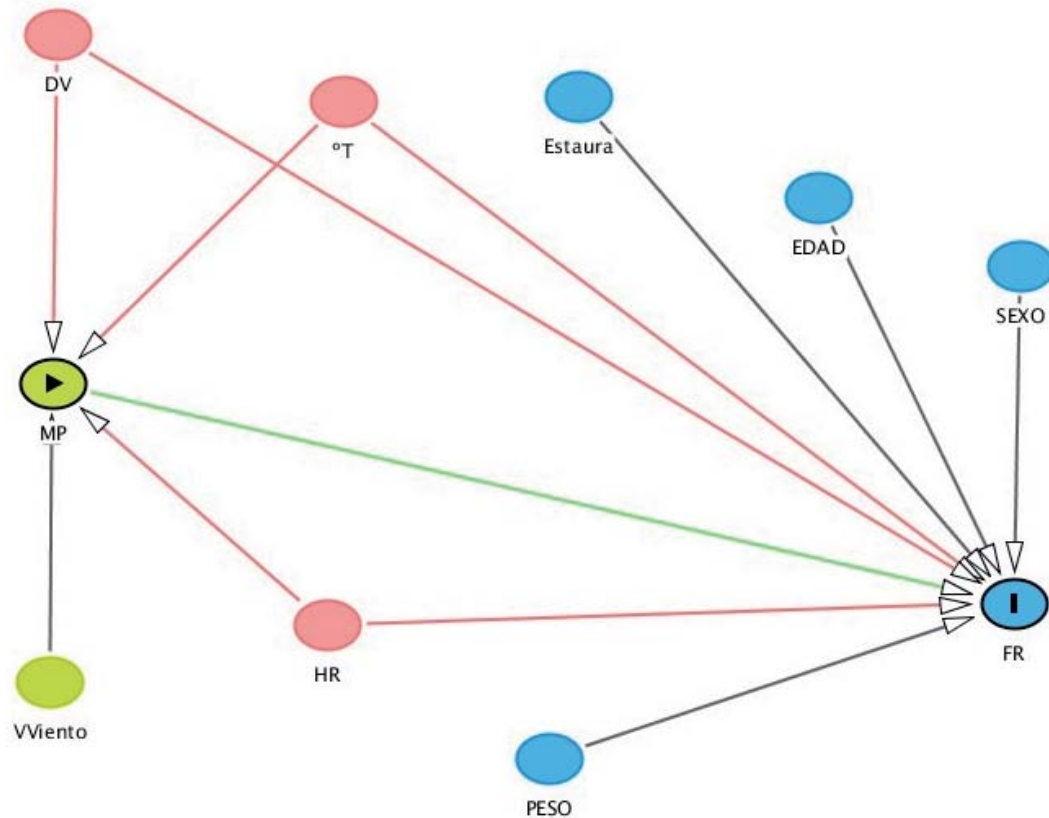


Figura 15. Grafo acíclico dirigido. Exposición a Material Particulado (MP) y su relación con la función respiratoria (FR). DV: Dirección del viento; VV; Velocidad del Viento; °T: Temperatura; HR: Humedad Relativa.

6.9. Aspectos Éticos.

El proyecto FONIS SA11|2224 en el cual se enmarca este estudio fue aprobado por el comité de ética de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile y fue financiado por CONICYT a través del Fondo Nacional de Investigación en salud-FONIS. En dos reuniones generales de padres y apoderados se explicó el alcance y objetivo del estudio. En ese instante se solicitó la firma del consentimiento informado y el asentimiento por parte de los niños (Anexo 6).

7. CAPÍTULO 6. RESULTADOS

7.1. Estadística descriptiva muestra poblacional en estudio.

Se invitó a participar en el estudio a 158 niños (y sus padres), se realizaron reuniones de apoderados para dar a conocer las características y actividades del estudio y realizar el reclutamiento de los participantes. Se logró reclutar 119 niños/apoderados de los cuales 9 (7.5%) desistieron de participar en el estudio, 6 niños se retiraron antes de aplicar el cuestionario de datos socio-demográficos, salud y de exposición ambiental a sus padres y 3 lo hicieron antes de comenzar las mediciones de función pulmonar.

Las variables antropométricas y sociodemográficas de los 110 escolares participantes se detallan en la **Tabla 6**. La mayoría de los escolares fueron de sexo masculino (58.18%) y la media de la edad al momento del reclutamiento fue de 11.2 años. Las medidas de resumen de las variables antropométricas se distribuyeron de manera similar entre ambos sexos, sin diferencias significativas. Los años de educación, tanto de la madre como del padre de 9 a 12 años (58.18% y 48.18%, respectivamente), seguida de la categoría de 8 o menos años de educación. La prevalencia de tabaquismo al momento de la aplicación del cuestionario fue similar en el padre y la madre de los escolares. La prevalencia de asma diagnosticada por médico fue de 9.1% y en el caso de la rinitis fue de 10.9%. La mayoría de los niños perteneció a escuelas municipales. Cabe destacar que la categoría de "No sabe/no contesta" estuvo presente entre el 11.8% y el 20.9%, en las respuestas del cuestionario aplicado.

Los valores espirométricos de los escolares se describen en la **Tabla 7**. En total, se realizaron 787 exámenes de función pulmonar a los 110 participantes del estudio, de éstas 511 espirometrías cumplieron con los criterios de aceptabilidad y reproducibilidad de ATS/ERS. Se puede observar que a medida que avanzamos en las categorías de edad los valores espirométricos aumentan en forma progresiva; al comparar los grupos de edad se encontraron diferencias significativas para todos los valores espirométricos, al igual que al comparar según sexo. No se encontraron diferencias al comparar estos valores según diagnóstico médico de asma y rinitis, nivel educación y status tabáquico de los padres (**Figura 16-20**). Una clara correlación se observó con la edad, el peso y la estatura y una débil correlación con el IMC, por lo tanto los modelos ajustados fueron ajustados por estas variables.

Tabla 6. Características antropométricas y sociodemográficas de los escolares estudiados.
Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.

Característica	(n=110)	(%)
Sexo, n (% masculino)	64	(58.18)
Edad, años, media (DE)	11.2	(2.7)
Estatura, cm, media (DE)	144.2	(15.5)
Peso, kg, media (DE)	44.4	(13.2)
IMC, media (DE)	20.9	(3.5)
Educación madre (n, %)		
8 años o menos	20	(18.18)
9 a 12 años	64	(58.18)
13 años o más	13	(11.82)
No sabe/no contesta	13	(11.82)
Educación padre (n, %)		
8 años o menos	23	(20.91)
9 a 12 años	53	(48.18)
13 años o más	17	(15.45)
No contesta	17	(15.45)
Status tabáquico madre (n, %)		
No fumador	36	(32.73)
Fumador actual	36	(32.73)
Ex-fumador	25	(22.72)
No sabe/no contesta	13	(11.82)
Status tabáquico padre (n, %)		
No fumador	29	(26.37)
Fumador actual	40	(36.36)
Ex-fumador	18	(16.36)
No sabe/no contesta	23	(20.91)
Diagnóstico médico de Asma (n, %)		
Si	10	(9.09)
No	79	(71.82)
No sabe/no contesta	21	(19.09)
Diagnóstico médico de Rinitis (n, %)		
Si	12	(10.91)
No	79	(71.82)
No sabe/ no contesta	12	(17.27)
Tipo de Colegio (n,%)		
Particular-Subvencionado	10	(9.09)
Municipal	100	(90.91)

DE: Desviación estándar, IMC: Índice de Masa Corporal.

Tabla 7. Valores espirométricos durante el período de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.

	n*	VEF1 (ml)	CVF (ml)	PEF (ml/seg)	FEF25-75 (ml/seg)
		Promedio (DE)	Promedio (DE)	Promedio (DE)	Promedio (DE)
≤9 años	136	1706,50 (408,01)	2081,80 (472,50)	3719,50 (1093,30)	1802,80 (624,20)
>9 a 11 años	113	2018,70 (402,50)	2385,30 (420,00)	4561,30 (915,30)	2344,20 (768,90)
>11 a 13 años	111	2378,80 (364,70)	2898,04 (432,50)	5097,10 (1156,10)	2487,60 (722,60)
>13 años	151	3385,40 (706,60)	3983,70 (916,00)	7012,20 (1511,90)	3692,30 (934,10)
Total	511	2417,70 (838,40)	2888,20 (984,70)	5177,90 (1763,50)	2629,60 (1068,30)

*número de espirometrías, DE: Desviación estándar, VEF1 (ml): Volumen espiratorio forzado en el primer segundo (mililitros), CVF (ml): Capacidad vital forzada (mililitros), PEF (ml/seg): Flujo espiratorio máximo (mililitros/segundos), FEF25-75 (ml/seg): Flujo espiratorio forzado 25-75 (mililitros/segundos).

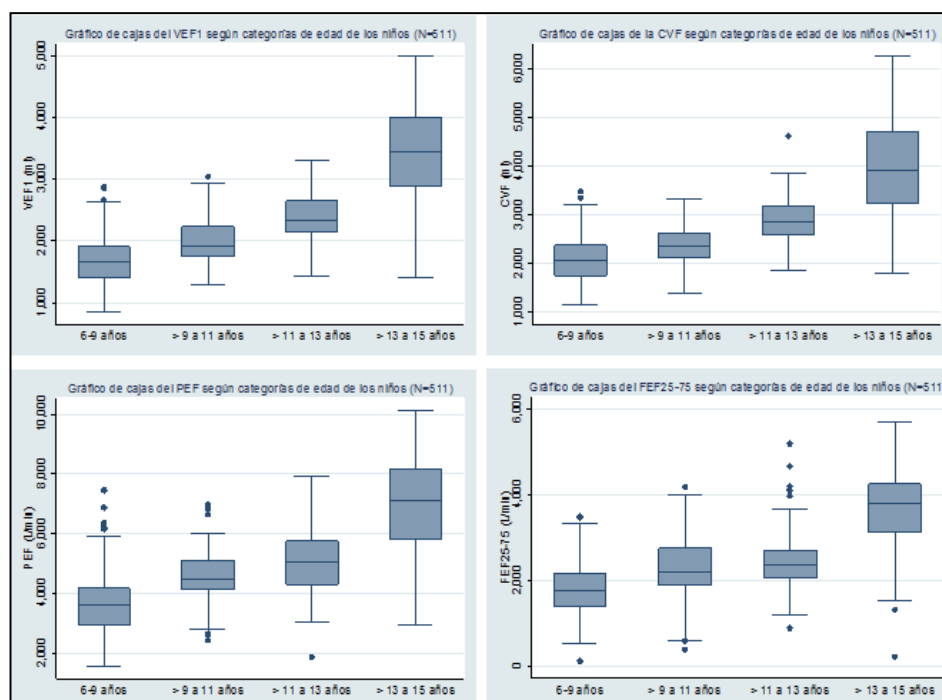


Figura 16. Valores espirométricos según categorías de edad, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.

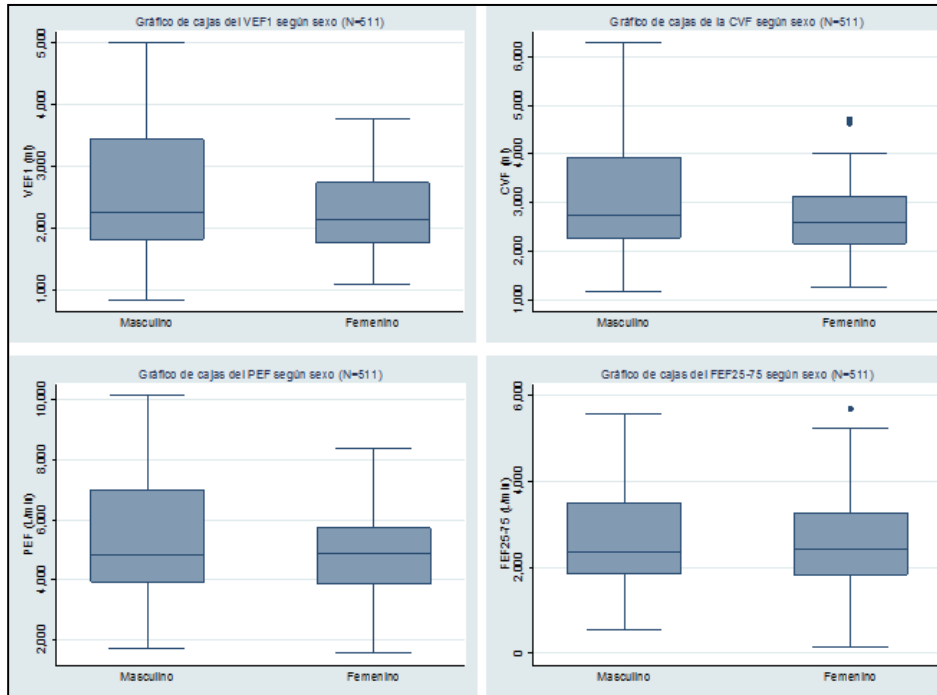


Figura 17. Valores espirométricos de los niño/as estudiados según sexo, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.

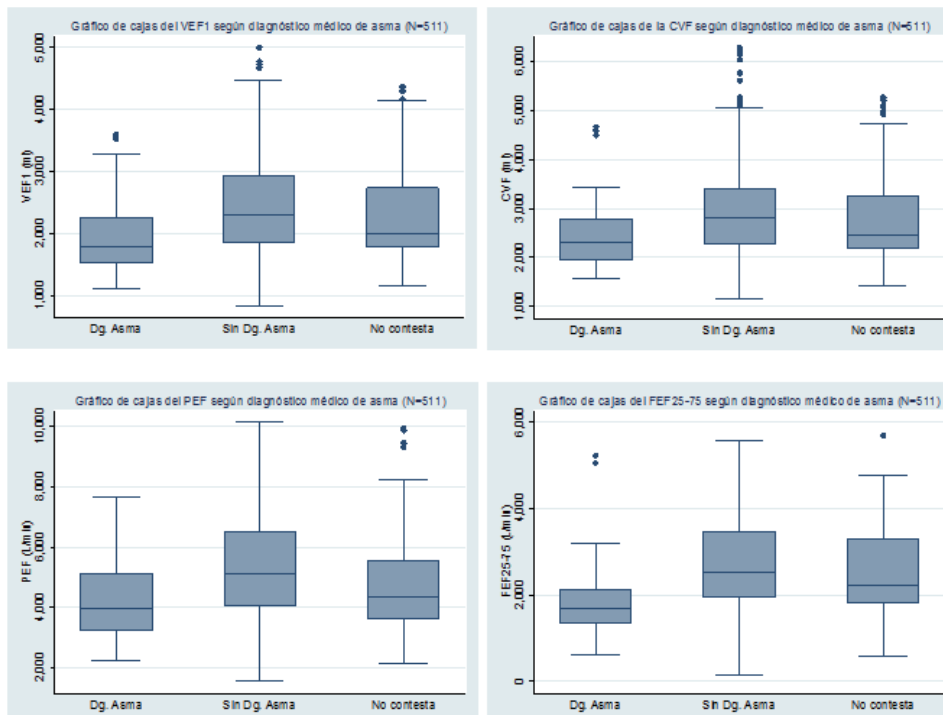


Figura 18. Valores espirométricos de los niño/as estudiados según diagnóstico médico de asma, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, 2012-2013, Chile.

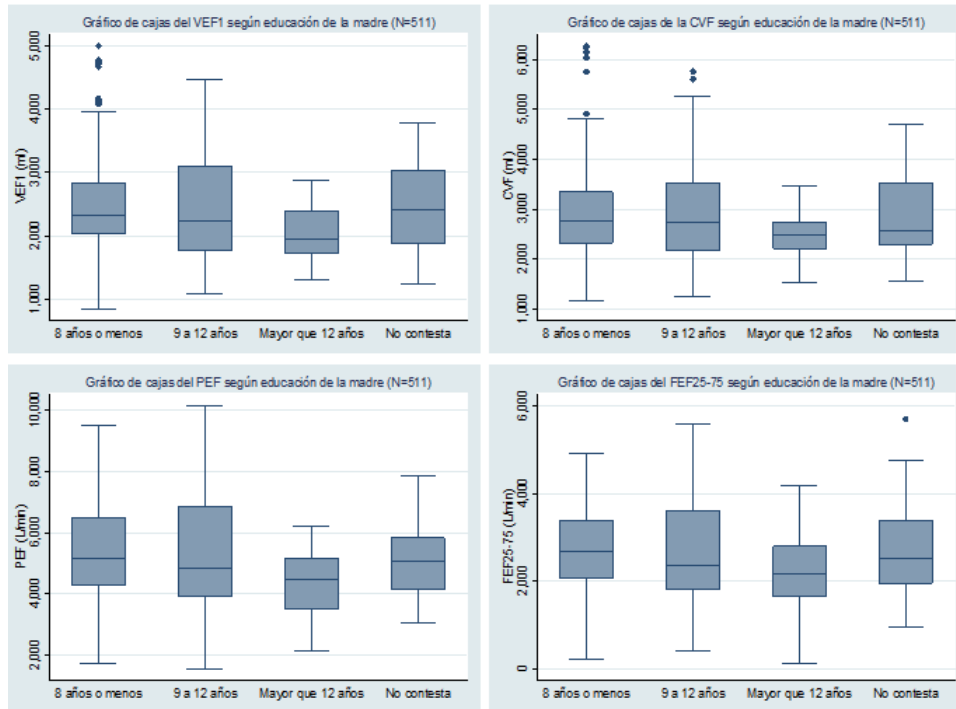


Figura 19. Valores espirométricos de los niño/as estudiados según educación de la madre, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama 2012- 2013, Chile.

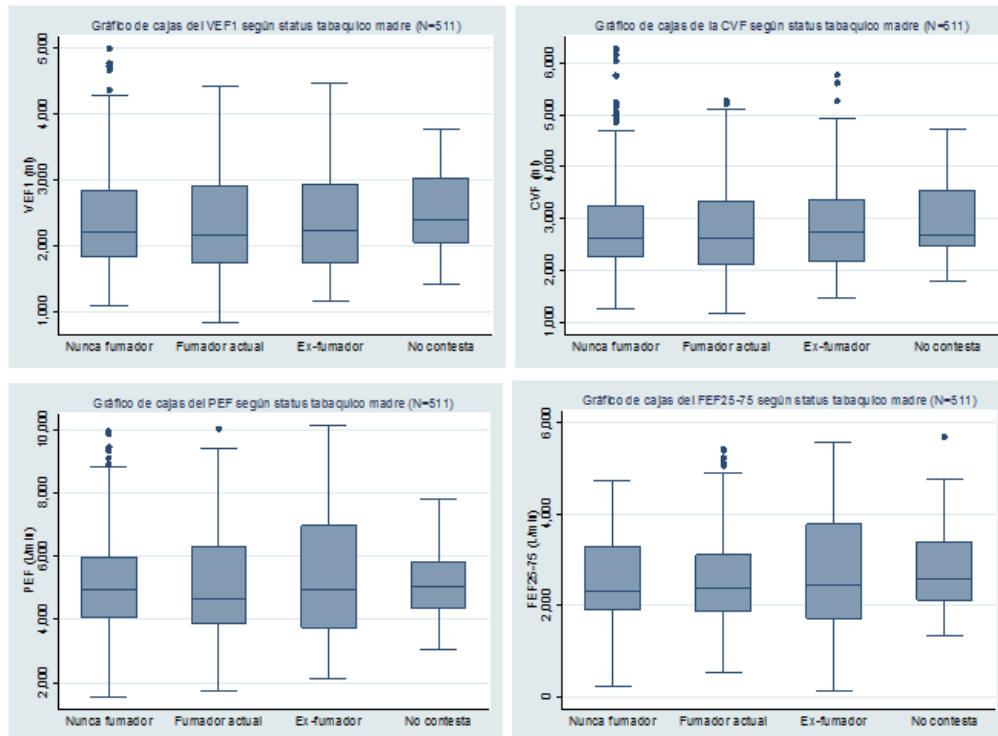


Figura 20. Valores espirométricos de los niño/as estudiados según estatus tabáquico de la madre, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama 2012-2013, Chile.

7.2. Estadísticas Descriptivas Material Particulado PM_{2.5} y Variables Meteorológicas.

La **Tabla 8** muestra las medidas de resumen de los niveles por minuto y el promedio de 24 horas del MP_{2.5} y variables meteorológicas durante el período de estudio. Los niveles de MP_{2.5} registrado en minutos tuvieron un rango de valores de 0.01-172.5 µg/m³. Las variables meteorológicas presentaron rangos de variación más estrechos. La mediana de la concentración promedio de 24 horas de MP₁₀ fue de 36.6 µg/m³ y en el MP_{2.5} fue de 12.5 µg/m³, en ambos casos los valores presentaron una asimetría hacia los valores inferiores. No se registraron temperaturas extremas durante el período de estudio; la humedad relativa y presión barométrica no presentaron gran variabilidad y no se relacionaron con las variaciones de MP.

Tabla 8. Concentración de Material particulado y niveles de variables meteorológicas durante el período de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.

Mediciones del período de estudio*	N	Promedio (DE)	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	Min - max
MP _{2.5} (µg/m ³)	207519	17,15 (15,24)	7,88	13,58	23,08	0,01 - 172,5
Temperatura ambiental (°C)	260832	18,39 (2,71)	16,51	18,07	20,14	10,44 - 27,35
Humedad relativa (%)	260832	70,13 (8,93)	63,85	71,27	77,26	34,33 - 89,90
Velocidad del Viento (m/s)	260832	2,59 (1,80)	1,10	2,19	3,93	0,00 - 10,26
Presión barométrica (mm Hg)	260832	757,23 (1,53)	756,2	757,2	758,2	751,8 - 762,5
Media de 24 horas**						
MP _{2.5} (µg/m ³)	182	13,63 (5,86)	10,7	12,5	14,8	4,30 - 50,10

*minutos; **días. DE: Desviación estándar, P₂₅: percentil 25, P₅₀: percentil 50, P₇₅: percentil 75, Min-max: mínimo-máximo, MP: Material particulado, µg/m³: microgramos/metros cúbicos, °C: grados celsius, m/s: metros/segundo, mm Hg: milímetros de Mercurio.

La **Figura 21** muestra en forma gráfica los promedios de las concentraciones de 24 horas (diarios) de MP_{2.5} y velocidad del viento en un gráfico de serie de tiempo descriptivo que incluyó los percentiles 25 y 75 (P₂₅, P₇₅) de las mediciones diarias de éstas variables para todo el período de estudio y, además, el límite de la concentración promedio de 24 horas de la normativa nacional de MP. Se puede observar que la variabilidad de la velocidad del viento es mayor durante los 3 primeros meses de estudio, esto coincide con los mayores niveles de MP registrados. El promedio de 24 horas de MP_{2.5} superó la normativa de 50 µg/m³ solo en una ocasión, no obstante el P₇₅ muestra picos que superan el límite de la norma, principalmente durante los 3 primeros meses de estudio.

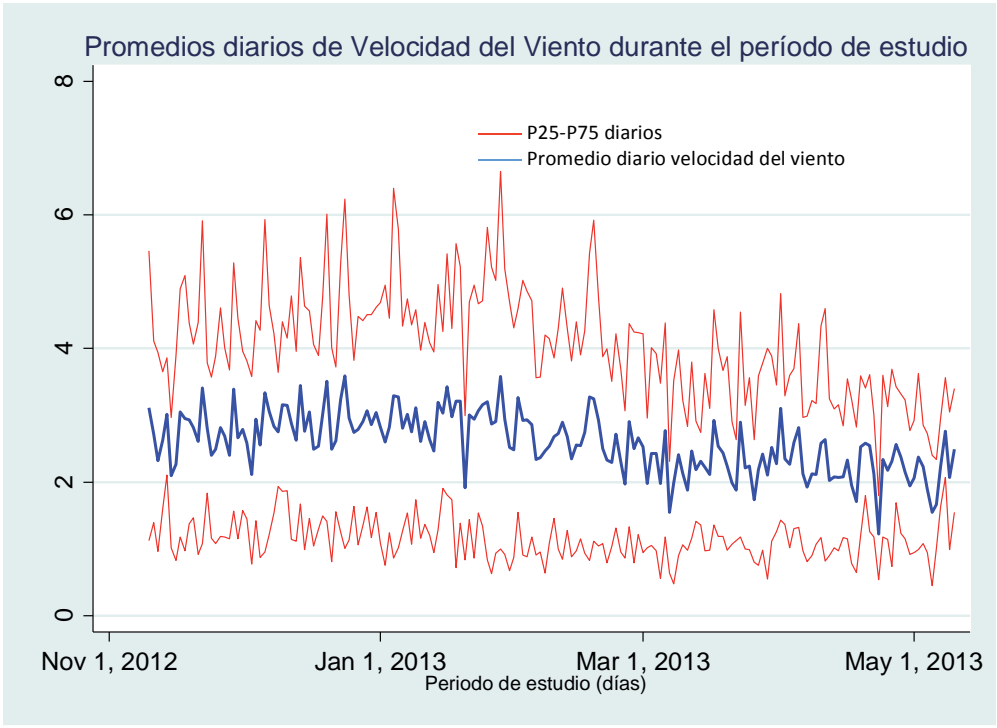
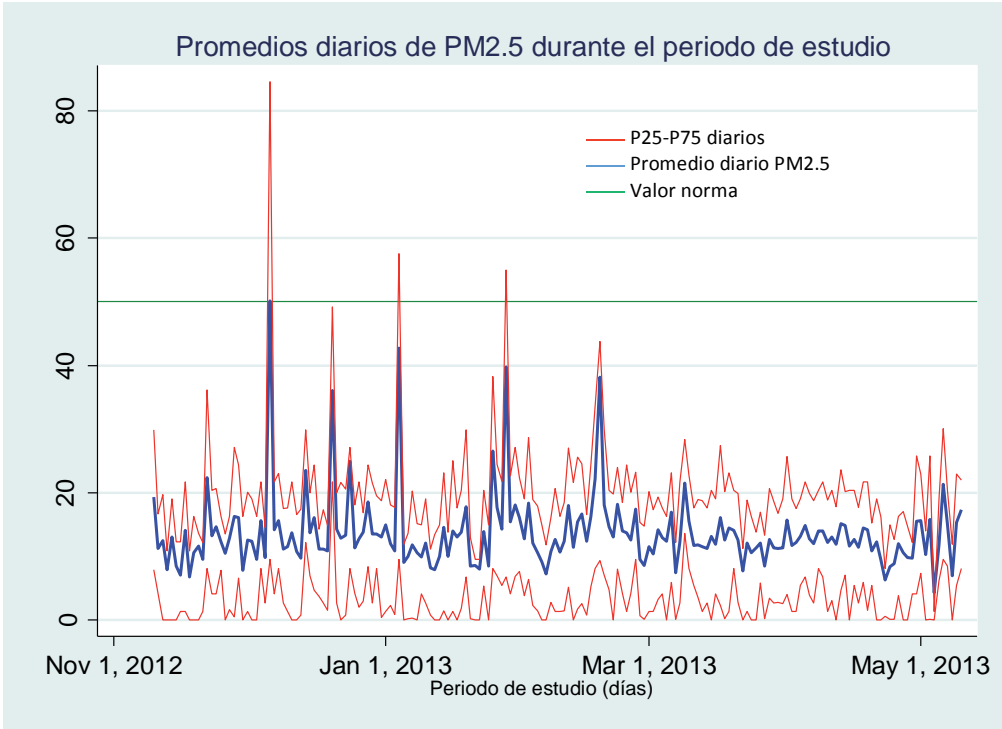


Figura 21. Gráficos de serie de tiempo descriptivos de los promedios de 24 horas de $MP_{2.5}$ y velocidad del viento durante el periodo de estudio. Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.

En la **Tabla 9**, se presentan los resultados de las mediciones de MP_{2.5} realizadas (bombas) durante la época de verano, otoño e invierno del periodo de estudio en microambientes al interior y exterior de los jardines infantiles y escuelas básicas y, la relación interior vs exterior (I/E).

TABLA 9. Concentración de MP_{2.5} (µg/m³) en recintos escolares (promedio 8 h, 2 días) en verano, otoño e invierno, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

	n	Sala		Oficina		Patio		I/E	
		Prom.	Rango	Prom.	Rango	Prom.	Rango	S/P	O/P
<i>Verano</i>									
Jardines Infantiles	3	20,00	12,53 - 26,43	25,52	15,07 - 33,25	90,38	11,86 - 181,73	0,22	0,28
Escuelas básicas	3	17,91	12,64 - 27,62	34,09	13,22 - 72,37	19,01	12,12 - 26,24	0,94	1,79
<i>Otoño</i>									
Jardines Infantiles	3	50,06	39,72 - 58,44	20,74	14,06 - 24,30	54,33	24,06 - 80,22	0,92	0,38
Escuelas básicas	3	29,55	15,19 - 47,97	18,7	16,21 - 22,09	32,3	26,69 - 40,88	0,91	0,58
<i>Invierno</i>									
Jardines Infantiles	3	66,65	32,85 - 100,53	46,7	21,85 - 92,84	52,26	29,68 - 93,07	1,28	0,89
Escuelas básicas	4	52,72	25,83 - 96,63	30,95	25,89 - 36,26	24,77	21,38 - 31,42	2,13	1,25

J: Jardín; E: Escuela; I / E: Interior/Exterior; S/P: Sala / Patio; O/P: Oficina/Patio; Prom: Promedio.

En los jardines infantiles durante el periodo de *verano*, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para MP_{2.5} fue de 20,00 µg/m³, con un rango de 12,53 a 26,43 µg/m³ y de 25,52 µg/m³ en *oficinas* con un rango de 15,07 a 33,25 µg/m³. Los niveles promedio exteriores fueron 90,38 µg/m³ con un rango de 11,86 a 181,73 µg/m³. La relación interior vs exterior para *salas* y *oficinas* fue de 0,22 y 0,28, respectivamente, esto significa que la concentración exterior fue casi 4 veces superior a la interior.

Para las escuelas, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para MP_{2.5} fue de 17,91 µg/m³, con un rango de 12,64 a 27,62 µg/m³ y de 34,09 µg/m³ con un rango de 13,22 a 72,37 µg/m³ en *oficinas*. Los niveles exteriores fueron 19,01 µg/m³ con un rango de 12,12 a 26,24 µg/m³. La relación (I / E) fue de 0,94 y 1,79, respectivamente.

En los jardines infantiles durante el periodo de *otoño*, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para MP_{2.5} fue de 50,06 µg/m³, con un rango de 39,72 a 58,44 µg/m³ y de 20,74 µg/m³ en *oficinas* con un

rango de 14,06 a 24,30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles exteriores fueron 54,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 24,06 a 80,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La relación interior vs exterior (I / E) fue de 0,92 y 0,38, respectivamente. Para las escuelas, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para $\text{MP}_{2.5}$ fue de 29,55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de 15,19 a 47,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y, de 18,70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 16,21 a 22,09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en oficinas. Los niveles exteriores fueron 32,30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 26,69 a 40,88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La relación interior vs exterior (I / E) fue de 0,91 y 0,38, respectivamente. En otoño, en general para ambos recintos escolares, los niveles exteriores fueron entre un 9% y 62% superiores que los interiores.

En los jardines infantiles durante el *invierno*, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para $\text{MP}_{2.5}$ fue de 66,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de 32,85 a 100,53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y de 46,70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en *oficinas* con un rango de 15,07 a 33,25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles exteriores fueron 52,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 29,68 a 93,07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La relación interior vs exterior para *salas* y *oficinas* fue de 1,28 y 0,89, respectivamente.

Para las escuelas, el nivel de concentración promedio interior en *salas* para $\text{MP}_{2.5}$ fue de 52,72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con un rango de 25,83 a 96,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y, de 30,95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 25,89 a 36,26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en *oficinas*. Los niveles exteriores fueron 24,77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con un rango de 21,38 a 31,42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La relación (I / E) fue de 2,13 y 1,25, respectivamente.

En la Tabla 10 se presenta las concentraciones promedio de $\text{MP}_{2.5}$ en microambientes de recintos escolares para los diferentes periodos del año.

En verano para los jardines infantiles, las concentraciones significativamente mayores se midieron en el exterior (*patios*), excepto para un caso; JMRS 181,73 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) y el JLE 77,56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. El más bajo se registró en el JC 11,86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los niveles promedio determinados al interior en JLE y JMRS fueron entre 3,7 (1 / 0,27) y 7,1 (1/0,14) veces inferiores a los exteriores, en cambio JC la relación fue inversa.

En otoño, los niveles exteriores más altos fueron JMRS 80,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y JC 58,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A nivel interior, JMRS presentó los mayores niveles comparado con JLE y JC. Los niveles exteriores para JRMS y JC fueron entre un 51% y 56% superiores a los interiores. En cambio el JLE, los niveles exteriores fueron un 33% superiores.

TABLA 10: Concentración de MP_{2.5} (µg/m³) en recintos escolares, estratificado por época del año, Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

Estación	N	Interior			Exterior	I / E
		Sala	Oficina	Promedio	Patio	
				Sala + Oficina		
<i>Verano</i>						
Jardín Los Enanitos (JLE)	3	12,53	29,85	21,19	77,56	0,27
Jardín Mi rayito de Sol (JMRS)	3	21,06	31,63	26,35	181,73	0,14
Jardín Caracolitos (JC)	3	26,43	15,07	20,75	11,86	1,75
Escuela Hispanoamérica (EHA)	3	13,49	13,23	13,36	18,67	0,72
Escuela Angelina Salas (EAS)	3	27,62	72,38	50	26,24	1,91
Escuela Juan Luis Olivares (EJLO)	3	12,65	16,69	14,67	12,12	1,21
<i>Otoño</i>						
Jardín Los Enanitos (JLE)	3	39,72	24,30	32,01	24,07	1,33
Jardín Mi rayito de Sol (JMRS)	3	58,44	23,86	41,15	80,22	0,51
Jardín Caracolitos (JC)	3	52,01	14,06	33,04	58,71	0,56
Escuela Hispanoamérica (EHA)	3	25,48	17,79	21,64	29,33	0,74
Escuela Angelina Salas (EAS)	3	15,19	22,10	18,65	40,88	0,46
Escuela Juan Luis Olivares (EJLO)	3	47,97	16,22	32,09	26,69	1,20
<i>Invierno</i>						
Jardín Los Enanitos (JLE)	3	66,58	25,40	45,99	29,68	1,55
Jardín Mi rayito de Sol (JMRS)	3	100,53	92,84	96,69	93,07	1,04
Jardín Caracolitos (JC)	3	32,85	21,85	27,35	34,04	0,80
Escuela Hispanoamérica (EHA)	3	35,71	25,90	30,81	31,43	0,98
Escuela Angelina Salas (EAS)	3	25,83	30,71	28,27	21,39	1,32
Escuela Juan Luis Olivares (EJLO)	3	96,63	36,27	66,45	21,50	3,09

I / E: Interior/Exterior

Para la época de invierno, en general los niveles de concentración interiores de $MP_{2.5}$ fueron mayores a los exteriores, salvo en un jardín infantil. La mayor concentración exterior fue para JMRS $93,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A nivel interior el JMRS y el JLE presentaron elevados niveles, especialmente en las *salas* de clases. La relación I/E fue mayor a 1 para JLE y JMRS. JC presentó mayores concentraciones en el microambiente exterior.

En relación a las escuelas básicas, los niveles exteriores en verano fueron menores para EAS y EJLO, siendo un 90% y 21% inferior a los niveles interiores. En otoño, los niveles exteriores fueron mayores para EHA y EAS. El EJLO presentó mayores niveles al interior. En invierno, en general las concentraciones mayores al interior. Para EAS y EJLO fueron un 32% y 209% mayores que las concentraciones interiores, respectivamente.

En general, cuando se comparan las concentraciones entre *salas* de clases y *oficinas* para el caso de los jardines infantiles se puede observar que las mayores concentraciones en salas en otoño e invierno, siendo esta relación inversa en verano. En cambio en las escuelas básicas este patrón no fue muy claro.

7.3. Concentraciones de $MP_{2.5}$ y Proximidad a la Playa Contaminada con Relaves.

Para determinar la existencia de una relación entre la proximidad a la playa contaminada con relaves y los niveles de $MP_{2.5}$ al interior de los establecimientos se realizó una georreferenciación de éstos, como se muestra en la Figura 14. Se analizaron las concentraciones promedio medidas en cada establecimiento en las 3 estaciones del año. Se observó que aquellos más próximos al relave presentaron en promedio concentraciones más elevadas que aquellos más lejanos. La Tabla 11 muestra el promedio de concentraciones interiores para el periodo en cada uno de los establecimientos tanto en salas como oficinas.

Los establecimientos JMRS ($60,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y EJLO ($52,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$) presentan las concentraciones interiores (*salas*) más elevadas en comparación con el resto de los establecimientos. Según se aprecia en la Figura 14 son los más próximos al relave minero depositado en la playa. En cuanto a la concentración interior de oficinas, el JMRS ($49,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mantiene sus niveles por sobre el resto, mientras que la EJLO ($23,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$) los disminuye y en la EAS ($41,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aumentan estos valores a diferencia de lo que ocurre con la concentración interior de la *sala* de clases.

Las concentraciones interiores (*sala*) más bajas se encontraron en la EHA (24,89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y EAS (22,88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), mientras que para la concentración interior (*oficina*) los niveles más bajos se midieron en el JC (16,99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y en el EHA (18,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Aquellos establecimientos que presentaron los niveles de $\text{MP}_{2.5}$ más altos son los que se encontraban a menos de 376,2 m (equivalente a tres cuadras; 1 cuadra=125,4 m según conversiones nacionales de longitudes) de distancia de la bahía de Chañaral, exceptuando la EAS (Interior *oficina*: 41,73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), mientras que aquellos que presentaron los valores más bajos se encontraban a una distancia superior a 6 cuadras de la bahía y en la cima de una colina (EHA).

Tabla 11: Promedio de concentraciones Interior de $\text{MP}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en establecimientos educacionales de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012-2013).

Establecimiento	Interior				Exterior	
	Sala		Oficina		Patio	
	Prom.	Rango	Prom.	Rango	Prom.	Rango
Jardín Los Enanitos (JLE)	39,61	12,53 - 66,58	26,52	24,30 - 29,85	43,77	24,07 - 77,56
Jardín Mi Rayito de Sol (JMRS)	60,01	21,06 - 100,53	49,44	23,86 - 92,84	118,34	80,22 - 181,73
Jardín Caracolitos (JC)	37,10	26,43 - 52,01	16,99	14,06 - 21,85	34,87	11,86 - 58,71
Escuela Hispanoamérica (EHA)	24,89	13,49 - 35,71	18,97	13,23 - 25,90	26,47	18,67 - 31,43
Escuela Angelina Salas (EAS)	22,88	15,19 - 27,62	41,73	22,10 - 72,38	29,50	21,39 - 40,88
Escuela Juan Luis Olivares (EJLO)	52,42	12,65 - 96,63	23,06	16,22 - 36,27	20,10	12,12 - 26,69

Prom: Promedio.

7.4. Composición de Metales y Metaloides determinados en Material Particulado $\text{MP}_{2.5}$.

En la **Tabla 12** se muestran los niveles (ng/m^3) observados para cada uno de los 38 metales/metaloides determinados en los microambientes escolares durante todo el periodo y se especifica su concentración interior, exterior y su relación porcentual respecto del total.

7.4.1. Microambientes exteriores.

En el caso de los jardines infantiles, la distribución de mayor a menor concentración promedio de metales en el MP_{2.5} fue S > Na> Cl> Si> Ca> Al> K> Fe> Mg> Cu> Cr> Ti> Zn> Br> La> Pb> Sr> Ba> As> V> Mn> Mo> Sn> Sb> Cd> Ag> In> Se> Y> Rb> P> Ga> Hg> Ni> Zr> Pd> Co> y Ge. De estos metales el 98,3% corresponden a S (33,3%), Na (24,2%), Cl (15,5%), Si (8,0%), Ca (6,8%), Al (3,1%), K (2,7%), Fe (2,7%), Mg (1,6%) y Cu (0,28%).

En las escuelas básicas, la distribución fue S> Na> Cl> Ca> Si> Fe> Mg> Al> K> Cr> Cu> Sn> Ti> Zn> Br> V> Pb> Cd> Sb> La> P> Mo> Ba> Mn> Sr> Se> Ni> Pd> Ag> As> Y> Zr> Ga> In> Rb> Co> Hg> Ge. El 98,13% corresponde a S (37,9%), Na (22,4%), Cl (12,5%), Ca (7,2%), Si (7,2%), Fe (2,7%), Mg (2,7%), Al (2,6%) y K (2,5%).

7.4.2. Microambientes interiores.

Para los jardines infantiles las especies con los más altos niveles promedio en *salas* para MP_{2.5} fueron en orden decreciente el Ca> S> Si > Cl > Na > Al > Fe > K > Mg > Ti > Cu > Zn > Cr > P > Sn > Ba > Sr > Mn > Br > Pb > Mo > V > La > Cd > Y > Pd > As > In > Rb > Sb > Ag > Se > Zr > Ni > Ga > Co > Ge > Hg. El 97,4% corresponde a los siguientes metales Ca (21,1%), S (20,5%), Si (17,7%), Cl (13,6%), Na (7,3%), Al (6,8%), Fe (4,8%), K (3,6%) y Mg (1,6%). En el caso de las *oficinas* el orden fue S> Na> Cl> Ca> Si> Al> Fe> K> Mg> Cu> Cr> Ti> Zn> Br> Sn> La> In> Mn> Mo> Pb> Ba> Sr> Ag> As> V> Pd> P> Cd> Y> Zr> Ni> Rb> Se> Sb> Ga> Co> Ge> Hg. El 97,9% corresponde a los siguientes metales S (31,1%), Na (18,0%), Cl (15,3%), Ca (10,4%), Si (10,1%), Al (4,2%), Fe (3,3%), K (3,2%), Mg (1,84%) y Cu (0,34%).

En las escuelas básicas los más altos niveles promedio en *salas* en orden decreciente fueron S> Na> Cl> Ca> Si> Al> Fe> K> Mg> Ti> Cr> Br> Cu> Zn> Sn> V> Pb> Sb> P> Ba> Sr> La> Mo> Cd> Mn> Ni> Y> In> Se> Ag> As> Rb> Ga> Hg> Pd> Zr> Co> Ge. El 97,53% corresponde a S (33,1%), Na (18,3%), Cl (13,2%), Ca (11,7%), Si (9,6%), Al (3,5%), Fe (3,0%), K (2,9%) y Mg (1,9%). En el caso de las *oficinas* el orden fue S> Na> Cl> Ca> Si> Fe> Al> K> Mg> Cr> Ti> Cu> Zn> Br> V> Pb> Cd> Sb> La> P> Mo> Ba> Mn> Sr> Se> Ni> Pd> Ag> As> Y> Zr> Ga> In> Rb> Co> Hg> Ge. El 97,6% corresponde a S (33,1%), Na (18,2%), Cl (11,1%), Ca (10,7%), Si (10,5%), Fe (4,7%), Al (3,8%), K (3,1%) y Mg (2,0%).

7.4.3. Relación de microambientes interiores y exteriores jardines infantiles.

Las concentraciones interiores determinados en la *sala* de clase en jardines infantiles comparado con las determinadas en el *patio* fueron hasta 16,37 veces mayores que las exteriores, solo fueron inferiores o iguales para Na y S. Estando el Pb, Cu, K, Ni, Fe, Zr, Mn, Al, Sr, Si, Zn, Ti, Ba, Ca, Sn, Pd y P a lo menos el doble de la concentración exterior (Tabla 13). Al comparar con la determinadas a nivel de *oficinas*, las concentraciones interiores fueron hasta 9,38 veces superiores. Ca, Zn, P, Mo, Mn, Ni, Sn, Zr, In y Pd fueron aproximadamente al menos un 50% superior al interior. Las concentraciones de Ca, Si, Al, Ti, Cu, P, y Sn fueron significativamente mayores en las *salas* de clase comparado con los niveles determinados en *oficinas* y *patios* exteriores.

Las correlaciones *sala-patio*, *oficina-patio* y *oficina-sala* fue $r=0,76$, $r=0,98$ y $r=0,85$. En general, las concentraciones de los metales durante el periodo de estudio fueron mayores en los microambientes interiores, especialmente en las *salas* de clases. Esto fue mucho más relevante en periodo de invierno.

7.4.4. Relación de microambientes interiores y exteriores escuelas básicas.

Las concentraciones interiores determinados en la *sala* de clase comparado con las determinadas en el *patio* fueron hasta 24,07 veces mayores que las exteriores. Fueron igual o superiores al 50% para Ca, Zn, Ga, Mo, Mn, Ti, P, Rb, Ba, Br, Sr, In, Hg. Al comparar con la determinadas a nivel de *oficinas* con las de *patio*, las concentraciones interiores fueron hasta 70,46 veces superiores. Pb, Al, Si, Ca, Ga, Ag, Ni, Fe, Zn, Cr, Ti, Ba, Rb, Mn, Sr, Py Hg fueron a lo menos 50% superior en los espacios interiores (Tabla 13). Las correlaciones *sala-patio*, *oficina-patio* y *oficina-sala* fue $r=0,98$, $r=0,98$ y $r=0,99$ (Tabla 14).

Tabla 12. Concentración (ng/m³) y porcentaje de metales para MP_{2.5} en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de recintos escolares. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

	Microambiente Exterior				Microambiente Interior							
	Patio				Sala				Oficina			
	JAR (9)	%	ESC (9)	%	JAR (9)	%	ESC (9)	%	JAR (9)	%	ESC (9)	%
S	2143,46	33,31	1695,88	37,98	1894,75	20,57	1396,67	33,19	1974,34	31,19	1715,15	33,12
Na	1560,02	24,24	1000,08	22,4	677,98	7,36	771,55	18,33	1144,64	18,08	945,21	18,25
Cl	1002,99	15,59	560,34	12,55	1255,28	13,63	556,61	13,23	972,15	15,36	574,59	11,1
Si	519,4	8,07	322,95	7,23	1638,95	17,79	406,26	9,65	644,05	10,17	547,41	10,57
Ca	441,7	6,86	325,27	7,28	1947,42	21,14	493,5	11,73	658,32	10,4	553,93	10,7
Al	202,48	3,15	119,1	2,67	626,13	6,8	147,61	3,51	268,35	4,24	201,54	3,89
K	176,35	2,74	113,48	2,54	335,97	3,65	122,33	2,91	204,91	3,24	162,25	3,13
Fe	173,95	2,7	122,64	2,75	444,79	4,83	127,46	3,03	211,11	3,34	246,01	4,75
Mg	108,61	1,69	122,1	2,73	147,98	1,61	82,87	1,97	116,67	1,84	106,86	2,06
Cu	18,05	0,28	10,68	0,24	34,27	0,37	10,68	0,25	21,39	0,34	12,97	0,25
Cr	17,46	0,27	11,48	0,26	22,23	0,24	12,72	0,3	20,77	0,33	24,54	0,47
Ti	14,11	0,22	8,45	0,19	53,5	0,58	14,84	0,35	19,74	0,31	20,11	0,39
Zn	8,59	0,13	6,39	0,14	31,44	0,34	9,79	0,23	13,31	0,21	12,9	0,25
Br	5,74	0,09	4,73	0,11	6,6	0,07	11,77	0,28	5,8	0,09	3,77	0,07
La	4,25	0,07	3,04	0,07	3,3	0,04	2,61	0,06	4,89	0,08	2,15	0,04
Pb	3,19	0,05	4,01	0,09	5,74	0,06	3,7	0,09	4,09	0,06	6,13	0,12
Sr	3,05	0,05	1,1	0,02	9,51	0,1	3	0,07	3,28	0,05	3,16	0,06
Ba	3,03	0,05	1,29	0,03	11,61	0,13	3,21	0,08	3,49	0,06	3,12	0,06
As	3,01	0,05	0,86	0,02	1,75	0,02	0,85	0,02	2,54	0,04	0,29	0,01
V	2,92	0,05	4,16	0,09	3,32	0,04	4,08	0,1	2,31	0,04	4,31	0,08
Mn	2,74	0,04	1,29	0,03	7,72	0,08	2,1	0,05	4,72	0,07	3,63	0,07
Mo	2,58	0,04	1,59	0,04	3,35	0,04	2,56	0,06	4,2	0,07	2,13	0,04
Sn	2,53	0,04	9	0,2	13,95	0,15	5,1	0,12	5,12	0,08	8,54	0,16
Sb	2,25	0,03	3,34	0,07	1,33	0,01	3,62	0,09	0,63	0,01	2,67	0,05
Cd	1,92	0,03	3,79	0,08	2,34	0,03	2,15	0,05	1,55	0,02	0,41	0,01
Ag	1,91	0,03	0,91	0,02	1,14	0,01	0,94	0,02	2,79	0,04	1,72	0,03
In	1,49	0,02	0,25	0,01	1,61	0,02	1,11	0,03	4,88	0,08	0,24	0
Se	1,46	0,02	1,03	0,02	1,08	0,01	1,03	0,02	0,66	0,01	0,58	0,01
Y	1,34	0,02	0,81	0,02	2,18	0,02	1,13	0,03	1,52	0,02	0,8	0,02
Rb	1,12	0,02	0,22	0	1,36	0,01	0,49	0,01	0,85	0,01	0,58	0,01
P	1,1	0,02	1,75	0,04	18,08	0,2	3,49	0,08	1,74	0,03	5,31	0,1
Ga	0,67	0,01	0,28	0,01	0,33	0	0,45	0,01	0,51	0,01	0,54	0,01
Hg	0,66	0,01	0,02	0	0	0	0,44	0,01	0	0	1,3	0,03
Ni	0,5	0,01	1,01	0,02	0,99	0,01	1,3	0,03	0,94	0,01	1,93	0,04
Zr	0,4	0,01	0,65	0,01	1,06	0,01	0,21	0	1,3	0,02	0,68	0,01
Pd	0,22	0	1,01	0,02	1,95	0,02	0,24	0,01	2,02	0,03	1,15	0,02
Co	0,21	0	0,05	0	0,07	0	0,03	0	0,15	0	0,07	0
Ge	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0

JAR: Jardín Infantil; ESC: Escuela Básica

Tabla 13: Relación interior vs Exterior en MP_{2.5} (ng/m³) en jardines infantiles y escuelas básicas de Chañaral. Región de Atacama, Chile, (Diciembre 2012-Mayo 2013).

	<i>Jardines Infantiles</i>			<i>Escuelas Básicas</i>		
	<i>S/P</i>	<i>O/P</i>	<i>p-value</i>	<i>S/P</i>	<i>O/P</i>	<i>p-value</i>
S	0,88	0,92	0,638	0,82	1,01	0,638
Na	0,43	0,73	0,638	0,77	0,95	0,638
Cl	1,25	0,97	0,638	0,99	1,03	0,165
Si	3,16	1,24	0,043	1,26	1,7	0,638
Ca	4,41	1,49	0,043	1,52	1,7	0,638
Al	3,09	1,33	0,043	1,24	1,69	0,165
K	1,91	1,16	0,638	1,08	1,43	0,638
Fe	2,56	1,21	0,638	1,04	2,01	0,638
Mg	1,36	1,07	0,638	0,68	0,88	0,638
Cu	1,9	1,18	0,043	1	1,21	0,638
Cr	1,27	1,19	0,638	1,11	2,14	0,638
Ti	3,79	1,4	0,043	1,76	2,38	0,638
Zn	3,66	1,55	0,638	1,53	2,02	0,165
Br	1,15	1,01	0,638	2,49	0,8	0,638
La	0,78	1,15	0,638	0,86	0,71	0,638
Pb	1,8	1,28	0,638	0,92	1,53	0,638
Sr	3,12	1,07	0,638	2,73	2,87	0,638
Ba	3,83	1,15	0,638	2,48	2,41	0,164
As	0,58	0,85	0,638	1	0,34	0,638
V	1,14	0,79	0,638	0,98	1,04	0,638
Mn	2,82	1,72	0,638	1,63	2,81	0,638
Mo	1,3	1,63	0,638	1,61	1,34	0,638
Sn	5,52	2,03	0,043	0,57	0,95	0,638
Sb	0,59	0,28	0,638	1,09	0,8	0,638
Cd	1,22	0,81	0,638	0,57	0,11	0,638
Ag	0,6	1,46	0,683	1,03	1,89	0,638
In	1,08	3,27	0,638	4,46	0,98	0,223
Se	0,74	0,46	0,165	1	0,56	0,165
Y	1,63	1,14	0,638	1,39	0,99	0,638
Rb	1,22	0,76	0,638	2,23	2,68	0,638
P	16,37	1,58	0,043	2	3,04	0,638
Ga	0,49	0,76	0,638	1,6	1,88	0,638
Hg	0	0	0,076	24,07	70,46	0,223
Ni	1,99	1,89	0,638	1,28	1,91	0,043
Zr	2,64	3,25	0,638	0,32	1,05	0,638
Pd	9,07	9,38	0,165	0,24	1,14	0,638
Co	0,34	0,69	0,638	0,68	1,42	0,076
Ge	--	--	0,325	--	--	--

S/P: Sala/Patio; E/P: Escuelas/Patio.

En las Tablas 15 y 16, y Figuras 23 y 24 se presentan las concentraciones de metales determinadas en PM_{2.5} para verano, otoño e invierno. En las Figuras 25 y 26 se presenta la comparación relativa intra e inter estación del año para los jardines infantiles y escuelas básicas de la ciudad de Chañaral.

Tabla 14. Correlación para metales/metaloides entre microambientes escolares. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

		Jardín Infantil			Escuela básica			
		Lugar	Sala de clases	Oficina	Patio	Sala de clases	Oficina	Patio
Verano								
<i>Jardín Infantil</i>	<i>Sala de clases</i>		1.0000					
	<i>Oficina</i>		0.9134	1.0000				
	<i>Patio</i>		0.8727	0.9874	1.0000			
<i>Escuela básica</i>	<i>Sala de clases</i>		0.8434	0.9787	0.9734	1.0000		
	<i>Oficina</i>		0.9736	0.8821	0.8402	0.8322	1.0000	
	<i>Patio</i>		0.7716	0.9473	0.9475	0.9917	0.7687	1
Otoño								
<i>Jardín Infantil</i>	<i>Verano</i>		1.0000					
	<i>Sala de clases</i>		0.8722	1.0000				
	<i>Oficina</i>		0.7729	0.9721	1.0000			
<i>Escuela básica</i>	<i>Patio</i>		0.7279	0.9581	0.9523	1.0000		
	<i>Sala de clases</i>		0.7072	0.9540	0.9684	0.9945	1.0000	
	<i>Oficina</i>		0.7735	0.9720	0.9556	0.9969	0.9902	1
Invierno								
<i>Jardín Infantil</i>	<i>Verano</i>		1.0000					
	<i>Sala de clases</i>		0.8191	1.0000				
	<i>Oficina</i>		0.7036	0.9798	1.0000			
<i>Escuela básica</i>	<i>Patio</i>		0.7287	0.9539	0.9401	1.0000		
	<i>Sala de clases</i>		0.7891	0.9933	0.9866	0.9656	1.0000	
	<i>Oficina</i>		0.7780	0.9909	0.9882	0.9662	0.9995	1

Tabla 15. Concentración (ng/m³) de metales para MP_{2.5} en microambientes de jardines infantiles estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

	Verano				Otoño				Invierno				MDL
	Interior		Exterior		Interior		Exterior		Interior		Exterior		
	C (3)	O (3)	P (3)	<i>p-value</i>	C (3)	O (3)	P (3)	<i>p-value</i>	C (3)	O (3)	P (3)	<i>p-value</i>	
S	1017.34	1302.32	1312.70	0,9565	2056.01	1723.73	1773.82	0,5611	2610.89	2896.99	3343.87	0,4911	0.78
Ca	957.03	537.55	302.38	0,1767	1717.41	446.38	317.45	0,4298	3167.82	991.02	705.28	0,4298	2.71
Si	898.60	572.98	504.89	0,7326	1598.86	543.39	440.10	0,4268	2419.40	815.78	613.20	0,3292	2.41
Cl	684.58	776.99	779.84	0,9565	819.98	529.66	527.29	0,7326	2261.28	1609.82	1701.83	0,0992	1.44
Na	546.47	954.09	773.03	0,3292	485.74	661.13	1132.74	0,1133	1001.72	1818.68	2774.28	0,0608	1.59
Al	374.60	256.96	229.86	0,6703	651.57	239.97	172.83	0,2881	852.21	308.11	204.76	0,0794	5.29
Fe	230.47	156.12	133.91	0,6703	393.97	168.38	115.74	0,4298	709.94	308.82	272.21	0,3932	0.21
K	189.29	150.22	132.01	0,5611	339.09	163.77	128.98	0,5866	479.52	300.74	268.07	0,1767	1.89
Mg	158.63	122.70	23.97	0,0992	115.28	97.72	81.10	0,7326	170.04	129.60	220.77	0,3012	0.96
Ti	26.44	15.84	11.76	0,6703	39.66	18.05	9.77	0,2881	94.41	25.34	20.80	0,1287	5.08
Cu	24.68	18.35	18.74	0,4298	40.56	26.09	20.12	0,6703	37.58	19.74	15.30	0,0608	0.21
Zn	12.59	6.33	4.10	0,2913	39.51	12.11	4.38	0,1479	42.21	21.50	17.28	0,3292	0.30
Sn	11.60	1.71	0.00	0,2807	18.20	0.00	7.58	0,1009	12.06	13.64	0.00	0,8371	9.18
P	6.51	0.00	0.00	0,1054	21.13	1.02	1.93	0,6629	26.60	4.21	1.38	0,2521	0.78
Ba	5.31	0.66	1.27	0,0657	12.20	4.30	3.88	0,7326	17.32	5.52	3.95	0,4298	15.59
Mn	4.35	4.05	0.07	0,0650	5.02	3.50	2.79	0,7390	13.80	6.60	5.36	0,9551	0.24
Sr	4.15	1.98	2.59	0,4268	9.31	2.66	2.19	0,4298	15.07	5.20	4.38	0,1741	0.33
La	3.96	3.29	5.29	0,6177	2.83	6.27	3.88	0,9565	3.12	5.10	3.58	0,5611	2.12
Pb	3.32	2.07	0.98	0,2253	6.33	4.23	4.16	0,6703	7.57	5.97	4.42	0,5611	0.45
Mo	3.22	1.87	2.46	0,7390	3.52	4.09	2.15	0,5611	3.30	6.66	3.13	0,1479	0.48
Br	3.08	3.04	3.77	0,8371	7.97	3.10	3.01	0,7326	8.76	11.24	10.44	0,8752	0.18
V	2.70	0.21	1.96	0,0972	3.22	3.47	3.09	0,9246	4.04	3.24	3.69	0,1988	1.59
Ag	2.36	1.59	4.57	0,4128	2.53	2.38	1.70	0,1009	0.00	5.04	1.17	0,6177	6.02
Y	2.36	0.57	1.11	0,6611	1.07	1.75	0.00	0,5866	1.65	1.62	1.20	0,1931	0.36
In	2.31	0.94	1.47	0,9392	1.95	2.23	0.28	0,2225	0.57	11.49	2.73	0,3679	0.33
Pd	2.25	0.93	0.00	0,5580	1.00	1.01	0.65	0,9392	2.60	4.11	0.00	0,2948	6.89
Se	1.46	0.73	1.61	0,6583	0.83	0.30	0.70	0,4268	0.97	0.96	2.06	0,3292	0.21
Cr	1.03	1.73	0.36	0,3497	2.54	1.86	1.70	0,8645	63.10	58.70	50.33	0,0625	0.90
Rb	0.78	1.46	0.81	0,8082	1.32	0.49	0.52	0,1133	1.99	0.60	2.02	0,1914	0.21
As	0.71	0.71	1.61	0,9481	2.01	2.46	0.67	0,5049	2.53	4.46	6.74	1,0000	0.24
Ga	0.62	0.35	1.36	0,5501	0.36	0.25	0.46	0,5666	0.00	0.93	0.20	0,3679	0.48
Ni	0.53	0.68	0.00	0,2807	1.20	0.51	0.98	0,4004	1.25	1.64	0.52	0,3319	0.18
Cd	0.36	0.95	2.69	0,6188	2.13	2.25	3.07	0,7248	4.55	1.45	0.00	0,7557	6.62
Sb	0.33	0.00	0.00	0,3679	0.00	0.79	6.74	0,0340	3.65	1.10	0.00	0,1825	9.45
Co	0.21	0.14	0.00	0,5580	0.00	0.30	0.37	0,5580	0.00	0.00	0.26	0,3496	0.12
Zr	0.14	2.75	1.21	0,6386	0.50	1.16	0.00	0,2807	2.55	0.00	0.00	0,5580	0.36
Ge	0.00	0.00	0.00	1,0000	0.00	0.09	0.00	0,3679	0.00	0.00	0.00	0,1914	0.33
Hg	0.00	0.00	1.34	0,3679	0.00	0.00	0.00	1,0000	0.00	0.00	0.64	0,1054	0.45

MDL: Límites de detección para Método de análisis XRF. Compendium of Methods for inorganic air pollution, EPA, 1999.

Como se desprende de la Tabla 15 y la de la Figura 22, las concentraciones de metales en general fueron mayores a nivel de las salas comparado con las oficinas y las determinadas en los patios, esto se dio en todas las estaciones del año. Las mayores concentraciones fueron para S, Cl, Na, Ca, Si, Al, Mg, Fe, K y Cu.

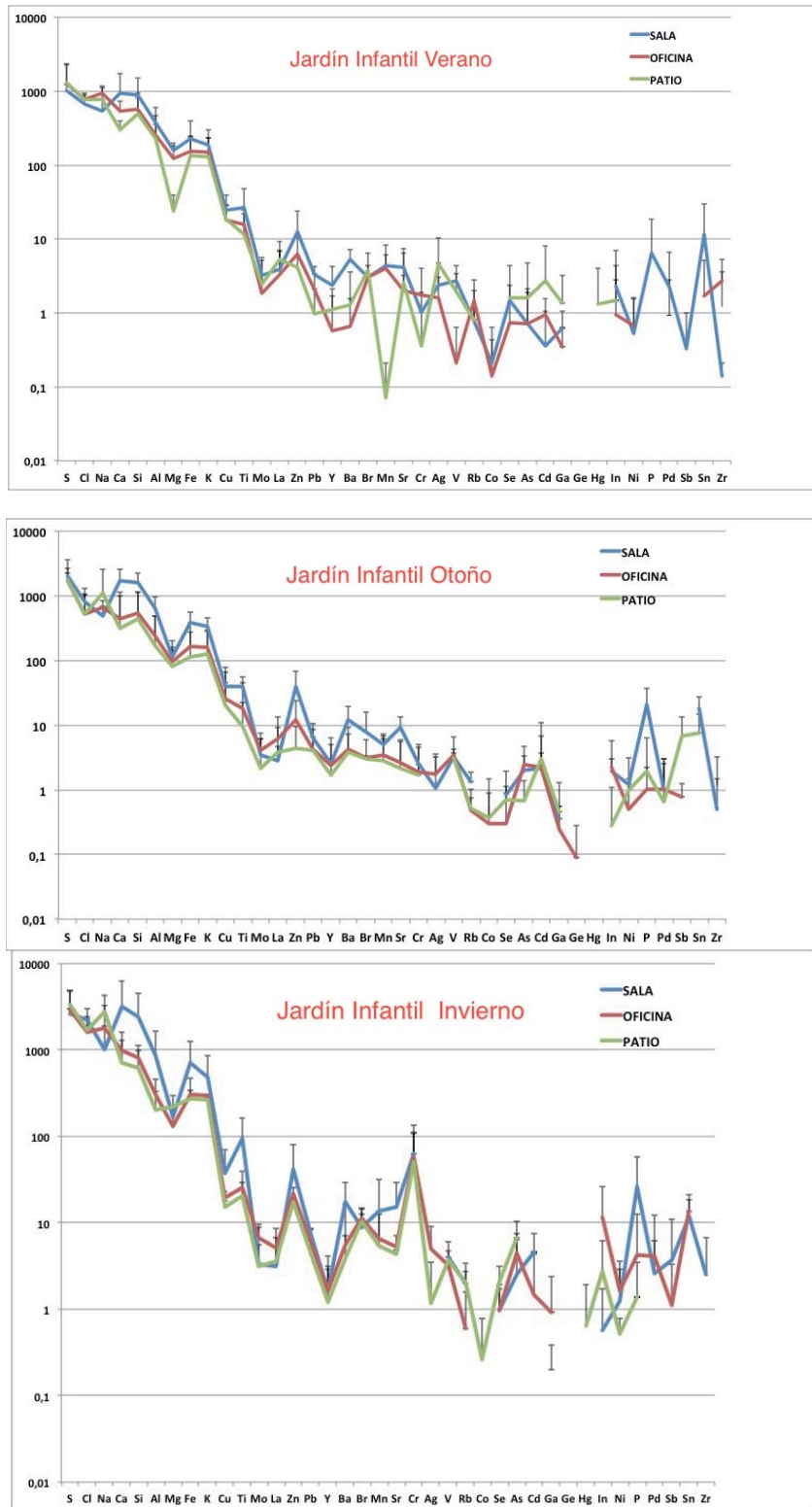


Figura 22. Concentración (ng/m^3) de metales para $\text{MP}_{2.5}$ en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de jardines infantiles estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

En general para la época de verano, las concentraciones en salas fueron hasta 62,15 veces las determinadas en el *patio* (exterior) (S/P), siendo Mn> S> Ba> Pb> Ca> Cr>, y Y, las que presentan a lo menos el doble de la concentración a nivel interior. En cuanto a la relación O/P las concentraciones variaron hasta 57,6 veces las determinadas en el exterior (*patio*).

Las mayores concentraciones de metales al interior fueron para Mn> S> Cr> Zr> y Pb, los otros metales determinados no variaron sustancialmente al comparar interior con exterior. En otoño, la relación S/P fue hasta 20,7 veces las medidas en *patio* exterior, los metales con una concentración sobre el doble en orden decreciente fueron P> Ca> Sr> Zn> Si> Ba> Se> Na> Rb> Br> Ni> Cl> Ti>, y Al. Para O/P la relación fue hasta 8,5 veces las determinadas en el exterior (*patio*), estando Se y Sb sobre el doble de concentración. En invierno, la relación S/P varió hasta 19,3 veces los niveles exteriores, estando P> Ti> Ca> Ba> Na> Si> Sr> Cl> Mn> Cu> Zn>, y Ni a los menos el doble de concentración al interior versus la exterior. Para la relación O/P las concentraciones variaron hasta 4,6 veces en interior versus exterior, siendo a los menos el doble para los metales Ga>, Ag>, In>, Ni>, P>, y Mo.

La comparación entre estaciones del año en general muestran que las concentraciones tienden a ser más altas en los microambientes interiores en otoño e invierno ya que las relaciones determinadas son en la mayoría de los casos menores que 1. Se observa, sin embargo que el Cu interior fue significativamente mayor en verano y otoño comparado con el invierno (Tabla 15, Figura 23).

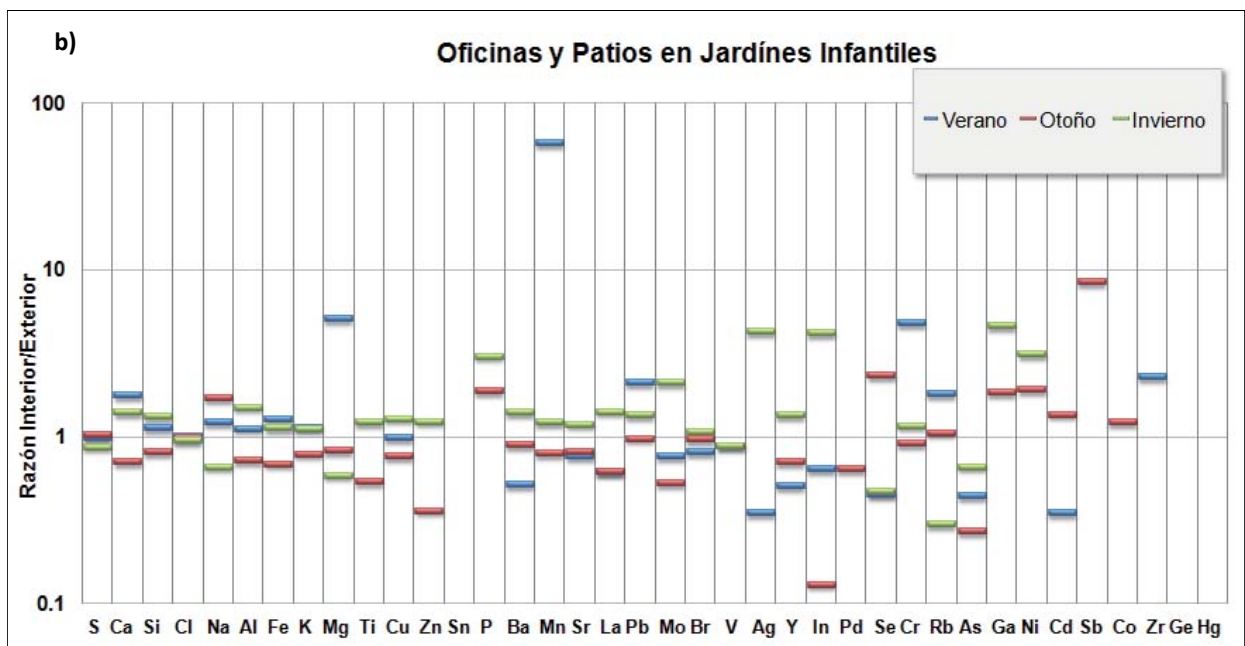
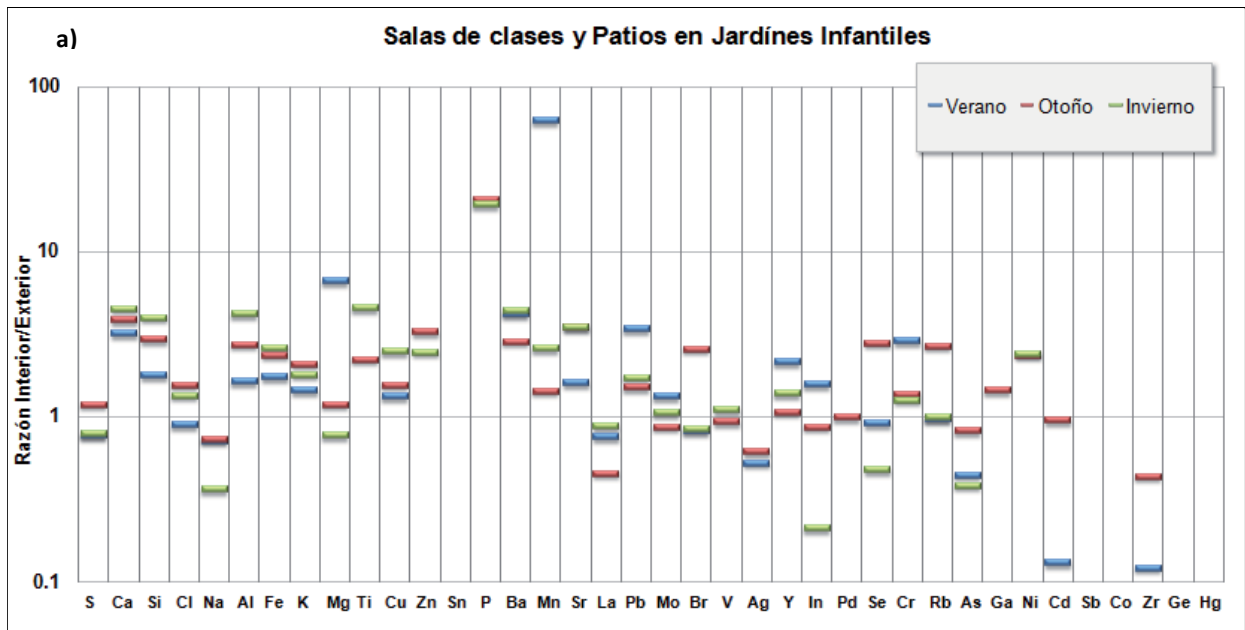


Figura 23. Relación I/E para jardines infantiles en a) Salas de Clases y Patio, b) Oficinas y Patio durante todo el proceso. Comuna de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012.2013).

En el caso de las escuelas básicas (Tabla 16 y Figura 24), para verano las mayores concentraciones se determinaron en las oficinas, en cambio en otoño no hubo un predominio en las concentraciones en uno u otro microambiente específico, en cambio en invierno, las concentraciones en salsa fue modernamente mayor a las determinadas en oficinas y patios.

Tabla 16. Concentración (ng/m³) de metales para MP_{2.5} en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de escuelas estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

	Verano				Otoño				Invierno				MDL
	Interior		Exterior		Interior		Exterior		Interior		Exterior		
	C (3)	O (3)	P(3)	p-value	C (3)	O (3)	P(3)	p-value	C (3)	O(3)	P(3)	p-value	
S	772.29	995.13	880.79	0,2521	1840.06	1946.25	1815.33	0,8371	2131.12	1849.55	2016.27	0,5611	0.78
Ca	223.44	1061.55	161.88	0,2019	183.06	149.23	270.56	0,7326	472.03	668.39	703.46	0,7326	2.71
Si	333.46	1199.19	288.26	0,7326	203.94	233.36	287.98	0,2881	469.58	440.09	465.88	0,8371	2.41
Cl	662.94	934.71	859.44	0,1184	220.14	213.06	222.30	0,9565	414.16	818.44	856.87	0,7326	1.44
Na	743.93	787.04	979.12	0,1931	596.69	832.61	571.60	0,8752	954.90	1278.58	1426.08	0,7326	1.59
Al	142.89	466.77	147.71	0,1926	54.17	76.99	96.08	0,3932	129.32	143.26	145.91	0,5866	5.29
Fe	78.52	618.61	77.17	0,9672	79.07	79.33	141.46	0,1184	218.36	180.87	204.04	0,4298	0.21
K	79.09	305.52	104.96	0,1931	101.52	101.64	96.08	0,7326	127.48	134.59	156.33	0,7326	1.89
Mg	75.13	60.83	73.51	0,2521	42.47	115.34	56.43	0,8371	80.00	146.10	191.23	0,4911	0.96
Ti	13.82	54.78	7.57	0,4298	6.19	5.39	8.97	0,7557	13.08	9.86	13.86	0,9252	5.08
Cu	19.96	31.84	22.78	0,3012	4.64	3.62	8.83	0,9565	16.17	10.40	11.51	0,2019	0.21
Zn	3.54	24.46	2.30	0,8320	7.40	3.49	14.15	0,2760	7.45	14.14	13.07	0,1767	0.30
Sn	11.85	11.05	11.57	0,5501	7.29	14.06	0.00	0,4911	0.00	7.07	7.00	0,5866	9.18
P	1.84	16.07	0.00	0,2810	2.32	0.36	0.00	0,6703	1.40	4.76	2.31	0,4911	0.78
Ba	1.20	5.65	0.00	0,9481	1.12	0.86	3.50	0,7326	0.00	2.53	2.74	0,3292	15.59
Mn	1.09	10.62	0.00	0,6703	1.57	1.86	0.70	0,2521	2.54	1.33	3.31	0,9565	0.24
Sr	0.56	7.74	0.34	0,0340	1.38	0.82	2.25	0,2369	2.40	2.58	2.09	0,4911	0.33
La	1.19	0.21	0.33	0,9565	2.56	1.76	1.53	0,5557	2.26	4.28	4.47	0,8645	2.12
Pb	1.69	3.78	1.48	0,0340	4.80	6.76	4.90	0,8542	5.35	6.46	5.69	0,4004	0.45
Mo	1.06	1.90	1.78	0,0605	2.09	0.18	1.39	0,6658	1.12	3.55	0.99	0,1878	0.48
Br	1.98	2.18	6.32	0,3012	34.30	3.75	2.94	0,9220	6.19	6.47	6.53	0,1767	0.18
V	1.11	1.73	1.11	0,5580	10.90	11.32	1.12	0,5580	0.70	2.74	3.29	0,3630	1.59
Ag	0.00	2.07	0.29	1,0000	1.77	0.80	0.28	0,9565	2.95	0.07	0.55	0,2696	6.02
Y	0.42	0.07	0.52	0,9187	0.00	0.38	2.39	0,3630	0.70	1.99	1.43	0,0686	0.36
In	0.00	0.00	0.00	0,3679	0.00	0.65	4.20	0,3679	0.00	0.00	0.15	1,0000	0.33
Pd	0.00	0.00	0.99	0,9392	0.00	3.35	2.11	0,2107	3.37	0.00	1.18	0,4298	6.89
Se	0.37	0.52	0.88	1,0000	1.28	0.27	1.12	0,3679	1.12	0.72	1.52	0,0536	0.21
Cr	0.76	2.42	0.54	0,6884	0.79	0.78	0.14	0,2369	38.65	64.21	23.70	0,3630	0.90
Rb	0.39	1.19	0.26	0,3679	0.15	0.67	0.98	0,0625	0.98	0.07	0.14	0,1080	0.21
As	0.00	0.00	0.00	1,0000	0.00	0.00	1.53	1,0000	1.40	0.58	1.97	1,0000	0.24
Ga	0.00	0.00	0.29	0,5580	0.00	0.70	0.00	0,5580	0.28	0.59	0.14	0,7408	0.48
Ni	0.00	1.69	0.00	1,0000	3.31	3.85	1.12	0,1988	0.00	1.51	0.37	0,0347	0.18
Cd	0.29	0.82	0.28	0,1054	3.70	0.00	0.00	0,8371	2.81	0.48	5.05	0,2760	6.62
Sb	3.05	0.73	7.68	0,5580	2.61	0.00	0.00	0,2404	0.00	4.92	0.07	0,3576	9.45
Co	0.00	0.07	0.00	0,3679	0.00	0.22	0.00	0,0625	0.00	0.00	0.00	0,3679	0.12
Zr	0.76	2.65	1.46	0,4792	0.00	0.00	0.00	0,1009	1.54	0.00	0.07	0,2225	0.36
Ge	0.00	0.00	0.00	0,7326	0.00	0.00	0.00	0,8320	0.00	0.00	0.00	0,5521	0.33
Hg	0.14	1.22	0.00	0,6884	0.00	0.88	0.00	0,3679	0.00	0.00	0.00	0,5647	0.45

MDL: Límites de detección para Método de análisis XRF. Compendium of Methods for inorganic air pollution, EPA, 1999.

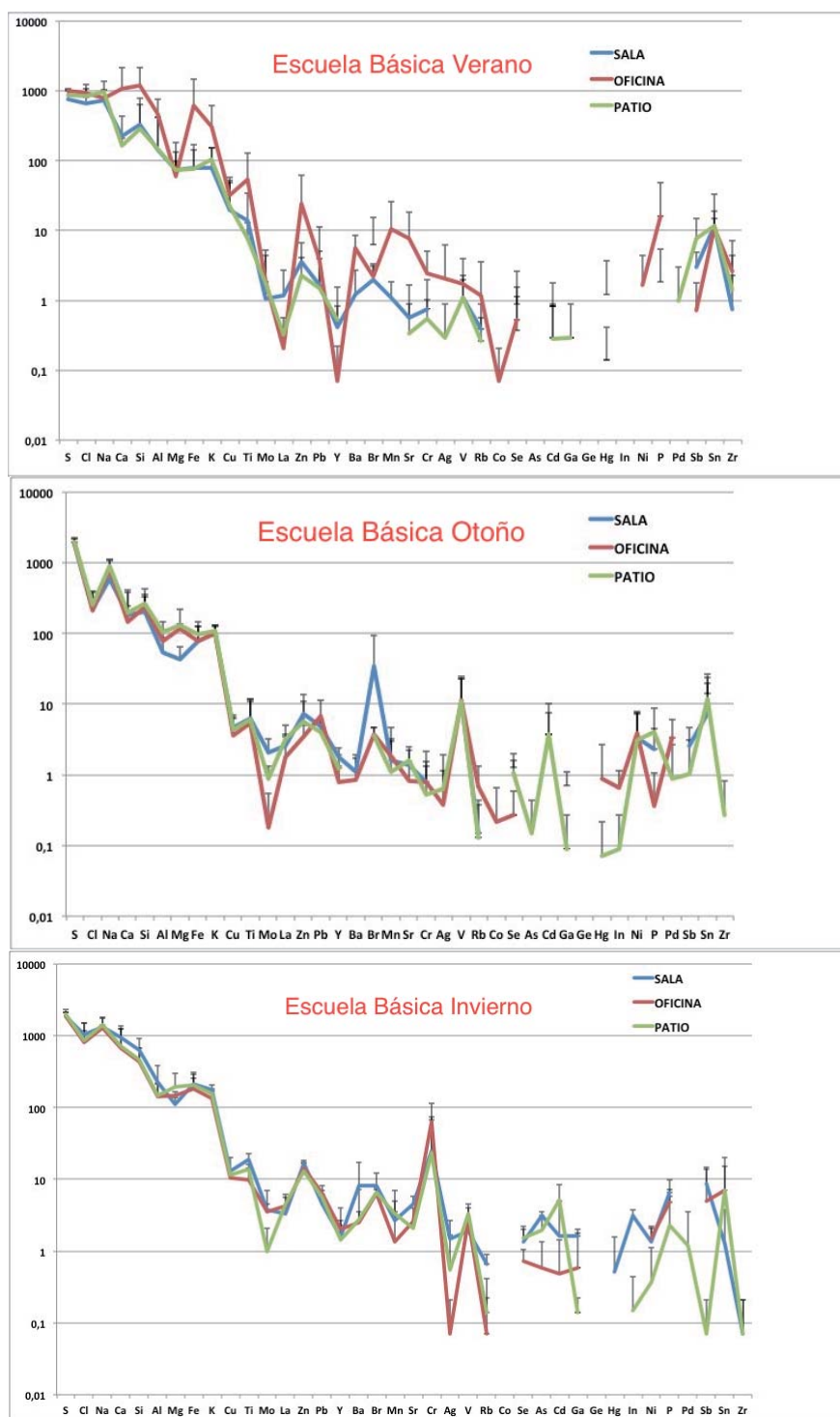


Figura 24. Concentración (ng/m^3) de metales para $\text{MP}_{2.5}$ en microambientes de patio, salas de clases y oficinas de escuelas básica estratificado por estación del año. Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

La **Figura 25**, se presenta la relación interior versus exterior. en general para la época de verano, las concentraciones en salas variaron hasta 3,61 veces las determinadas en el patio (exterior), siendo el Cu y el B los que presentan la mayor concentración al interior de las salas. En cuanto a la relación O/P las concentraciones variaron hasta 22,6 veces las determinadas en el exterior (patio). Las mayores concentraciones de metales al interior fueron en orden decreciente para Zr> Sn> K> Cu> Hg> Si> Y> Mo>,Cl> Ca> Se> Al>, y P. En otoño, para la relación S/P las concentraciones variaron hasta 9,45 veces las determinadas en patio exterior. Los metales con una concentración sobre el doble en orden decreciente fueron Br> Sb>, y Mo. Para el caso de las oficinas la relación de las concentraciones variaron hasta 12,57 veces las medidas en patio exterior, estando el Se y Sb sobre el doble de concentración. En invierno, la relación S/P varió hasta 126,3 veces los niveles exteriores, estando Sb> In> Ga> Rb> Mo> Ni> Ba> P> Ag>, y Sr a lo menos el doble de la concentración al interior. Para la relación O/P las concentraciones variaron hasta 70,29 veces la interior versus la exterior, siendo al menos el doble los metales Sb> Ga> Ni> Mo> Cr>, y P.

La comparación entre estaciones del año en general muestra que las concentraciones tienden a ser más altas en los microambientes interiores de otoño e invierno ya que las relaciones determinadas en su mayoría son menores que 1 (**Figura 26**), salvo algunas excepciones como lo fueron Zr, Sn, Cu, Mo, Rb que al igual que los jardines, la concentración de Cu interior fue significativamente mayor en verano y otoño comparado con el invierno (**Tabla 20**). Específicamente en otoño, los niveles interiores de V> Sn> Br> Ni>, y Cd fueron en sala marcadamente mayores (al menos el doble) a los determinados en salas en invierno. En el caso de las oficinas los metales que sobresalen son Rb> Ag> V> Ni> y Sn. En la comparación a nivel de patios encontramos elevados niveles de Sb> Ni> Zr>, y V.

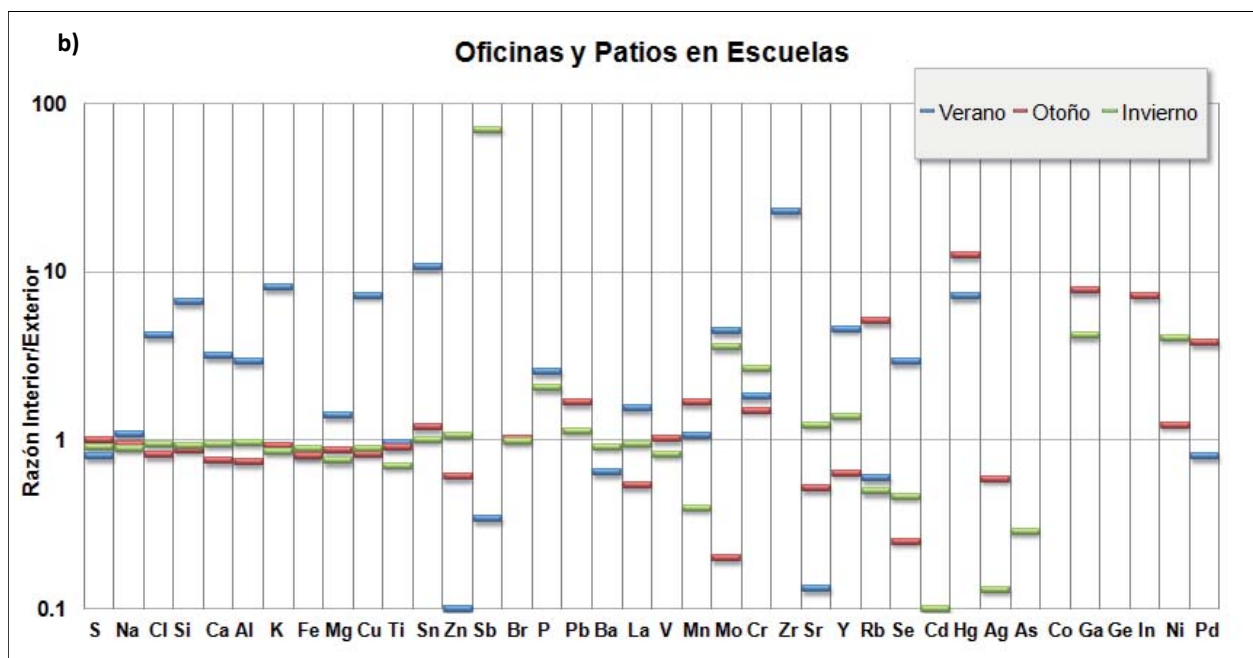
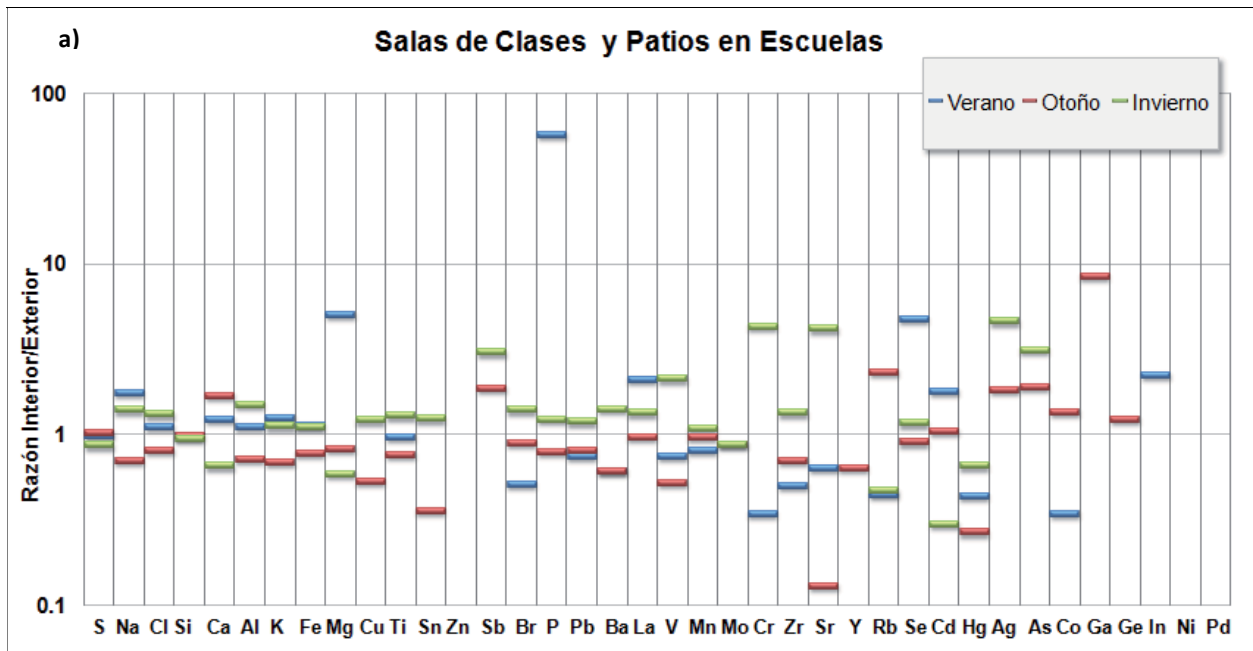


Figura 25. Relación I/E para Escuelas en a) Salas de Clases y Patio, b) Oficinas y Patio durante todo el proceso. Comuna de Chañaral. Región de Atacama, Chile (2012.2013).

7.5. Asociación entre la exposición a MP_{2.5} y la función pulmonar.

Los resultados de la asociación entre MP y los valores de función pulmonar son presentados en las **Tabla 17 y Figura 26** (los valores se encuentran detallados en el anexo 4). No se incluyeron en el análisis 5 sujetos que abandonaron el estudio durante las primeras semanas de seguimiento y que lograron tener disponible solo una espirometría analizable, debido a que se deseaba estudiar la variabilidad de la función pulmonar con respecto a las variaciones del MP, por lo tanto en el análisis de la asociación se incluyeron 506 espirometrías. Se encontraron asociaciones negativas y significativas entre los niveles de MP_{2.5} y los parámetros de función pulmonar evaluados. Los coeficientes de regresión representan el cambio promedio en los valores de función pulmonar por cada 1 µg/m³ de aumento en el MP. La **Figura 15**, presenta el grafo causal para evaluar la relación entre la exposición a MP y función respiratoria

En el modelo crudo, con respecto a las medidas de volumen, la concentración máxima de 12 horas de MP_{2.5} se asoció en forma negativa con la disminución del VEF₁ (β -0.75 ml CI95% -1.4, -0.03); los niveles de MP_{2.5} promedio de 4 y 12 horas también se asociaron en forma negativa con la disminución de la CVF (β -2.42 ml CI95% -4.7, -0.1 y β -5.07 ml CI95% -8.9, -1.1, respectivamente), así como también los niveles máximos de 4, 12 y 24 horas (β -1.74 ml CI95% -2.7, -0.8, β -1.90 ml CI95% -2.8, -1.01 y β -2.01 ml CI95% -2.9, -1.03, respectivamente). En el análisis crudo el único flujo que mostró asociación negativa significativa fue el PEF con el nivel máximo de MP_{2.5} de 24 horas previas al examen (β -2.93 ml/seg CI95% -5.7, -0.1). Al ajustar por edad, sexo, peso, temperatura ambiental y velocidad del viento se mantuvo la asociación entre el MP_{2.5} y la CVF, sólo con los niveles máximos de 12 y 24 horas.

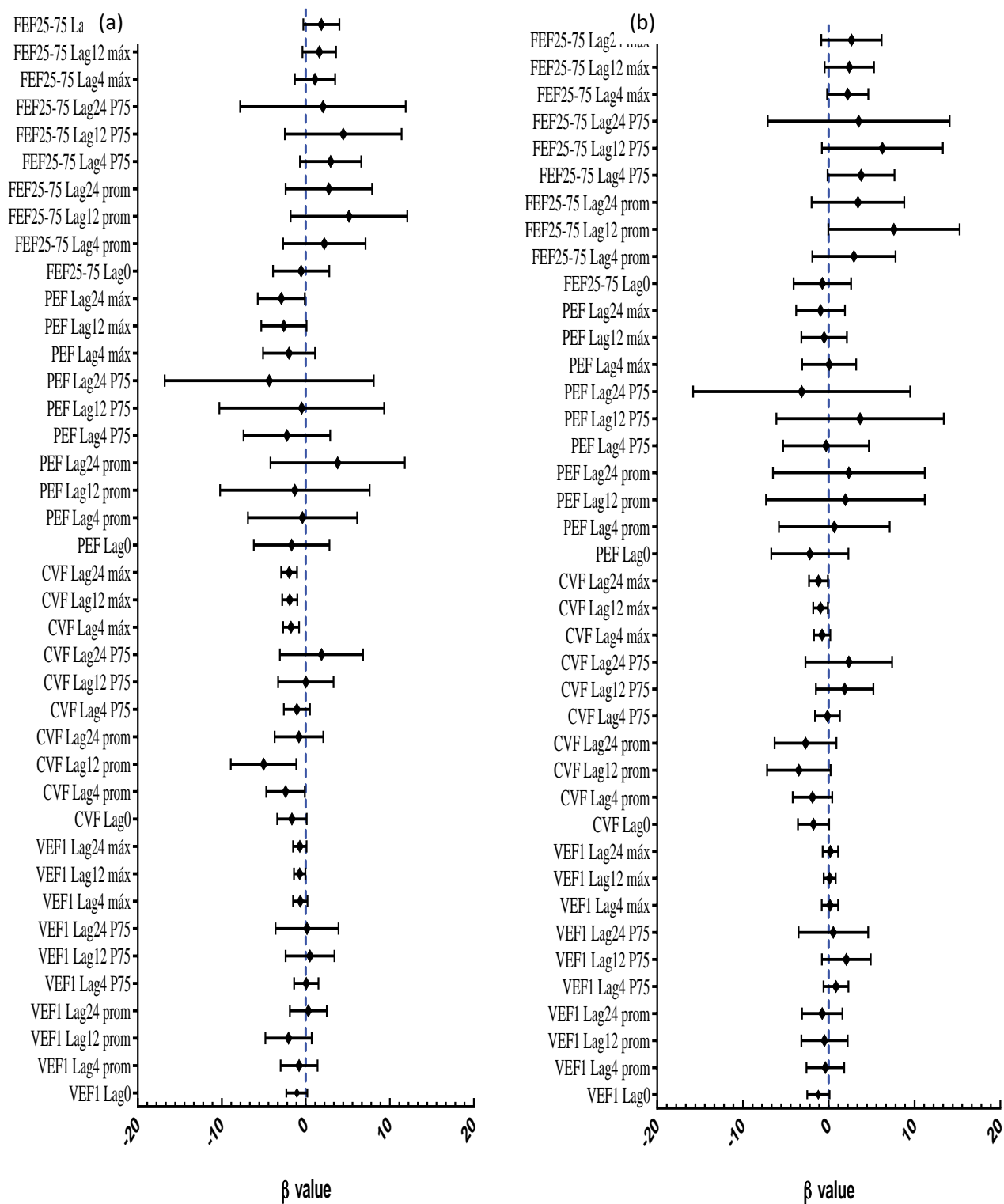
Tabla 17. Asociación [coeficientes crudos y ajustados de aumento por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IC95%)] entre valores de función pulmonar y $\text{MP}_{2.5}$ en escolares de Chañaral, Chile (2012-2013).

	VEF1(ml)		CVF (ml)	
	<i>Coef crudo</i>	<i>Coef aj*</i>	<i>Coef crudo</i>	<i>Coef aj*</i>
	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>
<i>Lag0</i>	1.08 (-2.3, 0.2)	-1.22(-2.5, 0.1)	-1.63 (-3.4, 0.1)	-1.77 (-3.6, 0.03)
<i>Lag4 promedio</i>	-0.79 (-3.0, 1.4)	-0.38 (-2.6, 1.8)	-2.42 (-4.7,-0.1)	-1.88 (-4.2, 0.4)
<i>Lag12 promedio</i>	-2.05 (-4.8, 0.7)	-0.47 (-3.2, 2.2)	-5.07 (-8.9,-1.1)	-3.47 (-7.2, 0.2)
<i>Lag24 promedio</i>	0.30 (-1.9, 2.5)	-0.77 (-3.1, 1.6)	-0.85 (-3.7, 2.1)	-2.71 (-6.3,0.9)
<i>Lag4 P75</i>	0.07 (-1.4,1.5)	0.86 (-0.6, 2.3)	-1.07 (-2.6,0.5)	-0.14 (-1.6, 1.3)
<i>Lag12 P75</i>	0.51 (-2.4,3.4)	2.06 (-0.8, 4.9)	0.01 (-3.3,3.3)	1.87 (-1.5, 5.2)
<i>Lag24 P75</i>	0.14 (-3.6,3.9)	0.52 (-3.5, 4.6)	1.91 (-3.1,6.8)	2.33 (-2.7, 7.4)
<i>Lag4 máximo</i>	-0.66 (-1.5, 0.2)	0.14 (-0.8, 1.1)	-1.74 (-2.7,-0.8)	-0.81 (-1.7, 0.2)
<i>Lag12 máximo</i>	-0.75 (-1.4,-0.03)	0.13 (-0.6, 0.8)	-1.90 (-2.8,-1.01)	-0.96 (-1.8,-0.1)
<i>Lag24 máximo</i>	-0.72 (-1.5, 0.1)	0.16 (-0.7, 1.1)	-2.01 (-2.9,-1.03)	-1.19 (-2.3,-0.1)

	PEF (ml/sec)		FEF25-75 (ml/sec)	
	<i>Coef crudo</i>	<i>Coef aj*</i>	<i>Coef crudo</i>	<i>Coef aj*</i>
	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>	<i>IC95%</i>
<i>Lag0</i>	-1.67 (-6.2,2.8)	-2.19 (-6.7, 2.3)	-0.55 (-3.9, 2.8)	-0.72 (-4.1, 2.6)
<i>Lag4 promedio</i>	-0.37 (-6.9, 6.1)	0.66 (-5.8, 7.1)	2.21 (-2.7, 7.1)	2.93 (-1.9, 7.8)
<i>Lag12 promedio</i>	-1.30 (-10.2,7.6)	1.95 (-7.3, 11.2)	5.13 (-1.8,12.1)	7.71 (-0.1,15.2)
<i>Lag24 promedio</i>	3.79 (-4.2,11.8)	2.35 (-6.5,11.2)	2.73 (-2.4,7.9)	3.41 (-2.0, 8.8)
<i>Lag4 P75</i>	-2.25 (-7.4,2.9)	-0.32 (-5.3,4.7)	2.96 (-0.7,6.6)	3.92 (-0.2,7.6)
<i>Lag12 P75</i>	-0.44 (-10.3,9.3)	3.67 (-6.1, 13.4)	4.47 (-2.5,11.4)	6.25 (-0.8,13.3)
<i>Lag24 P75</i>	-4.36 (-16.8,8.1)	-3.16 (-15.8, 9.5)	2.04 (-7.8,11.9)	3.49 (-7.1,14.1)
<i>Lag4 máximo</i>	-1.98 (-5.1, 1.1)	0.06 (-3.1, 3.2)	1.09 (-1.3, 3.5)	-2.24 (-0.2, 4.6)
<i>Lag12 máximo</i>	-2.61 (-5.3, 0.1)	-0.51 (-3.2, 2.1)	1.63 (-0.4, 3.6)	2.89 (-0.7, 5.0)
<i>Lag24 máximo</i>	-2.93 (-5.7,-0.1)	-0.96 (-3.8, 1.9)	1.86 (-0.3,4.0)	3.47 (-1.2, 5.7)

*modelo GEE ajustado por edad, sexo, peso, velocidad del viento, temperatura ambiental; en negritas valores significativos.

Figura 26. Asociación [coeficientes crudos (a) y ajustados (b) de aumento por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IC95%)] entre valores de función pulmonar y $\text{MP}_{2.5}$ en escolares de Chañaral, Región de Atacama, Chile 2012-2013.



8. CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN.

Con el objetivo de estudiar el efecto agudo de la exposición ambiental a MP sobre los valores espirométricos se estudió la concentración en el momento del examen, y la concentración promedio, percentil 75 y máximos de 4, 12 y 24 horas previas al examen. Secundariamente se determinó la composición de metales/metaloideos en microambientes interiores de recintos escolares en diferentes estaciones del año.

En el presente estudio se encontró asociación negativa entre la exposición ambiental a MP y el cambio en los valores espirométricos de la población escolar urbana, que vive adyacente a un megadepósito de relaves mineros, esta disminución fue especialmente marcada en la CVF a expensas del material particulado fino (MP_{2.5}). La concentración de MP_{2.5} y la composición de los metales/metaloideos determinados en microambientes interiores estuvieron altamente correlacionados con los exteriores y en mayor concentración en invierno y en las salas de clases comparado con lo determinados en el exterior.

8.1. Relación Exposición a MP_{2.5} Exterior y la Función Pulmonar.

Con respecto a las concentraciones de MP encontrados por otros estudios de tipo panel similares, los valores reportados mayormente fueron la mediana de las concentraciones promedio de 24 horas durante los períodos estudiados. Con respecto al MP_{2.5}, la mediana de las concentraciones promedio de 24 horas de éste estudio (12.5 µg/m³) superó moderadamente la reportada por Trenga et al. (146) de 11.2 µg/m³ quien estudió un área residencial de Seattle, E.E.U.U. y marcadamente a la reportada en el estudio de Dales et al. de 6.5 µg/m³ en un área afectada por alto tráfico de camiones de Windsor, Canadá (153); no obstante, el estudio realizado por Moshhammer et al. en una zona expuesta a industrias y tráfico de Linz, Austria (44), mostró valores de 15.79 µg/m³ superando los encontrados en el presente estudio. Jacobson et al. en un estudio realizado en niños en Tangará de Serra, Brasil reportaron niveles promedio de 25.6 µg/m³ superando más del doble a lo determinado en nuestro estudio (208).

El MP_{2.5} se asoció en forma negativa con el FEF₂₅₋₇₅ en el estudio de Trenga et al. realizado en niños asmáticos, y con el VEF₁ y PEF en el estudio de Moshhammer et al. realizado en niños sanos de Linz, Austria. Dales et al. estudió sólo los valores del VEF₁ en niños asmáticos, los cuales se asociaron en forma

negativa con el rezago de 12 horas de concentración de $MP_{2.5}$. En nuestro estudio se encontraron asociaciones crudas negativas entre el VEF_1 y la concentración máxima de 12 horas y, entre el PEF y el nivel máximo de $MP_{2.5}$ de 24 horas previas al examen, lo que concuerda con los hallazgos de Moshhammer et al. quien estudió a niños sanos. También, se encontró una marcada asociación entre los niveles de $MP_{2.5}$ promedio y máximos de 4 y 12 horas y el máximo de 24 horas con la CVF. Similares resultados reportó Jacobson et al., encontrando reducciones en el PEF para rezagos de 3 a 5 días en niños entre 6 y 15 años (208).

El crecimiento pulmonar, la función inmune y la respuesta respiratoria a los diferentes contaminantes del aire respirado es un complejo proceso multifactorial (209), lo cual podría explicar la gran variabilidad encontrada en algunos valores de función pulmonar estudiados.

La mayor parte de las asociaciones encontradas fueron con la CVF, la cual es la máxima cantidad de aire espirado durante una espiración forzada y es un indicador concreto de capacidad pulmonar. La disminución de la CVF indica la existencia de limitación ventilatoria restrictiva y una de las causas descritas en la literatura de este tipo de limitación es la inhalación de polvos orgánicos o inorgánicos. No obstante, los hallazgos de este estudio son en relación a variaciones más agudas en la CVF y no a una disminución progresiva en el tiempo, para este propósito el seguimiento de éstos escolares debiera extenderse por varios años más.

La prevalencia de asma bronquial diagnosticada por médico fue aproximadamente de un 10%, lo cual se encuentra dentro de las cifras reportadas a nivel nacional de asma infantil (7.3%-16.5%) (210). Esta prevalencia corresponde a la reportada por las madres en el cuestionario aplicado, sin embargo no se puede descartar que ésta cifra esté subestimada debido a que la posibilidad de diagnóstico de asma en esta población escolar se vea disminuida por un bajo acceso a exámenes de función pulmonar y médicos especialistas.

La muestra de escolares estudiada fue mayormente sana, y las asociaciones encontradas no difieren al estratificar según diagnóstico de asma o rinitis, es decir, la exposición a los aumentos del MP, especialmente el $MP_{2.5}$, afecta en el corto plazo la función respiratoria provocando una disminución de ésta independiente del diagnóstico de asma o rinitis. Si bien los cambios en la función pulmonar producto de exposiciones crónicas comienzan a evidenciarse a edades más avanzadas, el hecho de haber encontrado asociaciones entre la exposición a corto plazo a MP y la función pulmonar nos indica que los escolares de

la ciudad de Chañaral están siendo afectados actualmente por la exposición, no obstante su acumulación podría llegar a tener efectos crónicos en la adultez. Dado que el MP estudiado presenta contenido metálico, la exposición acumulada a éste no sólo podría tener efectos respiratorios a largo plazo, sino que también otros efectos silenciosos y acumulativos que tienen relación con la bio-acumulación de metales pesados en el organismo.

8.2. Material Particulado MP_{2.5} Microambientes Escolares.

Referente al MP_{2.5} observado al interior de *jardines infantiles*, en salas donde pasan los niños gran parte de su tiempo, se presentaron concentraciones promedio superiores a la norma diaria de MP_{2.5} (50 µg/m³) (106) para otoño e invierno, pero considerablemente más bajas durante verano. En oficinas, no se superó la norma, sin embargo los niveles fueron para invierno un 93% de la norma. En *escuelas básicas*, solo se superó la norma en las salas en época de invierno.

En relación a lo observado en microambientes al exteriores (patios), las concentraciones fueron en todos los periodos mayores que la norma, presentándose en verano los mayores niveles. Esto estaría explicado por los vientos predominantes durante el periodo. Neary y Garcia-Chevesich, han reportado que durante las épocas de primavera verano los vientos predominantes son en dirección hacia la costa, es decir oeste-este, los que levantarían el polvo presente en la bahía, llevando las partículas hacia el área urbana de Chañaral (184). El plan de desarrollo urbano de la Región de Atacama, reporta que el principal problema de contaminación del aire es la suspensión de partículas de relaves mineros por efecto eólico que impactan las poblaciones (211). Queda de manifiesto, que las elevadas concentraciones presentes tanto al interior como exterior de jardines, pueden explicarse por la cercanía de los establecimientos a la bahía donde esta depositado el relave y por otra parte a la actividad de los niños en el caso de las salas, la que produciría resuspensión del MP.

Las diferencias al interior de las oficinas no fueron tan marcadas como las encontradas en las salas, esto puede estar reflejando la actividad de los niños durante su jornada escolar. Varios autores han referido que los niveles interiores de MP_{2.5} están muy relacionados con la presencia de los estudiantes y sus actividades durante las horas de clases, así como por los niveles reportados en el ambiente exterior (212-214).

En algunos establecimientos se encontraron concentraciones interiores de $MP_{2.5}$ que cuadruplicaban los niveles exteriores. En el caso de la escuela José Luis Olivares, donde ocurría esto, observamos que el elevado nivel de concentración interior pudo estar relacionado con actividades de remodelación y reconstrucción de zonas (durante el periodo de medición) al interior del recinto, lo que creemos puede haber resuspendido el MP elevando las concentraciones interiores.

Diversos estudios internacionales han reportado resultados similares a los reportados en nuestro estudio, un ejemplo de ello son algunos estudios realizados en Inglaterra y Holanda donde se midieron concentraciones interiores que variaban de $19.0 - 30.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y de $7.7 - 52.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente (215, 216). Un estudio realizado en Atenas por Diapouli et al, en el que se midieron los niveles de $MP_{2.5}$ en el periodo de invierno al interior y exterior de 7 Escuelas, reportó concentraciones interiores que fluctuaron entre $22.1-40.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y concentraciones exteriores entre $38.6-99.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En comparación, los valores observados en Chañaral fueron similares a los observados al interior y exterior ($52.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $30.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente) (217). Otro estudio de similares características fue el realizado por Madureira et al, donde se midió la concentración de $MP_{2.5}$ al interior y exterior de 11 escuelas en la localidad de Porto, se observaron concentraciones interiores de $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y exteriores de $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Estos valores fueron significativamente mayores a los encontrados en Chañaral (218). En un estudio realizado en seis escuelas básicas de Irán (2013), los autores reportaron niveles interiores promedio durante la jornada escolar entre $29,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $69,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, distribución similar a la reportada en nuestro estudio (219). Es importante resaltar que los estudios descritos anteriormente, la fuente de origen principal de MP fue el tráfico vehicular, factor que el caso de Chañaral sería probablemente marginal.

8.3. Metales y Metaloides.

En general, las concentraciones de los metales y metaloides determinados en $MP_{2.5}$ durante el periodo de estudio en los recintos escolares fueron mayores en los microambientes interiores, especialmente en las salas de clases. Esto fue mucho más relevante en periodo de invierno. La correlación de los patrones de distribución de los metales fueron de 0,94 con un rango de 0,76 a 0,99, lo que apunta a que la fuente de estos metales es el MP que se infiltra hacia el interior de los recintos escolares. La distribución observada de los metales y metaloides presente en el $MP_{2.5}$, fue similar a la reportada por Jorquera y Barraza (2013) donde se evalúa la contribución de fuentes antropogénicas industriales a la composición de MP, como son

las industria cementera, fundiciones de cobre y acúmulo de minerales en la zona de Antofagasta, reportando que la mayoría de la especies dominantes; Ca, S y Si vendrían de estas fuentes (115).

Escasos estudios han determinado los niveles de ciertos metales pesados al interior de escuelas básicas y jardines infantiles. El estudio elaborado por Molnár et al., determinó la concentración de MP_{2.5} y sus elementos traza en 5 escuelas, 10 jardines infantiles y 20 casas de sujetos no fumadores en las estaciones de invierno, primavera y verano en la ciudad de Estocolmo. La distribución de los metales que se observó en jardines infantiles fue S > Fe > K > Ca > Zn > Ti > Mn > Cu > V > Pb > Br > Cr > Ni tanto para microambiente interior y exterior. En comparación, en Chañaral también se observaron los elementos S, Fe, K, Ca de esta cadena pero con una distribución distinta, lo que podría suponer diferente fuente de emisión entre ambos estudios (220).

Para las escuelas, Molnár observó una distribución similar de metales en microambientes interiores y al compararlos con lo encontrado en Chañaral, nuevamente se aprecia una similitud tanto en la distribución como en los metales con mayor presencia (S, Ca, Fe, K); diferenciándose sólo en que el metal que presenta niveles superiores es el Zn y en Chañaral el metal que predomina es el S (220). En los microambientes exteriores los valores tuvieron una distribución similar a la encontrada en Chañaral, con diferencias en la alta presencia de Zn y Ti, pero similares en los niveles de S, Ca, K y Fe.

Molnár et al. reportó resultados muy similares a los encontrados en ese estudio pero con un patrón de distribución diferente en los metales, lo que puede estar asociado a las características del MP que pueden verse alteradas por las condiciones propias de la región en estudio (climáticas, meteorológicas, geográficas, etc.) o por fuentes antropogénicas (83, 84, 220). Barbieri et al. (2014) en un estudio recientemente realizado en distritos mineros de Oruro, Bolivia, evaluaron la concentración de metales en el polvo del hogar y en el pelo de niños de 7 a 12 años, encontrando correlaciones significativas para especies no esenciales como As, Cd, Pb, Sb y Sn, sugiriendo que en contextos de alta contaminación, (como lo que acontece en Chañaral), el polvo a nivel de los espacios interiores sería una importante vía de exposición para los niños, asociada a su conducta juguetona (221).

Csavina et al. (2012) en su revisión de la importancia de los metales y metaloides en el polvo atmosférico y aerosoles de operaciones mineras, describe que el viento puede suspender las partículas finas depositadas en suelo, las que están contaminadas con metales y metaloides y ser transportados por grandes distancias impactando zonas pobladas (83). Qu et al. (2012) demostraron que la exposición a

metales pesados en villas cercanas o circundantes a faenas mineras representaba un alto riesgo para la población, y que la distancia existente entre la faena minera y las poblaciones podría ser una barrera de protección dependiendo la distancia. Además concluyó que los riesgos estimados por la exposición a metales provenían no sólo por una sola vía de exposición, sino más bien por múltiples vías, como por ejemplo la ingesta de vegetales cultivados en suelos contaminados o regados con aguas contaminadas y la inhalación del aire al interior de las viviendas (82).

Cuando se realizan las comparaciones intra y entre estaciones del año, la presencia en microambientes interiores de metales como V, Ni, Cu, Cd y B que son altamente tóxicos para la salud de las personas expuestas (82, 222), se torna muy relevante, especialmente a nivel de recintos escolares como jardines infantiles y escuelas básicas, donde la población expuesta son niños y niñas en pleno desarrollo de su organismo lo que puede influir, en cierta medida, en la carga de enfermedad a futuro (8, 223).

Diversos estudios a nivel mundial han evaluado los efectos producidos por la exposición a metales pesados en la salud de la población a través de distintas vías de exposición (aire, agua, suelo, alimentos, etc.), reportando efectos carcinogénicos, mutagénicos, teratogénicos entre otros (63, 188, 224-229).

Este estudio nos acerca a una visión más detallada de la composición química del MP y da cuenta del alto contenido de polimetales presentes en los diferentes microambientes de los recintos educacionales de la ciudad de Chañaral. A pesar de que existen metales trazas que son necesarios para el adecuado funcionamiento de nuestro organismo, si una población vulnerable como los niños de Chañaral en edad de crecimiento, esta expuesta de manera constante y a altas concentraciones, estos metales pueden llegar a ser sumamente tóxicos y generar efectos adversos en la salud. En la ciudad de Chañaral se hace necesaria la implementación de medidas que controlen la dispersión del particulado proveniente de la playa contaminada, que mitiguen el impacto generado sobre la población y que remedien, de alguna manera, el grave daño que durante años se ha generado hacia el ecosistema de la zona.

8.4. Limitaciones.

En este estudio, la distribución de las concentraciones (por minuto) de MP en forma diaria se presentó asimétrica con un sesgo hacia los valores inferiores, por lo que el cálculo del promedio de 24 horas podría estar entregando una medida de resumen desviada hacia valores inferiores de concentración; a partir de

éste valor se construyeron las medidas para la comparación con otros estudios, no obstante se desconoce la distribución de las concentraciones en éstos, por lo que la comparación podría no ser precisa.

Dada la controversia que existe acerca de que las mediciones de sitio central no representan las exposiciones individuales o de comunidad residencial, Trenga et al. estudió las diferencias entre las concentraciones medidas en sitio central y las mediciones personales de exterior encontrando una fuerte correlación entre éstas ($r = 0.77$), éste hallazgo es de gran importancia dado que gran parte de las investigaciones de efectos en salud de la contaminación del aire utilizan mediciones de sitio central, incluyendo el presente estudio.

Con respecto a la función pulmonar, los grupos etarios analizados por los estudios de panel mencionados anteriormente, aunque corresponden a niños en edad escolar, son heterogéneos lo cual no permite la comparación directa de los valores de función pulmonar per sé, por otro lado, éstos reportan una medida de resumen para el grupo completo con una alta dispersión. Los resultados de la asociación entre MP y función pulmonar son concordantes con la literatura, sin embargo los tipos de reportes son variados, algunos autores reportan cambios en los valores de función pulmonar por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cambio en el MP o cambios en el IQR de MP; otros autores han centrado sus análisis de los valores espirométricos en las variaciones del porcentaje del valor predicho. Por otro lado, la construcción de rezagos también ha variado entre los diferentes estudios, lo que dificulta la comparación de los hallazgos encontrados.

Con respecto a las proyecciones de esta investigación, estos resultados preliminares se pueden aplicar a poblaciones escolares impactadas por la exposición a pasivos ambientales de origen minero, que viven en zonas aledañas a depósitos de relaves mineros. Se recomienda seguir estudiando esta población y continuar con un seguimiento de estos niños, para no solo ver el efecto agudo sobre su salud respiratoria, sino que evaluar otros desenlaces, como son efectos de largo plazo, tales como efectos neurológicos, carcinogénicos y genitourinarios. El tipo y naturaleza de los metales presentes en las partículas que impactan a la población, da cuenta de diversos efectos potenciales en la salud.

Este es un estudio que muestra la asociación de la exposición y un determinado efecto, por lo tanto, para evaluar causalidad hay que necesariamente incorporar otros elementos que tienen que ver con una serie de determinantes de salud, dado que esta población no solo puede estar afectada por contaminación ambiental, sino que además otros factores no relacionados con el ambiente.

9. CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES.

En este estudio se determinó que la función respiratoria en términos de variación de la capacidad vital forzada (CVF) de los escolares residentes se ve afectada negativamente por aumentos en los niveles de MP, en especial el MP_{2.5}, por lo que se no se rechazan la hipótesis planteadas *“La exposición a MP fino (MP_{2.5}) en la ciudad de Chañaral esta asociado a la disminución de la función respiratoria en niños escolares”* y *“ La composición metálica/metaloides y másica del material particulado fino (MP_{2.5}) al interior de microambientes escolares en la ciudad de Chañaral esta asociada a la encontrada en microambientes exteriores.* Estos niños/as actualmente expuestos estarían agudamente afectados y podrían llegar a presentar efectos crónicos por exposición de largo plazo. Esta situación estaría potenciada por la presencia de metales pesados presentes en la partículas que pueden generar efectos inflamatorios a nivel del parénquima pulmonar.

10. CAPÍTULO 9. REFERENCIAS.

1. Ezzati M, Kammen DM. The health impacts of exposure to indoor air pollution from solid fuels in developing countries: knowledge, gaps, and data needs. *Environ Health Perspect* 2002;110(11):1057-68.
2. Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, et al. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health* 2013;12(1):43.
3. Ostro BD, Rothschild S. Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environ Res* 1989;50(2):238-47.
4. Mehta S, Shin H, Burnett R, North T, Cohen AJ. Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: a systematic review and implications for estimating the global burden of disease. *Air Qual Atmos Health* 2013;6(1):69-83.
5. Gall ET, Carter EM, Earnest CM, Stephens B. Indoor air pollution in developing countries: research and implementation needs for improvements in global public health. *Am J Public Health* 2013;103(4):e67-72.
6. Sousa S, Ferraz C, Ferraz MA, Vaz L, Marquez A, Martins F. Indoor air pollution on nurseries and primary schools: impact on childhood asthma-study protocol. *BMC Public Health* 2012;12:435.
7. Moshhammer H, Hutter HP, Hauck H, Neuberger M. Low levels of air pollution induce changes of lung function in a panel of schoolchildren. *Eur Respir J* 2006;27(6):1138-43.
8. Lee Y, Dong G. Air Pollution and Health Effects in Children. In: Khare EbM, editor. *Air pollution-Monitoring Modelling and health: InTech, Chapters published March 23, 2012 under CC BY 3.0 license; 2012. p. 396.*
9. Valavanidis A, Fiotakis K, Vlachogianni T. Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev* 2008;26(4):339-62.
10. Sharma M, Kumar VN, Katiyar SK, Sharma R, Shukla BP, Sengupta B. Effects of particulate air pollution on the respiratory health of subjects who live in three areas in Kanpur, India. *Arch Environ Health* 2004;59(7):348-58.
11. Ward DJ, Ayres JG. Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. *Occup Environ Med* 2004;61(4):e13.
12. Ruckerl R, Schneider A, Breitner S, Cyrus J, Peters A. Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal Toxicol* 2011;23(10):555-92.
13. Dockery DW. Health effects of particulate air pollution. *Ann Epidemiol* 2009;19(4):257-63.
14. Zhang Z, Wang J, Chen L, Chen X, Sun G, Zhong N, et al. Impact of haze and air pollution-related hazards on hospital admissions in Guangzhou, China. *Environmental Science and Pollution Research* 2014;21(6):4236-4244.
15. Fairley D. Daily mortality and air pollution in Santa Clara County, California: 1989-1996. *Environ Health Perspect* 1999;107(8):637-41.
16. Pope CA, 3rd, Schwartz J, Ransom MR. Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley. *Arch Environ Health* 1992;47(3):211-7.
17. Schwartz J. Air pollution and daily mortality in Birmingham, Alabama. *Am J Epidemiol* 1993;137(10):1136-47.
18. Schwartz J. Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environ Res* 1994;64(1):36-52.
19. Schwartz J, LM. N. Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in school children. *Epidemiol* 2000;11:6-10.
20. Katsouyanni K, Samet JM, Anderson HR, Atkinson R, Le Tertre A, Medina S, et al. Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res Rep Health Eff Inst* 2009(142):5-90.

21. Samoli E, Schwartz J, Wojtyniak B, Touloumi G, Spix C, Balducci F, et al. Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: A sensitivity analysis for controlling long-term trends and seasonality. *Environmental Health Perspectives* 2001;109(4):349-353.
22. Katsouyanni K, Zmirou D, Spix C, Sunyer J, Schouten JP, Ponka A, et al. Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiologic time series data. *The APHEA Project. Air Pollution Health Effects--A European Approach. Public Health Rev* 1997;25(1):7-18; discussion 19-28.
23. Samoli E, Touloumi G, Zanobetti A, Le Tertre A, Schindler C, Atkinson R, et al. Investigating the dose-response relation between air pollution and total mortality in the APHEA-2 multicity project. *Occup Environ Med* 2003;60(12):977-82.
24. Zanobetti A, Schwartz J, Dockery DW. Airborne particles are a risk factor for hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2000;108(11):1071-7.
25. Zanobetti A, Schwartz J, Gold D. Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles? *Environ Health Perspect* 2000;108(9):841-5.
26. Samet JM, Dominici F, Zeger SL, Schwartz J, Dockery DW. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part I: Methods and methodologic issues. *Res Rep Health Eff Inst* 2000(94 Pt 1):5-14; discussion 75-84.
27. Romieu I, Gouveia N, Cifuentes LA, de Leon AP, Junger W, Vera J, et al. Multicity study of air pollution and mortality in Latin America (the ESCALA study). *Res Rep Health Eff Inst* 2012(171):5-86.
28. Nawrot TS, Torfs R, Fierens F, De Henauw S, Hoet PH, Van Kersschaever G, et al. Stronger associations between daily mortality and fine particulate air pollution in summer than in winter: evidence from a heavily polluted region in western Europe. *J Epidemiol Community Health* 2007;61(2):146-9.
29. Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, et al. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Community Health* 2002;56(10):773-9.
30. Larrieu S, Jusot JF, Blanchard M, Prouvost H, Declercq C, Fabre P, et al. Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: the PSAS program. *Sci Total Environ* 2007;387(1-3):105-12.
31. Fuller CH, Patton AP, Lane K, Laws MB, Marden A, Carrasco E, et al. A community participatory study of cardiovascular health and exposure to near-highway air pollution: study design and methods. *Rev Environ Health* 2013;28(1):21-35.
32. Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Xun WW, Katsouyanni K, et al. Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts. *Epidemiology* 2014;25(3):368-78.
33. Pope CA, 3rd. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? *Environ Health Perspect* 2000;108 Suppl 4:713-23.
34. Borja-Aburto V, Rosales-Castillo J, Torres-Meza V, Corey G, Olaiz-Fernández G. Evaluation of Health Effects of Pollution. In.
35. Zhang ZM, Whitsel EA, Quibrera PM, Smith RL, Liao D, Anderson GL, et al. Ambient fine particulate matter exposure and myocardial ischemia in the Environmental Epidemiology of Arrhythmogenesis in the Women's Health Initiative (EEAWHI) study. *Environ Health Perspect* 2009;117(5):751-6.
36. Weichenthal S, Hoppin JA, Reeves F. Obesity and the cardiovascular health effects of fine particulate air pollution. *Obesity (Silver Spring)* 2014.
37. Cohen AJ, Ross Anderson H, Ostro B, Pandey KD, Krzyzanowski M, Kunzli N, et al. The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J Toxicol Environ Health A* 2005;68(13-14):1301-7.

38. Valent F, Little D, Bertollini R, Nemer LE, Barbone F, Tamburini G. Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. *Lancet* 2004;363(9426):2032-9.
39. 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(9):1078-92.
40. Salvador P, Artíñano B, Querol X, Alastuey A, Costoya M. Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background coastal site. *Atmospheric Environment* 2007;41:Pages 1-17.
41. Cuccia E, Massabò D, Ariola V, Bove MC, Fermo P, Piazzalunga A, et al. Size-resolved comprehensive characterization of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 2013;67:14 - 26.
42. Poschl U. Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angew Chem Int Ed Engl* 2005;44(46):7520-40.
43. EPA. Environmental Protection Agency. Particulate Matter. In: United States.
44. Moshhammer H, Bartonova A, Hanke W, van den Hazel P, Koppe JG, Kramer U, et al. Air pollution: a threat to the health of our children. *Acta Paediatr Suppl* 2006;95(453):93-105.
45. Brown KW, Sarnat JA, Koutrakis P. Concentrations of PM(2.5) mass and components in residential and non-residential indoor microenvironments: the Sources and Composition of Particulate Exposures study. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2012;22(2):161-72.
46. Hong YC, Pan XC, Kim SY, Park K, Park EJ, Jin X, et al. Asian Dust Storm and pulmonary function of school children in Seoul. *Sci Total Environ* 2010;408(4):754-9.
47. Roemer W, Hoek G, Brunekreef B. Pollution effects on asthmatic children in Europe, the PEACE study. *Clin Exp Allergy* 2000;30(8):1067-75.
48. Bergamaschi E, De Palma G, Mozzoni P, Vanni S, Vettori MV, Broecker F, et al. Polymorphism of quinone-metabolizing enzymes and susceptibility to ozone-induced acute effects. *Am J Respir Crit Care Med* 2001;163(6):1426-31.
49. Ghio AJ, Cohen MD. Disruption of iron homeostasis as a mechanism of biologic effect by ambient air pollution particles. *Inhal Toxicol* 2005;17(13):709-16.
50. Peters J. Epidemiologic investigation to identify chronic effects of ambient air pollutants in southern California: California Air Resources Board and the California 2004. Report No.: No. 94-331.
51. Ilabaca M, Olaeta I, Campos E, Villaire J, Tellez-Rojo MM, Romieu I. 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(9 Spec No):154-63.
52. Ostro BD, Eskeland GS, Sanchez JM, Feyzioglu T. Air pollution and health effects: A study of medical visits among children in Santiago, Chile. *Environ Health Perspect* 1999;107(1):69-73.
53. Ostro B, Sanchez JM, Aranda C, Eskeland GS. Air pollution and mortality: results from a study of Santiago, Chile. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1996;6(1):97-114.
54. Roman O, Prieto MJ, Mancilla P. [Atmospheric pollution and cardiovascular damage]. *Rev Med Chil* 2004;132(6):761-7.
55. Prieto M, Mancilla P, Astudillo P, Román O. Exceso de morbilidad respiratoria en niños y adultos mayores en una comuna de Santiago con alta contaminación atmosférica por partículas. *Rev Méd Chile* 2006;135:221-8.
56. Astudillo P, Prieto C, Mancilla P. Exceso de morbilidad respiratoria en niños y adultos mayores en una comuna de Santiago con alta contaminación atmosférica por partículas. . *Rev Méd Chile* 2007;135:221-8.
57. Pino P, Walter T, Oyarzun M, Villegas R, Romieu I. Fine particulate matter and wheezing illnesses in the first year of life. *Epidemiology* 2004;15(6):702-8.

58. Pino P, Oyarzun M, Walter T, von Baer D, Romieu I. [Indoor air pollution in southeast Santiago, Chile]. *Rev Med Chil* 1998;126(4):367-74.
59. Oyarzún M. Contaminación aérea y sus efectos en la salud. . *Rev. chil. enferm. respir.* 2010 26(1):16-25.
60. Cifuentes LA, Vega J, Kopfer K, Lave LB. Effect of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc* 2000;50(8):1287-98.
61. Castillejos M, Borja-Aburto V, Dockery D, Gold D, Loomis D. Airborne coarse particles and mortality. . *Inhalation Toxicology* 2000;12(1):61-72.
62. Sanhueza P, Vargas C, Jimenez J. [Daily mortality in Santiago and its relationship with air pollution]. *Rev Med Chil* 1999;127(2):235-42.
63. Lagos G, Velasco P. Environmental Policies and Practices in Chilean Mining. In: Centre IDR, editor. *Mining and the environments. Cases studies from the Americas.* Canada: National Library of Canada; 1999.
64. Dold B. Element Flows Associated with Marine Shore Mine Tailings Deposits. *Environ Sci Technol* 2006; 40:752-758.
65. Astudillo F. Análisis y propuesta de acción de la problemática ambiental en la Bahía de Chañaral. Departamento de Metalurgia. Universidad de Atacama, Facultad de Ingeniería. 2008.
66. Vergara A. Cuando el río suena, piedras trae: Relaves de cobre en la bahía de Chañaral, 1938-1990. Cuadernos de historia. Departamento de Ciencias Históricas, Universidad de Chile. 2011:135-151.
67. Castilla JC, Nealler E. Marine environmental impact due to mining activities of El Salvador Copper Mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 1978;9(67-70).
68. Vermeer K, Castilla JC. High cadmium residues observed during a pilot study in shorebirds and their prey downstream from the El Salvador Copper Mine, Chile. *Bull Environ Contam Toxicol* 1991;46(2):242-8.
69. Correa JA, Castilla JC, Ramirez M, Varas M, Lagos N, Vergara S, et al. Copper, copper mine tailing an their effect on marine algae in Northern Chile. *Journal of Applied Phycology* 1999;11:57-67.
70. Lee MR, Correa JA, Zhang H. Effective metal concentrations in porewater and seawater labile metal concentrations associated with copper mine tailings disposal into the coastal waters of the Atacama region of northern Chile. *Mar Pollut Bull* 2002;44(9):956-61.
71. Vásquez J, Vega J, Matsuhira B, Urzúa C. The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: population and community level studies. *Hydrobiologia* 1999;398/399:217-229.
72. Andrade S, Medina MH, Moffett JW, Correa JA. Cadmium--copper antagonism in seaweeds inhabiting coastal areas affected by copper mine waste disposals. *Environ Sci Technol* 2006;40(14):4382-7.
73. Cao JJ, Lee SC, Chow JC, Cheng Y, Ho KF, Fung K, et al. Indoor/outdoor relationships for PM2.5 and associated carbonaceous pollutants at residential homes in Hong Kong - case study. *Indoor Air* 2005;15(3):197-204.
74. Medina M, Andrade S, Faugeron S, Lagos N, Mella D, Correa JA. Biodiversity of rocky intertidal benthic communities associated with copper mine tailing discharges in northern Chile. *Mar Pollut Bull* 2005;50(4):396-409.
75. Ramirez M, Massolo S, Frache R, Correa JA. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Mar Pollut Bull* 2005;50(1):62-72.
76. Aguirre O. Exposición a arsénico en población urbana cercana a una fuente de contaminación de relaves en la ciudad de Chañaral [Magister]. Santiago: Universidad de Chile; 2005.
77. Centrón LA. Niveles de plomo en niños expuestos a relaves mineros en Chañaral [Magister]. Santiago: Universidad de Chile 2005.

78. EIA. Evaluacion de Impacto Ambiental en la zona costera de Chañaral: evaluación de impacto ambiental de la depositación de relaves en la zona costera de Chañaral y proposición y evaluación de plan de descontaminación y medidas de mitigación, : pag 38 Volumen I, 1996.; 1996.
79. Castillejos M, Gold DR, Damokosh AI, Serrano P, Allen G, McDonnell WF, et al. Acute effects of ozone on the pulmonary function of exercising schoolchildren from Mexico City. *Am J Respir Crit Care Med* 1995;152(5 Pt 1):1501-7.
80. Cortes S. Percepción y medición del riesgo a metales en una población expuesta a residuos mineros [Doctorado]. Santiago: Universidad de Chile; 2009.
81. Cortes S, Fortt A. Metals in people exposed to toxic substances at their workplace, Chile. In: 20th International Conference on Epidemiology in Occupational Health June 9-11, 2008 Costa Rica; 2008.
82. Qu CS, Ma ZW, Yang J, Liu Y, Bi J, Huang L. Human exposure pathways of heavy metals in a lead-zinc mining area, Jiangsu Province, China. *PLoS One* 2012;7(11):e46793.
83. Csavina J, Field J, Taylor MP, Gao S, Landazuri A, Betterton EA, et al. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci Total Environ* 2012;433:58-73.
84. Csavina J, Landazuri A, Wonaschutz A, Rine K, Rheinheimer P, Barbaris B, et al. Metal and Metalloid Contaminants in Atmospheric Aerosols from Mining Operations. *Water Air Soil Pollut* 2011;221(1-4):145-157.
85. Watson JG, Chow J. Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research. : Desert Research Institute.; 2000.
86. Mészáros E. Fundamentals of Atmospheric Aerosol Chemistry. . Budapest. : Akadémiai Kiado.; 1999.
87. Cox C, Wathes C. Bioaerosols handbook. New York 1995.
88. Warneck P. Chemistry of the Natural Atmosphere 1988.
89. Posfai M, Molnar A. Aerosol particles in the troposphere: A mineralogical introduction. . In: D. J. Vaughan RAW, editor. Environmental mineralogy Budapest: E Hotv Hos University Press.; 2000. p. 197–252.
90. Vargas C. Efectos de la fracción gruesa (PM10-2.5) del material particulado sobre la salud humana. Santiago, Chile: Ministerio de Salud; 2011.
91. Duce RA. Sources and distributions and fluxes of mineral aerosols and their relationship to climate. . In: J. CRJyH, editor. Aerosol forcing of climate: John Wiley & Sons; 1995. p. 43-72.
92. IPCC. Climate change. The science of climate change. . Cambridge University Press 1996.
93. Prospero JM. Long-range transport of mineral dust in the global atmosphere: impact of African dust on the environment of the southeastern United States. *Proc Natl Acad Sci U S A* 1999;96(7):3396-403.
94. Prospero JM, Ginoux P, Torres O, Nicholson S. Environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust derived from the NIMBUS7 TOMS absorbing aerosol product. . *Reviews of Geophysics* 2002; 40(1):2-27.
95. EPA. Air Quality Criteria for Particulate Matter.: Environmental Protection Agency; 1996.
96. Seinfeld JH, Pandis SN. Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change.; 1998.
97. Wilson WE, Suh HH. Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *J Air Waste Manag Assoc* 1997;47(12):1238-49.
98. Voutilainen A, Kaipio JP, Pekkanen J, Timonen KL, Ruuskanen J. Theoretical analysis of the influence of aerosol size distribution and physical activity on particle deposition pattern in human lungs. *Scand J Work Environ Health* 2004;30 Suppl 2:73-9.

99. Viana M. Niveles, composición y origen del material particulado atmosférico en los sectores Norte y Este de la Península Ibérica y Canarias. Barcelona: Universidad de Barcelona.; 2003.
100. Kulmala* M, Dal Maso M, Makela J, Pirjola L, Vakeva M, Aalto P, et al. On the formation, growth and composition of nucleation mode particles. *Tellus* 2001;53(B): 479–490.
101. Nazaroff WW. Indoor particle dynamics. *Indoor Air* 2004;14 Suppl 7:175-83.
102. Nazaroff WW. Particle puzzle pieces. *Indoor Air* 2010;20(5):355-6.
103. Viana M, Pey J, Querol X, Alastuey A, de Leeuw F, Lukewille A. Natural sources of atmospheric aerosols influencing air quality across Europe. *Sci Total Environ* 2014;472:825-33.
104. Panyacosit L. A Review of Particulate Matter and Health: Focus on Developing Countries. Schlossplatz 1. A-2361 Laxenburg • Austria; 2000.
105. EPA. Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report) 2009.[Online] 2010.
106. MMA. Norma Primaria de calidad Ambiental para Material Particulado Fino respirable MP2.5. . In: 2011. BdcNdc, editor. Decreto Supremo 12. . Santiago: Ministerio del medio Ambiente.; 2011.
107. Kavouras I, Koutrakis P, Cereceda-Balic F, Oyola P. Source Apportionment of PM10 and PM2.5 in Five Chilean Cities Using Factor Analysis. *J. Air & Waste Manage. Assoc* 2001;51:451-464.
108. Cuccia E, Massabò D, Ariola V, Bove M, Fermob P, Piazzalunga A, et al. Size-resolved comprehensive characterization of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 2013;67:14e26.
109. Peltier R, Lippmannp M. Spatial and seasonal distribution of aerosol chemical components in New York City: (1) Incineration, coal combustion, and biomass burning. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2011; 21:473-483.
110. Peltier R, Cromar K, Ma Y, Fan Z, Lippmannp M. Spatial and seasonal distribution of aerosol chemical components in New York City: (2) Road dust and other tracers of traffic-generated air pollution. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2011;21:484-494.
111. Gent JF, Koutrakis P, Belanger K, Triche E, Holford TR, Bracken MB, et al. Symptoms and medication use in children with asthma and traffic-related sources of fine particle pollution. *Environ Health Perspect* 2009;117(7):1168-74.
112. Seguel A. R, Morales S. R, Leiva G M. Estimations of primary and secondary organic carbon formation in PM2.5 aerosols of Santiago City, Chile. *Atmospheric Environment* 2009;43(Issue 13):2125-2131.
113. Salvador P, Artiñano B, Querol X, Alastuey A, Costoya M. Characterisation of local and external contributions of atmospheric particulate matter at a background. *Atmospheric Environment* 2007;41:1-17.
114. Barraza F, Jorquera H, Valdivia G, Montoya L. Indoor PM2.5 in Santiago, Chile, spring 2012: Source apportionment and outdoor contributions. *Atmospheric Environment* 2014;94 (692-700).
115. Jorquera H, Barraza F. Source apportionment of PM(1)(0) and PM(2).(5) in a desert region in northern Chile. *Sci Total Environ* 2013;444:327-35.
116. Chen L, Wu C, Qu Q, al. e. Number concentration and mass concentration as determinants of biological response to inhaled irritant particles. . *Inhal Toxicol* 1995;7:577-588.
117. Weichenthal S, Dufresne A, Infante-Rivard C. Indoor ultrafine particles and childhood asthma: exploring a potential public health concern. *Indoor Air* 2007;17(2):81-91.
118. Weichenthal S, Dufresne A, Infante-Rivard C, Joseph L. Characterizing and predicting ultrafine particle counts in Canadian classrooms during the winter months: model development and evaluation. *Environ Res* 2008;106(3):349-60.
119. Lidén G, Harper M. The need for an international sampling convention for inhalable dust in calm air. . *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 2006(3:D94–D101.).
120. Branis M, Safranek J. Characterization of coarse particulate matter in school gyms. *Environ Res* 2011;111(4):485-91.

121. Frumkin H. Environmental health: from global to local. United States of America Jossey-Bass, A Wiley Imprint 2010.
122. Ostro BD, Feng WY, Broadwin R, Malig BJ, Green RS, Lipsett MJ. The impact of components of fine particulate matter on cardiovascular mortality in susceptible subpopulations. *Occup Environ Med* 2008;65(11):750-6.
123. Costa DL, Dreher KL. Bioavailable transition metals in particulate matter mediate cardiopulmonary injury in healthy and compromised animal models. *Environ Health Perspect* 1997;105 Suppl 5:1053-60.
124. Kodavanti UP, Costa DL, Bromberg PA. Rodent models of cardiopulmonary disease: their potential applicability in studies of air pollutant susceptibility. *Environ Health Perspect* 1998;106 Suppl 1:111-30.
125. Dye JA, Lehmann JR, McGee JK, Winsett DW, Ledbetter AD, Everitt JI, et al. Acute pulmonary toxicity of particulate matter filter extracts in rats: coherence with epidemiologic studies in Utah Valley residents. *Environ Health Perspect* 2001;109 Suppl 3:395-403.
126. Rice TM, Clarke RW, Godleski JJ, Al-Mutairi E, Jiang NF, Hauser R, et al. Differential ability of transition metals to induce pulmonary inflammation. *Toxicol Appl Pharmacol* 2001;177(1):46-53.
127. Molinelli AR, Madden MC, McGee JK, Stonehuerner JG, Ghio AJ. Effect of metal removal on the toxicity of airborne particulate matter from the Utah Valley. *Inhal Toxicol* 2002;14(10):1069-86.
128. Pope CI, Dockery D. Epidemiology of particle effects. In: Holgate ST SJ, Koren HS, Maynard RL editor. *Air pollution and health*. . Academic, San Diego; 1999.
129. Graff DW, Cascio WE, Brackhan JA, Devlin RB. Metal particulate matter components affect gene expression and beat frequency of neonatal rat ventricular myocytes. *Environ Health Perspect* 2004;112(7):792-8.
130. Kim JY, Burnett RT, Neas L, Thurston GD, Schwartz J, Tolbert PE, et al. Panel discussion review: session two--interpretation of observed associations between multiple ambient air pollutants and health effects in epidemiologic analyses. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007;17 Suppl 2:S83-9.
131. Hong YC, Hwang SS, Kim JH, Lee KH, Lee HJ, Yu SD, et al. Metals in particulate pollutants affect peak expiratory flow of schoolchildren. *Environ Health Perspect* 2007;115(3):430-4.
132. Guo H, Lee SC, Chan LY. Indoor air quality investigation at air-conditioned and non-air-conditioned markets in Hong Kong. *Sci Total Environ* 2004;323(1-3):87-98.
133. Geiser M, Kreyling WG. Deposition and biokinetics of inhaled nanoparticles. *Part Fibre Toxicol* 2010;7:2.
134. Diociaiuti M, Balduzzi M, De Berardis B, Cattani G, Stacchini G, Ziemacki G, et al. The two PM_{2.5} (fine) and PM_{2.5-10} (coarse) fractions: evidence of different biological activity. *Environ Res* 2001;86(3):254-62.
135. Li N, Hao M, Phalen RF, Hinds WC, Nel AE. Particulate air pollutants and asthma. A paradigm for the role of oxidative stress in PM-induced adverse health effects. *Clin Immunol* 2003;109(3):250-65.
136. Aust AE, Ball JC, Hu AA, Lighty JS, Smith KR, Straccia AM, et al. Particle characteristics responsible for effects on human lung epithelial cells. *Res Rep Health Eff Inst* 2002(110):1-65; discussion 67-76.
137. Gavett SH, Haykal-Coates N, Copeland LB, Heinrich J, Gilmour MI. Metal composition of ambient PM_{2.5} influences severity of allergic airways disease in mice. *Environ Health Perspect* 2003;111(12):1471-7.
138. Okeson CD, Riley MR, Fernandez A, Wendt JO. Impact of the composition of combustion generated fine particles on epithelial cell toxicity: influences of metals on metabolism. *Chemosphere* 2003;51(10):1121-8.
139. Andersen ZJ, Wahlin P, Raaschou-Nielsen O, Ketznel M, Scheike T, Loft S. Size distribution and total number concentration of ultrafine and accumulation mode particles and hospital admissions in children and the elderly in Copenhagen, Denmark. *Occup Environ Med* 2008;65(7):458-66.

140. Guo L, Jin Y. [Outdoor air pollution and its health impacts]. *Wei Sheng Yan Jiu* 2003;32(3):284-6.
141. Li S, Williams G, Jalaudin B, Baker P. Panel Studies of Air Pollution on Children's Lung Function and Respiratory Symptoms: A Literature Review. *Journal of Asthma* 2012;49(9):895-910.
142. Ritz B, Wilhelm N. Air pollution impact on infant and children. California: Institute of Environment, UCLA; 2008.
143. Grigg J. Air pollution and children's respiratory health - gaps in the global evidence. *Clin Exp Allergy* 2011;41(8):1072-5.
144. Janes H, Sheppard L, Shepherd K. Statistical analysis of air pollution panel studies: an illustration. *Ann Epidemiol* 2008;18(10):792-802.
145. Min JY, Min KB, Cho SI, Paek D. Lag effect of particulate air pollution on lung function in children. *Pediatr Pulmonol* 2008;43(5):476-80.
146. Trenga C, Sullivan J, Schildcrout J, Shepherd K, Shapiro G, Liu L, et al. Effect of Particulate Air Pollution on Lung Function in Adult and Pediatric Subjects in a Seattle Panel Study. *Chest* 2006;129(6):1614-1622.
147. Aekplakorn W, Loomis D, Vichit-Vadakan N, Bangdiwala S. Heterogeneity of daily pulmonary function in response to air pollution among asthmatic children. *Southeast Asian J Trop Med Public Health* 2004;35:4.
148. Gutiérrez C, Beroiza T, Borzone G, Caviedes I, Céspedes G, Gutiérrez N-M ea. *Espirometría: Manual de procedimientos*. Sociedad Chilena de Enfermedades Respiratorias, 2006. . *Rev Chil Enf Respir*. 2007;23:31-42.
149. Cruz-Mena E, Moreno-Bolton R. *Aparato Respiratorio. Fisiología y clínica*. Chile: Mediterraneo; 2005.
150. Aekplakorn W, Loomis D, Vichit-Vadakan N, Shy C, Wongtim S, Vitayanon P. Acute effect of sulphur dioxide from a power plant on pulmonary function of children, Thailand. *International Journal of Epidemiology* 2003;32:854-861.
151. Min J-Y, Min K-B, Cho S-I, Paek D. Lag Effect of Particulate Air Pollution on Lung Function in Children. *Pediatric Pulmonology* 2008;43:476-480.
152. Chang Y, Wua C, Lee L, Lin R, Yu Y, Chen Y. The short-term effects of air pollution on adolescent lung function in Taiwan. *Chemosphere* 2012;87:26-30.
153. Dales R, Chen L, Frescura AM, Liu L, Villeneuve PJ. Acute effects of outdoor air pollution on forced expiratory volume in 1 s: a panel study of schoolchildren with asthma. *Eur Respir J* 2009;34:316-323.
154. Guo H, Morawska L, He C, Gilbert D. Impact of ventilation scenario on air exchange rates and on indoor particle number concentrations in an air-conditioned classroom. *Atmos Environ* 2008;42:757-768.
155. Godish T. *Air quality*. 4 ed: Lewis, Boca Raton; 2004.
156. Jamriska M, Morawska L, Clark BA. Effect of ventilation and filtration on submicrometer particles in an indoor environment. *Indoor Air* 2000;10(1):19-26.
157. Hussein T, Glytsos T, Ondracek J, Dohanyosova P, Zdimal V, Hameri K, et al. Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house. *Atmos Environ* 2006;40:4285-4307.
158. Martuzievicius D, Grinshpun S, Lee T, Hu S, Biswas P, Reponen T, et al. Traffic-related PM2.5 aerosol in residential houses located near major highways: indoor versus outdoor concentrations. . *Atmos Environ* 2008;42:6575-6585.
159. WHO. *WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*: World Health Organization; 2006.
160. Leickly FE. Children, their school environment, and asthma. *Ann Allergy Asthma Immunol* 2003;90(1):3-5.

161. Roemer W, Hoek G, Brunekreef B, Clench-Aas J, Forsberg B, Pekkanen J, et al. PM10 elemental composition and acute respiratory health effects in European children (PEACE project). *Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe*. *Eur Respir J* 2000;15(3):553-9.
162. Dominici F, Wang Y, Correia AW, Ezzati M, Pope CA, 3rd, Dockery DW. Chemical Composition of Fine Particulate Matter and Life Expectancy: In 95 US Counties Between 2002 and 2007. *Epidemiology* 2015;26(4):556-64.
163. Chung Y, Dominici F, Wang Y, Coull BA, Bell ML. Associations between long-term exposure to chemical constituents of fine particulate matter (PM2.5) and mortality in Medicare enrollees in the eastern United States. *Environ Health Perspect* 2015;123(5):467-74.
164. Kossoff D, Dubbin WE, Alfredsson M, Edwards SJ, Macklin MG, Hudson-Edwards KA. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry* 2014;51:229-245.
165. Hudson-Edwards KA, Macklin MG, Jamieson HE, Brewer PA, Coulthard TJ, Howard AJ, et al. The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Rios Agrio-Guadiamar, Aznalcollar, Spain. *Applied Geochemistry* 2003;18(2):221-239.
166. Concas A, Ardau C, Cristini A, Zuddas P, Cao G. Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere* 2006;63(2):244-253.
167. Castro-Larragoitia J, Kramar U, Puchelt H. 200 years of mining activities at LaPaz/San Luis Potosí /Mexico- consequences for environmentt and geochemical exploration. *J. Geochem. Explor.* 1997(58):81-91.
168. Ye ZH, Shu WS, Zhang ZQ, Lan CY, Wong MH. Evaluation of major constraints to revegetation of lead/zinc mine tailings using bioassay techniques. *Chemosphere* 2002;47(10):1103-1111.
169. Kontopoulos A, Komnitsas K, Xenidis A, Papassiopi N. Environmental Characterization of the Sulphidic Tailings in Lavrion. *Minerals Engineering* 1995;8(10):1209-1219.
170. Bobos I, Duraes N, Noronha F. Mineralogy and geochemistry of mill tailings impoundments from Algares (Aljustrel), Portugal: Implications for acid sulfate mine waters formation. *Journal of Geochemical Exploration* 2006;88(1-3):1-5.
171. Seal RR, Hammarstrom JM, Johnson AN, Piatak NM, Wandless GA. Environmental geochemistry of a Kuroko-type massive sulfide deposit at the abandoned Valzinco mine, Virginia, USA. *Applied Geochemistry* 2008;23(2):320-342.
172. Gleisner M, Herbert RB. Sulfide mineral oxidation in freshly processed tailings: batch experiments. *Journal of Geochemical Exploration* 2002;76(3):139-153.
173. Salvarredy-Aranguren MM, Probst A, Roulet M, Isaure MP. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): Mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry* 2008;23(5):1299-1324.
174. Kossoff D, Hudson-Edwards KA, Dubbin WE, Alfredsson MA. Incongruent weathering of Cd and Zn from mine tailings: A column leaching study. *Chemical Geology* 2011;281(1-2):52-71.
175. Levei E, Frentiu T, Ponta M, Tanaselia C, Borodi G. Characterization and assessment of potential environmental risk of tailings stored in seven impoundments in the Aries river basin, Western Romania. *Chemistry Central Journal* 2013;7.
176. Jung MC. Contamination by Cd, Cu, Pb, and Zn in mine wastes from abandoned metal mines classified as mineralization types in Korea. *Environmental Geochemistry and Health* 2008;30(3):205-217.
177. Voulvoulis N, Skolout JWF, Oates CJ, Plant JA. From chemical risk assessment to environmental resources management: the challenge for mining. *Environmental Science and Pollution Research* 2013;20(11):7815-7826.
178. Moreno ME, Acosta-Saavedra LC, Meza-Figueroa D, Vera E, Cebrian ME, Ostrosky-Wegman P, et al. Biomonitoring of metal in children living in a mine tailings zone in Southern Mexico: A pilot study. *Int J Hyg Environ Health* 2010.

179. Koski RA. Metal Dispersion Resulting from Mining Activities in Coastal Environments: A Pathways Approach. *Oceanography* 2012;25(2):170-183.
180. Warhurst A. Mining and the Environment: Case Studies from the Americas: International Development Research Centre (Canada); 1999.
181. Horton LM, Mortensen ME, Iossifova Y, Wald MM, Burgess P. What do we know of childhood exposures to metals (arsenic, cadmium, lead, and mercury) in emerging market countries? *Int J Pediatr* 2013;2013:872596.
182. Jarup L. Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull* 2003;68:167-82.
183. Wisskirchen C, B. D, Spangengerg J. Hydrogeochemical and stable isotope study of the watershed of the "El Salado" Valley and its waters infiltrating into the marine shore tailing deposit ant Chañaral (Northern Chile). In: XI Congreso Geológico Chileno. Antofagasta II Región Chile: Simposio de Hidrogeología; 2006.
184. Neary D, Garcia-Chevesich P. Hydrology and erosion impacts of mining derived coastal sand dunes, Chanaral Bay, Chile. *Hydrology and Water Resources in Arizona and the Southwest* 2008;38:47-52.
185. Castilla JC. Environmental impacts in sandy beaches of copper mine tailing at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 1983;14(pp):159-464.
186. Asenjo R. Innovative Environmental Litigation in Chile: The case of Chanaral. In: HEINONLINE. *Georgetwon International Law Review 2 Geo. Int: Law Journal Library*; 1989. p. 99-110.
187. Lee MR, Correa JA, Castilla JC. An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chanaral case. *Mar Pollut Bull* 2001;42(8):696-701.
188. Lee M, Correa J. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Marine Environmental Research* 2005;59 1-18.
189. Stauber JL, Andrade S, Ramirez M, Adams M, Correa JA. Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: comparison of bioassay and analytical speciation approaches. *Mar Pollut Bull* 2005;50(11):1363-72.
190. Contreras L, Medina MH, Andrade S, Oppliger V, Correa JA. Effects of copper on early developmental stages of *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyceae). *Environ Pollut* 2007;145(1):75-83.
191. CONAMA. Ley sobre bases generales del medio ambiente 19.300. In: Ambiente. MSGDLPCNdM, editor. Chile; 1994.
192. IDICTEC. Monitoreo de Material Particulado PM10 en la Ciudad de Chañaral. . Copiapó: Universidad de Atacama. Instituto de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. ; 2001 Enero- Abril de 2001.
193. MacIntosh DL, Spengler JD, Ozkaynak H, Tsai L, Ryan PB. Dietary exposures to selected metals and pesticides. *Environ Health Perspect* 1996;104(2):202-9.
194. SERNAGEOMIN. Catastro Nacional de Depósitos de Relave. Depósitos Activos y No activos 2015 Servicio Nacional de Geología y Minería; 2015.
195. Sampson N. Environmental justice at school: understanding research, policy, and practice to improve our children's health. *J Sch Health* 2012;82(5):246-52.
196. Flores C, Solis M, Fortt A, Valdivia G. Sintomatología respiratoria y enfermedad pulmonar obstructiva crónica y su asociación a contaminación intradomiciliaria en el Área Metropolitana de Santiago: Estudio Platino. . *Rev. chil. enferm. respir.* 2010;26 (2):72-80. .
197. Gavidia T, Brune MN, McCarty KM, Pronczuk J, Etsel R, Neira M, et al. Children's environmental health--from knowledge to action. *Lancet* 2011;377(9772):1134-6.
198. Desqueyroux H, Momas I. [Air pollution and health: a synthesis of longitudinal panel studies published from 1987 to 1998]. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1999;47(4):361-75.

199. Sanchez J, Romieu I, Ruiz S, Pino P, Gutierrez M. [Acute effects of the breathing of industrial waste and of sulfur dioxide on the respiratory health of children living in the industrial area of Puchuncavi, Chile]. *Rev Panam Salud Publica* 1999;6(6):384-91.
200. Yang CS, Heinsohn PA. *Sampling and Analysis of Indoor Microorganisms*; 2007.
201. Etzel RA. Indoor and outdoor air pollution: tobacco smoke, moulds and diseases in infants and children. *Int J Hyg Environ Health* 2007;210(5):611-6.
202. Host A. The role of passive smoking and indoor pollution. *Pediatr Pulmonol Suppl* 2004;26:218-9.
203. Jung KH, Hsu SI, Yan B, Moors K, Chillrud SN, Ross J, et al. Childhood exposure to fine particulate matter and black carbon and the development of new wheeze between ages 5 and 7 in an urban prospective cohort. *Environ Int* 2012;45:44-50.
204. Camargos P, Castro R, Feldman J. Prevalencia de síntomas relacionados con el asma en escolares de Campos Gerais (MG), Brasil. *Rev Panam Salud Publica* 1999;6(1):8-15.
205. Perez-Padilla R, Valdivia G, Muino A, Lopez MV, Marquez MN, Montes de Oca M, et al. [Spirometric reference values in 5 large Latin American cities for subjects aged 40 years or over]. *Arch Bronconeumol* 2006;42(7):317-25.
206. Hardin J, Hilbe J. *Generalized Estimating Equations*. Editorial Chapman&Hall/CRC. 2003.
207. Greenland S, Pearl J, Robins JM. Causal diagrams for epidemiologic research. *Epidemiology* 1999;10(1):37-48.
208. Jacobson L, Hacon S, de Castro H, Ignotti E, Artaxo P, Saldiva P, et al. Acute effects of particulate matter and black carbon from seasonal fires on peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian Amazon. *PLoS One*. 2015;13(9 (8)):1-14.
209. Gilliland F, McConnell R, Peters J, Gong H. A theoretical basis for investigating ambient air pollution and children's respiratory health. *Environmental Health Perspectives* 1999;107(3):403-407.
210. Velastegui C, Pérez-Canto P, Zárata V, Arenas D, Salinas P, Moreno G, et al. Impacto del asma en escolares de dos centros de salud primaria. *Rev Med Chile* 2010;138:205-212.
211. MINVU. Declaración de Impacto Ambiental. Ministerio de la Vivienda y Urbanismo (MINVU) "Plan Regional de Desarrollo Urbano" Región de Atacama.; 2004.
212. Park H, Lee B, Ha EH, Lee JT, Kim H, Hong YC. Association of air pollution with school absenteeism due to illness. *Archives of Pediatrics & Adolescent Medicine* 2002;156(12):1235-1239.
213. John K, Karnae S, Crist K, Kim M, Kulkarni A. Analysis of trace elements and ions in ambient fine particulate matter at three elementary schools in Ohio. *J Air Waste Manag Assoc* 2007;57(4):394-406.
214. Oravisjarvi K, Pietikainen M, Ruuskanen J, Rautio A, Voutilainen A, Keiski RL. Effects of physical activity on the deposition of traffic-related particles into the human lungs in silico. *Sci Total Environ* 2011;409(21):4511-8.
215. Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways *Atmos. Environ.* 2001;35:3875-84.
216. Wheeler AJ, Williams I, Beaumont RA, Hamilton RS. Characterisation of Particulate Matter Sampled During a Study of Children's Personal Exposure to Airborne Particulate Matter in a UK Urban Environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 2000;65: :69-77.
217. Diapouli E, Chaloulakou A, Mihalopoulos N, Spyrellis N. Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environ Monit Assess* 2008;136(1-3):13-20.
218. Madureira J, Paciencia I, Fernandes Ede O. Levels and indoor-outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools. *J Toxicol Environ Health A* 2012;75(22-23):1423-36.
219. Mohammadyan M, Shabankhani B. Indoor PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and outdoor PM_{2.5} concentrations in primary schools in Sari, Iran. *Arh Hig Rada Toksikol* 2013;64(3):371-7.

220. Molnar P, Bellander T, Sallsten G, Boman J. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *J Environ Monit* 2007;9(4):348-57.
221. Barbieri E, Fonturbel FE, Herbas C, Barbieri FL, Gardon J. Indoor metallic pollution and children exposure in a mining city. *Sci Total Environ* 2014;487:13-9.
222. Glorennec P, Lucas JP, Mandin C, Le Bot B. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: contamination data. *Environ Int* 2012;45:129-34.
223. Hertz-Picciotto I, Baker RJ, Yaw P-S, Dostal M, Joad JP, Lipsett M, et al. Early childhood lower respiratory illness and air pollution. *Environmental Health Perspectives* 2007;115(10):1510-1518.
224. Chen LC, Lippmann M. Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. *Inhal Toxicol* 2009;21(1):1-31.
225. Jung MC. Contamination by Cd, Cu, Pb, and Zn in mine wastes from abandoned metal mines classified as mineralization types in Korea. *Environ Geochem Health* 2008;30(3):205-17.
226. Meza-Figueroa D, Maier RM, de la OVM, Gomez-Alvarez A, Moreno-Zazueta A, Rivera J, et al. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere* 2009;77(1):140-7.
227. Simone Morais, Costa FGe, Pereira. MdL. Heavy Metals and Human Health. In: Oosthuizen. PJ, editor. *Environmental Health - Emerging Issues and Practice*,. InTech ed; 2012.
228. Cohen C. Toxicology of industrial metals--inorganic lead. *Occup Health Nurs* 1982;30(11):25-8.
229. Ellis JK, Athersuch TJ, Thomas LD, Teichert F, Perez-Trujillo M, Svendsen C, et al. Metabolic profiling detects early effects of environmental and lifestyle exposure to cadmium in a human population. *BMC Med* 2012;10:61.

12. MANUSCRITOS

Exposure to Fine Particles by Mine Tailing and Lung Function Effects in a Panel of Schoolchildren, Chañaral, Chile

Karla Yohannessen Vásquez¹, Sergio Alvarado Orellana^{1,2,3}, Stephanie Mesías Monsalve¹, José Klarián Vergara⁴, Claudio Silva Zamora¹, Daniella Vidal Muñoz¹, Dante D. Cáceres Lillo^{1,2*}

¹Programa de Salud Ambiental, Escuela de Salud Pública, Facultad de Medicina, Universidad de Chile, Santiago de Chile, Chile

²Grups de Recerca d'América i AfricaLlatines, Unitat de Bioestadística, Facultat de Medicina, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España

³Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad de Tarapacá, Arica, Chile

⁴Departamento de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente, Universidad Tecnológica Metropolitana, Santiago, Chile

Email: karlayohannessen@med.uchile.cl, salvarado@med.uchile.cl, stephaniemesias@med.uchile.cl, jklarian@utem.cl, csilvazamora@gmail.com, daniellavidal@med.uchile.cl, dcaceres@med.uchile.cl

Received 22 January 2015; accepted 6 February 2015; published 11 February 2015

Copyright © 2015 by authors and Scientific Research Publishing Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

There is much literature on the effects of fine particulate matter (PM_{2.5}) on respiratory and cardiovascular health. However, few studies have evaluated the impact of PM_{2.5} on a population living in the vicinity of a massive deposit of mine tailings. A longitudinal panel study was performed to evaluate the association between exposure to PM_{2.5} and acute effects on lung function in schoolchildren from November 2012 to May 2013. Ambient levels of PM_{2.5} and its metal composition were measured. Lung function was evaluated using spirometric testing. Associations were quantified using GEE multilevel analysis controlling for confounders by using different lag time periods. The chemical characterization of PM_{2.5} had high levels of S > Na > Cl > Ca > Si > Fe > Al > Mg > K > Cu > Ti > and Zn, which would be associated with metals present in tailings. We found a negative association between the temporal variation of PM_{2.5} and changes in lung function specifically on forced vital capacity. Our results suggest that schoolchildren exposed to fine particulate matter from tailings deposited in the bay of Chañaral have their forced vital capacity decreased, which would affect their present and future lung development, increasing the risk of developing chronic respiratory diseases.

*Corresponding author.

Keywords

Mine Tailings, Fine Particulate Matter, Heavy Metals, Lung Function, Schoolchildren

1. Introduction

Particulate matter is a complex mixture of solid particles and liquid droplets found in the air, which comes from various natural and anthropogenic sources. This form of pollutant can have different sizes and can be composed of many types of materials and chemicals [1] [2]. Numerous epidemiological studies have found that the exposure to PM, especially the fine fraction (PM_{2.5}) has adverse effects on human health, especially for vulnerable populations [1] [3] [4]. Children are more vulnerable than adults to the effects of exposure to polluted air, due to their stage of physical growth, immature immune system, and developing respiratory organs with a more susceptible and reactive respiratory epithelium [3] [5]. Extensive evidence has associated exposure to PM_{2.5} from vehicular traffic and fuel burning with impaired pulmonary function and increased respiratory complaints on children [3] [4] [6]-[11]. However, few studies have reported on the effects of PM from the soil and dust of mine tailings [12] [13].

Chile is one of the largest copper producers worldwide, and therefore copper is one of the country's major sources of economic income of the country [14]. Most mines are in the central and northern Chile, distributed along the Cordillera de Los Andes. El Salvador is an open-pit mine, located at 2600 m above sea level (26°15' South Lat. S.; 69° West Long). The chemical composition of this mineral corresponds to cuprous primary porphyry mineralization, which one is characterized by alkali feldspar-biotite-anhydrite-chalcopryrite and bornite-chalcopryrite-pyrite mineral assemblages [15]. As a result of the mining operations, between 1939 and 1975, more than 150×10^6 Mg of tailing were discharged continuously into the Rio Salado without any treatment, being deposited in the bay of Chañaral. This modified the coastline, expanding the area of the beach significantly and causing a heavy siltation and pollution of the bay, directly affecting more than 20 km of coastline and covering about 12 km² [16] [17] (Figure 1). This resulted in pollution of tailings sands rich in Cu, Fe, As, Zn, Cn, Pb, As, Hg, Mo and other heavy metals [18] [19]. Coastal winds carry the particulate material contamination over the town of Chañaral. Neary and Garcia-Chevesich report a high incidence of cancers and skin, respiratory, and eye diseases that would be associated with exposure to particulate matter as a result of prevailing coastal winds [17].

The objective of the present study was to evaluate the relationship between lung function and exposure to environmental PM_{2.5}, among a panel of schoolchildren living near a beach highly contaminated with mine tailings.

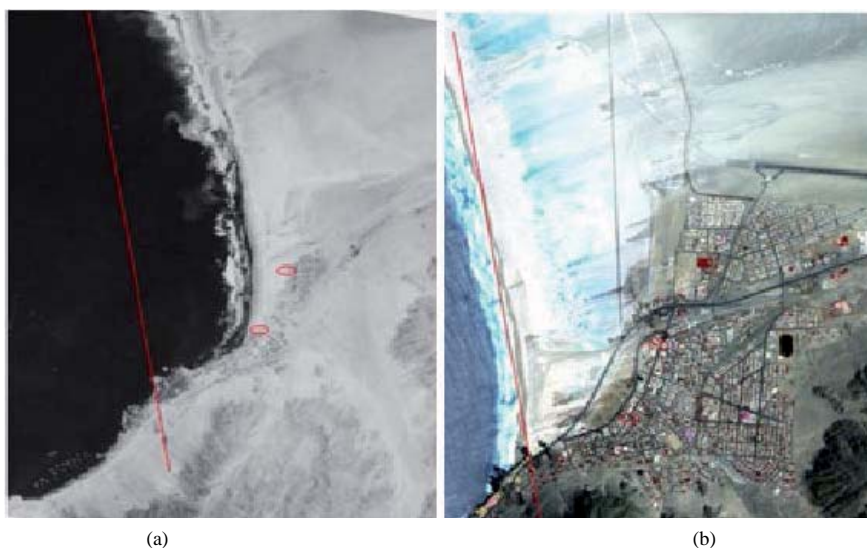


Figure 1. (a) Oblique photography trimetrogon taken in 1948; (b) SPOT satellite image of 2006. The figure on the left shows the approximate position of the original coast (red line).

2. Materials and Methods

2.1. Study Design and Location

A longitudinal panel study was performed using a spatially representative sample of children aged 6 to 15 years residing in Chañaral, Atacama Region, Chile (Figure 2), during the period from November 2012 to May 2013. Chañaral has a surface area of 5772 km², with a population of 13,543 inhabitants, according to the 2002 census and projected for 2012 is 12,570 inhabitants. The area's main commercial activity is mining, followed by fishing. Geographically, Chañaral has arid desert conditions with scarce rainfall, resulting in sparse vegetation. The local prevailing winds are west to east. The general dryness of the desert environment, combined with the circulation of winds, promotes suspension and transport of dust from the mine tailings towards the valleys [17].

2.2. Sample Design and Subjects

The sampling frame for the study was all schoolchildren aged 6 to 15 years attending all elementary schools in the city of Chañaral (n = 1896). The estimated sample required was 115 children, assuming an average effect size of -0.04 L/min of decreased lung function for each 1 µg/m³ increase in PM concentration, with the significance criterion set at 5% and a statistical power of 80% [20]. The sample size was increased by 20% to adjust for attrition. Therefore, the final estimated sample size was n = 158.

To ensure spatial representativeness, we used a stratified sampling design based on Neyman's optimal allocation, with 3 strata according to the perpendicular distance of a child's house from the beach (Figure 3). Schoolchildren were selected within these strata by systematic random sampling.

2.3. Data Collection

Sociodemographic and health variables. After signing the informed consent document, the parent or legal guardian of the participant responded to a questionnaire to collect the sociodemographic data, health history, and information about environmental pollutant exposure in the household [21].

Particulate matter and meteorological variables. PM levels were measured for 182 days by a certified company (CESMEC S.A) using a monitoring station with adequate coverage of the target area, located in the city of Chañaral (Latitude 26°20'17.54"S Longitude 70°36'57.58"O) (Figure 3). TERMO® 5014i equipment for mea-

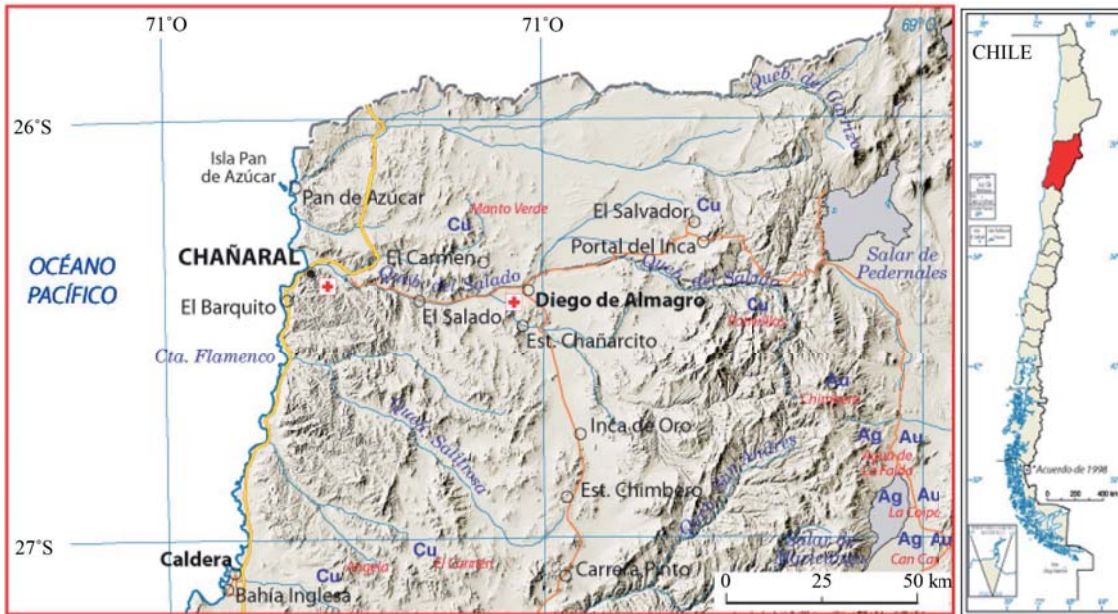


Figure 2. Map of Chile and Chañaral, Atacama region. Source: Adapted of geographic atlas of Chile and the world, Ed. Vicens Vives, Santiago 2009.

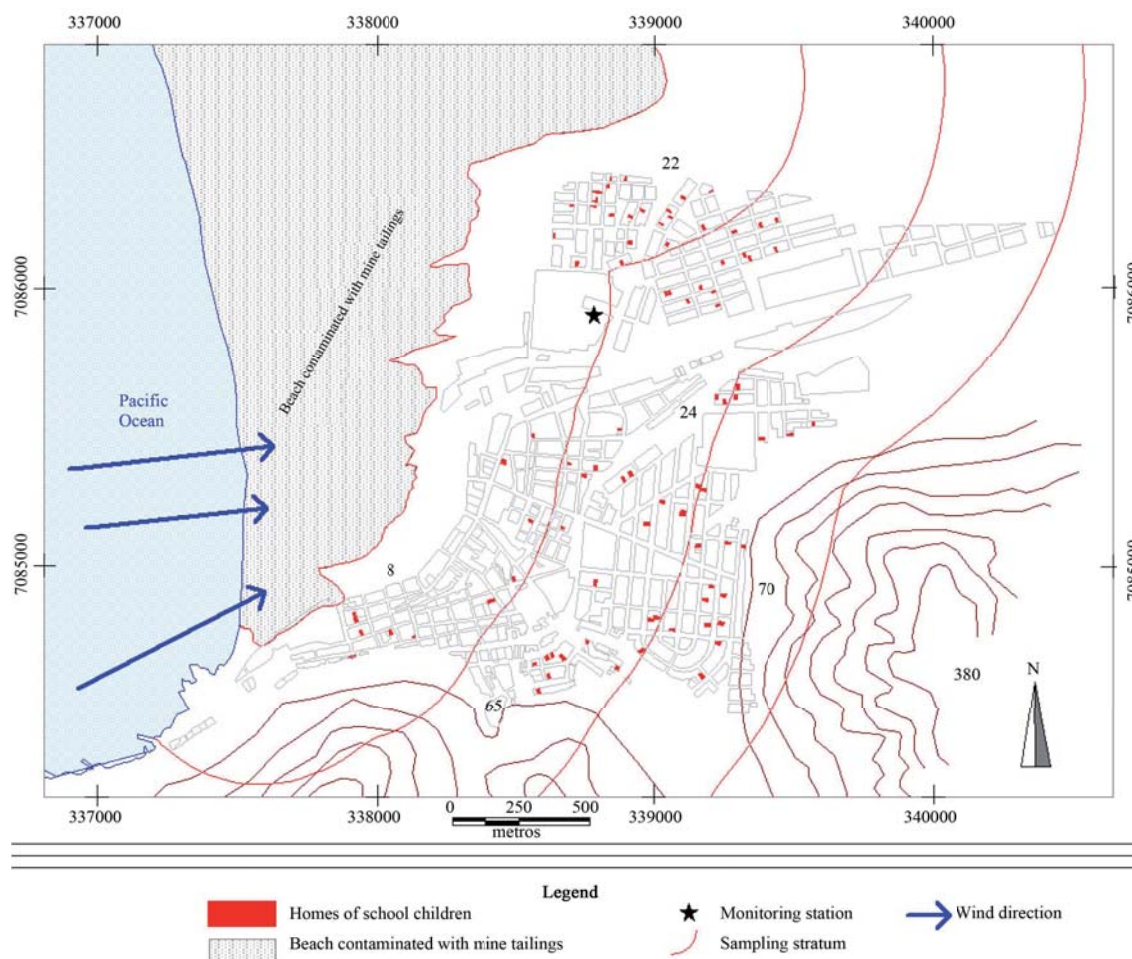


Figure 3. Dividing lines of the strata and location of households of schoolchildren participating and the monitoring station, Chañaral, Atacama Region, Chile 2012-2013.

asuring $PM_{2.5}$ was used. Furthermore, a meteorological station at the same location was used to record wind velocity, temperature, relative humidity, solar radiation, barometric pressure, and precipitation. The concentration of metals in $PM_{2.5}$ filters was determined with X-ray Florescence XRF an EPA approved methods [22].

Lung function. The children underwent spirometry testing during the school day (morning) at their respective schools, approximately every 2 weeks, from November 12, 2012 to May 10, 2013. Personnel were trained according to the international norms issued by the American Thoracic Society (ATS) guidelines [23], translated and adapted by the Chilean Society of Respiratory Diseases in 2006 [24]. A portable Easy One Spirometer[®] was used for the measurements. Forced vital capacity maneuvers were performed. Spirometric curves that met ATS acceptability and reproducibility criteria were selected for analysis [24]. At least 3 maneuvers were performed. If the first 3 maneuvers did not meet acceptability and reproducibility criteria, up to 8 maneuvers were performed. Forced expiratory volume in 1 second (FEV_1), forced vital capacity (FVC), peak expiratory flow (PEF), and forced expiratory flow during the middle portion of the FVC (FEF_{25-75}) were recorded.

Anthropometric measurements: Were carried out two weeks before began the functional lung measurements by trained personnel. In this occasion, schoolchildren participated in training for the lung function testing.

2.4. Statistical Analysis

Descriptive and exploratory analyses were performed on the database. The relationships between the variables

were examined using correlations, scatter plots, and box plots. PM concentration levels throughout the study period were analyzed, and lags were established to study its effect on the lung function at time 0 (lag0) as well as the effect of the average, 75th percentile, and maximum values for the 4, 12, and 24 hours prior to the test (lag4 avg, lag12 avg, lag24 avg, lag4 P75, lag12 P75, lag24 P75, lag4 max, lag12 max, lag24 max). Associations between PM and lung function values were studied using a multi-level model of repeated measures nested within schoolchildren, we used Generalized Estimating Equations (GEE) [25] with an unadjusted and adjusted analyses. Analyses were performed using the STATA 11.1 program.

2.5. Ethical Issues

This study was approved by the Ethic Committee for Human Research from the Faculty of Medicine at the University of Chile and funded by the Chilean National Fund for Research and Development in Health (CONICYT-FONIS: N° SA112244).

3. Results

We invited 158 children (and their parents) to participate, via meetings to provide information about the study's purpose and participation requirements. We were able to recruit 119 children, 9 of whom (7.5%) abandoned the study, of which 6 did so before completing the questionnaire, and 3 before starting the measurements. Therefore, 110 children were followed. **Figure 3** shows the location of the homes of the participating schoolchildren. The anthropometric and sociodemographic data for the 110 participants are shown in **Table 1**. The majority of children were male (58.18%), and average age at recruitment was 11.2 years (SD = 2.7). The anthropometric variables showed similar distributions for both sexes, with no significant differences. For both the mother and the father of the children, the most common education level category was 9 to 12 years (58.18% and 48.18%, respectively), followed by the category 8 or fewer years of education. Smoking prevalence of at the time of the questionnaire was similar for the father and mother of the child. Asthma and rhinitis prevalence was 9.1%, and 10.9%, respectively.

The spirometry values for the children are presented in **Table 2**. Spirometry values increased progressively with age's groups; there were significant differences for all spirometry values between age groups, as well as between sexes. There were no significant differences between groups according to asthma and rhinitis diagnosis, education level or smoking status of parents.

Table 3 shows the average levels by minute as well as the 24-hour average for the PM and meteorological variables during the study period. The PM_{2.5} levels by minute showed a range of 0.01 to 172.5 µg/m³. The meteorological variables showed narrower ranges of variability. There were no extreme temperatures recorded during the study period; furthermore, the relative humidity and barometric pressure were relatively stable and showed no relationship with PM variation. **Figure 4** displays a time series for the 24-hour average (daily) PM_{2.5} concentrations and wind velocities as well as the 25th and 75th percentiles (P25, P75) of the daily measurements for these variables throughout the study period, along with Chilean norms for 24-hour average PM_{2.5} concentration. As shown, the variability of the wind velocity was higher during the first 3 months of the study, corresponding with the higher PM levels recorded for the same period. The 24-hour average of PM_{2.5} exceeded the Chilean norm of 50 µg/m³ only one occasion.

The chemical composition of the environmental PM₁₀ in Chañaral during the study period was analyzed as part of another study, and therefore we will not go into detail here regarding the procedures and analyses performed to determine these values. Briefly, the average concentrations of metals and metalloids found in the PM₁₀ in Chañaral were, in descending order: Cl > Si > S > Ca > Al > Fe > K > Cu > Mg > Ti > Zn; comparatively, these average levels are higher than those reported in other studies carried out in the central and northern zones of Chile [26] [27]. On the other hand, to PM_{2.5} the descending order were S > Na > Cl > Ca > Si > Fe > Al > Mg > K > Cu > Ti > and Zn.

Table 4 shows the regression coefficients and 95% confidence intervals for the average associations between PM_{2.5} concentration and lung function in GEE models. We fitted this model including only 105 schoolchildren because 5 subjects abandoned the study during the first weeks of follow-up. There were significant negative associations between PM_{2.5} levels and the lung function variables analyzed. The regression coefficients represent the average decrease in lung function values for a 1-unit increase in PM_{2.5} concentration. In the unadjusted model, lag12 max PM_{2.5} concentration was negatively associated with decreased FEV₁ (β -0.75 ml, 95% CI -1.4,

Table 1. Anthropometric and sociodemographic characteristics of the schoolchildren studied. Chañaral, Atacama region, Chile, 2012-2013.

Anthropometric Measures	Average	SD
Age, years	11.2	2.7
Height, cm	144.2	15.5
Weight, kg	44.4	13.2
Body Mass Index (BMI)	20.9	3.5
Sociodemographic Characteristics	n	%
Male	64	58.18
Mother's education level		
8 years or less	20	18.18
9 to 12 years	64	58.18
13 years or more	13	11.82
Don't know/no answer	13	11.82
Father's education level		
8 years or less	23	20.91
9 to 12 years	53	48.18
13 years or more	17	15.45
No answer	17	15.45
Smoking status of mother		
Never smoked	36	32.73
Current smoker	36	32.73
Ex-smoker	25	22.72
Don't know/no answer	13	11.82
Smoking status of father		
Never smoked	29	26.37
Current smoker	40	36.36
Ex-smoker	18	16.36
Don't know/no answer	23	20.91
Asthma diagnosis		
Yes	10	9.09
No	79	71.82
Don't know/no answer	21	19.09
Rhinitis diagnosis		
Yes	12	10.91
No	79	71.82
Don't know/no answer	12	17.27
Type of school		
Private	10	9.09
Municipal	100	90.91
Strata		
Strata 1 (<600 mts)	44	40
Strata 2 (600 - 1200 mts)	60	54.55
Strata 3 (>1200 mts)	6	5.45

SD: standard deviation.

−0.03) *i.e.* for every 1 unit increase in the maximum concentration of 12 hour PM_{2.5} decreases the FEV₁ 0.75 ml with a confidence interval between −1.4 and −0.03 ml, which it does not include the value of invalidity (0) allows us to conclude the negative association is significant and not due to chance; lag4 and lag12 avg PM_{2.5} were also negatively associated with FVC (β −2.42 ml, 95% CI −4.7, −0.1; and β −5.07 ml, 95% CI −8.9, −1.1, respectively), as were lag4, lag12, and lag24 max PM_{2.5} levels (β −1.74 ml, 95% CI −2.7, −0.8; β −1.90 ml, 95% CI −2.8, −1.01; and β −2.01 ml, 95% CI −2.9, −1.03, respectively). In the unadjusted analysis, the only flow value showing a significant negative association with PM was PEF, which was negatively associated with lag24

Table 2. Lung function values of the schoolchildren during the study period. Chañaral, Atacama region, Chile, 2012-2013.

	n*	n**	FEV ₁ (ml)	FVC (ml)	PEF (ml/sec)	FEF ₂₅₋₇₅ (ml/sec)
			Average (SD)	Average (SD)	Average (SD)	Average (SD)
≤9 years	28	136	1706.5 (408.01)	2081.8 (472.5)	3719.5 (1093.3)	1802.8 (624.2)
9 to 11 years	24	113	2018.7 (402.5)	2385.3 (420.0)	4561.3 (915.3)	2344.2 (768.9)
11 to 13 years	22	111	2378.8 (364.7)	2898.04 (432.5)	5097.1 (1156.1)	2487.6 (722.6)
>13 years	36	151	3385.4 (706.6)	3983.7 (916.0)	7012.2 (1511.9)	3692.3 (934.1)
Total	110	511	2417.7 (838.4)	2888.2 (984.7)	5177.9 (1763.5)	2629.6 (1068.3)

*Number of schoolchildren; **Number of spirometry tests. SD: standard deviation, FEV₁ (ml): forced expiratory volume during the first second (milliliter), FVC (ml): forced vital capacity (milliliters), PEF (ml/sec): peak expiratory flow (milliliters/seconds), FEF₂₅₋₇₅ (ml/sec): forced expiratory flow 25 - 75 (milliliters/seconds).

Table 3. Particulate matter and meteorological variables during the study period. Chañaral, Atacama Region, Chile, 2012-2013.

	N	Average (SD)	P25	P50	P75	Min - max
Measurements during the study period*						
PM _{2.5} (µg/m ³)	207,519	17.15 (15.24)	7.88	13.58	23.08	0.01 - 172.5
Temperature (°C)	260,832	18.39 (2.71)	16.51	18.07	20.14	10.44 - 27.35
Relative humidity (%)	260,832	70.13 (8.93)	63.85	71.27	77.26	34.33 - 89.9
Wind velocity (m/s)	260,832	2.59 (1.80)	1.10	2.19	3.93	0 - 10.26
Barometric pressure (mmHg)	260,832	757.23 (1.53)	756.2	757.2	758.2	751.8 - 762.5
24-hour average**						
PM _{2.5} (µg/m ³)	182	13.63 (5.86)	10.7	12.5	14.8	4.3 - 50.1

*By minute; **By day. SD: standard deviation. P25: 25th percentile, P50: 50th percentile, P75: 75th percentile, min - max: minimum - maximum, PM: particulate matter, µg/m³: micrograms/cubic meters, °C: degrees Celsius, m/s: meters/second, mmHg: millimeters of mercury.

Table 4. Regression coefficients [unadjusted and adjusted] for a 1-unit increase in PM_{2.5} level (CI 95%) on lung function values in schoolchildren of Chañaral, Atacama region, Chile, 2012-2013.

	FEV ₁ (ml)		FVC (ml)		PEF (ml/sec)		FEF ₂₅₋₇₅ (ml/sec)	
	Coef _{unadj} IC 95%	Coef _{adj} * IC 95%	Coef _{unadj} IC 95%	Coef _{adj} * IC 95%	Coef _{unadj} IC 95%	Coef _{adj} * IC 95%	Coef _{unadj} IC 95%	Coef _{adj} * IC 95%
PM_{2.5}								
lag0	1.08 (-2.3, 0.2)	-1.22 (-2.5, 0.1)	-1.63 (-3.4, 0.1)	-1.77 (-3.6, 0.03)	-1.67 (-6.2, 2.8)	-2.19 (-6.7, 2.3)	-0.55 (-3.9, 2.8)	-0.72 (-4.1, 2.6)
lag4 avg	-0.79 (-3.0, 1.4)	-0.38 (-2.6, 1.8)	-2.42 (-4.7, -0.1)	-1.88 (-4.2, 0.4)	-0.37 (-6.9, 6.1)	0.66 (-5.8, 7.1)	2.21 (-2.7, 7.1)	2.93 (-1.9, 7.8)
lag12 avg	-2.05 (-4.8, 0.7)	-0.47 (-3.2, 2.2)	-5.07 (-8.9, -1.1)	-3.47 (-7.2, 0.2)	-1.30 (-10.2, 7.6)	1.95 (-7.3, 11.2)	5.13 (-1.8, 12.1)	7.71 (-0.1, 15.2)
lag24 avg	0.30 (-1.9, 2.5)	-0.77 (-3.1, 1.6)	-0.85 (-3.7, 2.1)	-2.71 (-6.3, 0.9)	3.79 (-4.2, 11.8)	2.35 (-6.5, 11.2)	2.73 (-2.4, 7.9)	3.41 (-2.0, 8.8)
lag4 P75	0.07 (-1.4, 1.5)	0.86 (-0.6, 2.3)	-1.07 (-2.6, 0.5)	-0.14 (-1.6, 1.3)	-2.25 (-7.4, 2.9)	-0.32 (-5.3, 4.7)	2.96 (-0.7, 6.6)	3.92 (-0.2, 7.6)
lag12 P75	0.51 (-2.4, 3.4)	2.06 (-0.8, 4.9)	0.01 (-3.3, 3.3)	1.87 (-1.5, 5.2)	-0.44 (-10.3, 9.3)	3.67 (-6.1, 13.4)	4.47 (-2.5, 11.4)	6.25 (-0.8, 13.3)
lag24 P75	0.14 (-3.6, 3.9)	0.52 (-3.5, 4.6)	1.91 (-3.1, 6.8)	2.33 (-2.7, 7.4)	-4.36 (-16.8, 8.1)	-3.16 (-15.8, 9.5)	2.04 (-7.8, 11.9)	3.49 (-7.1, 14.1)
lag4 max	-0.66 (-1.5, 0.2)	0.14 (-0.8, 1.1)	-1.74 (-2.7, -0.8)	-0.81 (-1.7, 0.2)	-1.98 (-5.1, 1.1)	0.06 (-3.1, 3.2)	1.09 (-1.3, 3.5)	-2.24 (-0.2, 4.6)
lag12 max	-0.75 (-1.4, -0.03)	0.13 (-0.6, 0.8)	-1.90 (-2.8, -1.01)	-0.96 (-1.8, -0.1)	-2.61 (-5.3, 0.1)	-0.51 (-3.2, 2.1)	1.63 (-0.4, 3.6)	2.89 (-0.7, 5.0)
lag24 max	-0.72 (-1.5, 0.1)	0.16 (-0.7, 1.1)	-2.01 (-2.9, -1.03)	-1.19 (-2.3, -0.1)	-2.93 (-5.7, -0.1)	-0.96 (-3.8, 1.9)	1.86 (-0.3, 4.0)	3.47 (-1.2, 5.7)

*GEE model adjusted for age, sex, weight, wind speed, ambient temperature; Significant values in bold. FEV₁ (ml): forced expiratory volume in one second (ml), FVC (ml): forced vital capacity (milliliters), PEF (mL/sec): peak expiratory flow (milliliters/second), FEF₂₅₋₇₅ (mL/sec): forced expiratory flow 25 - 75 (milliliters/second). Coef_{unadj}: unadjusted coefficient, Coef_{adj}: adjusted coefficient, PM: particulate matter, µg/m³: microgram/cubic meter, P75: 75th percentile.

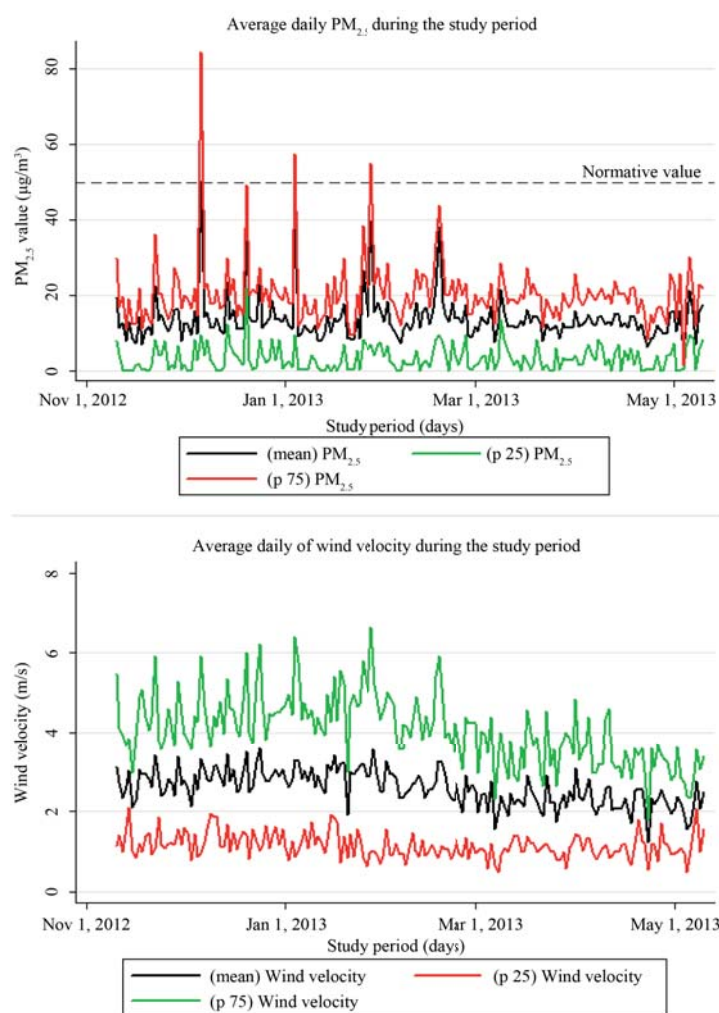


Figure 4. Descriptive time series showing 24-hour $PM_{2.5}$ and wind velocity values during the study period. Chañaral, Atacama region, Chile, 2012-2013.

max $PM_{2.5}$ concentration ($\beta -2.93$ ml/sec, 95% CI $-5.7, -0.1$). After adjusting for age, sex, weight, environmental temperature, and wind speed, only the negative associations between lag12 max and lag24 max $PM_{2.5}$ levels and FVC remained significant. Non-significant relationship with lung function was observed when we fitted a model considering the distance of households of schoolchildren to tailings deposit (as a continuous variable and according to categories of strata), the diagnosis of asthma and rhinitis as well as parental smoking were considered (data not shown).

4. Discussion

In order to study the short-term effect of environmental exposure to PM on lung function values, we found a negative association between environmental exposure to PM and spirometry values, in an urban population of schoolchildren living near a beach contaminated with mine tailings. This decrease in lung function was especially marked for FVC impairment associated with fine particulate matter exposure ($PM_{2.5}$).

In other studies with similar panel designs, the PM value most commonly reported has been the median of 24-h average concentrations during the period studied. For $PM_{2.5}$, the median 24-h concentration in this study ($12.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) moderately exceeded the value reported by Trenga *et al.* [11] at $11.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for a residential area in Seattle, United States and markedly exceeded the value reported by Dales *et al.* at $6.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for an area affected

by heavy truck traffic in Windsor, Canada [8]; however, a study performed by Moshhammer *et al.* in a zone exposed to industrial pollution and vehicular traffic in Linz, Austria [6] reported a median value of 15.79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, exceeding the value reported in the present study.

Due to the controversy of suggesting that central site measurements may not be representative of individual or residential community exposure, Trenga *et al.* studied the differences between concentrations measured in the central site and those measured immediately outside personal residences. The author found a strong correlation between the two values ($r = 0.77$) [11]. This finding is very important, as most studies on the health effects of air pollution rely on central site measurements, including the present study.

The average metal and metalloid concentrations found in the PM_{10} in Chañaral were generally greater than those reported by other studies in different cities and mining zones in northern Chile and are consistent with the metal measured for this population in different studies [17] [18] [26] [28]. Several studies in animal models suggest that the bioavailable metal transition is one the primary determinants of the acute inflammatory response for both the combustion source and ambient PM samples [2] [29]-[31]. Genotoxic and epigenotoxic effects on human bronchial epithelial cells have been reported due to variable concentrations of transition metals and organic compounds [32] [33].

Pulmonary development, immune function, and respiratory response to various air pollutants are interrelated via complex multifactorial processes [34], possibly explaining the high degree of variability for lung function values reported.

The results of the association analysis for PM and lung function are largely consistent with the literature. However, the type of measure reported varies by study. Some authors have reported changes in lung function for each 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of change in PM or change in interquartile range (IQR) of PM, while other authors have focused on variations in spirometry values as compared to predicted values. Furthermore, the time lags used vary among studies, making it difficult to compare results. $\text{PM}_{2.5}$ was negatively associated with FEF_{25-75} in the study by Trenga *et al.*, carried out on children with asthma, and with FEV_1 and PEF in the study by Moshhammer *et al.*, carried out on healthy children in Linz, Austria. Dales *et al.* only studied FEV_1 values in asthmatic children, finding a negative association with 12-h lag $\text{PM}_{2.5}$ concentration. In our study, we found negative unadjusted associations between FEV_1 and 12-h lag maximum $\text{PM}_{2.5}$ concentration and between PEF and 24-h lag maximum $\text{PM}_{2.5}$ concentration, which is consistent with the findings reported by Moshhammer *et al.* in healthy children. The same authors also found a marked association between average and maximum 4 and 12-h lag $\text{PM}_{2.5}$ levels with FVC as well as 24-h lag maximum levels with FVC.

Most of the significant associations found with $\text{PM}_{2.5}$ levels were for FVC. This measure is the maximum capacity of air expelled during a forced expiration and represents a concrete indicator of pulmonary capacity. Decreased FVC indicates a restrictive ventilatory defect. One of the causes described in the literature for this type of limitation is inhalation of organic and inorganic dust. However, the findings in this study represent acute variation in FVC rather than a progressive decrease in function over time. To confirm the long-term effects of exposure, it would be necessary to extend the study to follow the children for several more years. The sample of schoolchildren studied was mostly healthy, and the associations between PM concentration and lung function did not vary according to asthma or rhinitis diagnosis; that is, exposure to increased $\text{PM}_{2.5}$ levels impairs respiratory function in the short-term regardless of asthma or rhinitis diagnosis.

While changes in lung function as a result of chronic exposure become evident at more advanced ages, the fact that we found associations between short-term $\text{PM}_{2.5}$ exposure and lung function indicates that schoolchildren in Chañaral are currently affected by the exposure. Further chronic effects may emerge during adulthood. Moreover, given that the $\text{PM}_{2.5}$ studied contained metallic particles, long-term exposure may have other silent and cumulative effects not only on the respiratory system but also on other organs due to bio-accumulation of heavy metals.

These findings underscore the need for further studies in communities exposed to air pollution from various sources in order to uncover other acute or chronic effects of exposure to pollution from mine tailings.

5. Conclusion

The present study is the first report of the respiratory health effects of exposure to PM from mine tailings among the inhabitants of Chañaral. Increased $\text{PM}_{2.5}$ levels associated with toxic metals affect the respiratory function of schoolchildren living in the city and the variation in FVC suggests that these children may be vulnerable to ef-

fects of long-term exposure. Measures to control or decrease exposure in this population are needed, and we hope that the evidence reported here will contribute to such efforts.

Acknowledgements

The authors would like to thank the schoolchildren who took part in the study as well as their parents; authorities in the departments of education, environment, and community health for the Municipality of Chañaral; the staff who carried out the fieldwork; Dr. Benigno Linares for his assistance in the questionnaire's design; and the Chilean National Fund for Research and Development in Health (FONIS N° SA11|2244).

Conflicts of Interest

The authors declare that they have no conflicts of interest.

References

- [1] Franck, U., Tuch, T., Manjarrez, M., Wiedensohler, A. and Herbarth, O. (2006) Indoor and Outdoor Submicrometer Particles: Exposure and Epidemiologic Relevance ("The 3 Indoor Ls"). *Environmental Toxicology*, **21**, 606-613. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.20224>
- [2] Antonini, J., Taylor, M., Leonard, S., Lawryk, N., Shi, X., Clarke, R. and Roberts, J. (2004) Metal Composition and Solubility Determine Lung Toxicity Induced by Residual Oil Fly Ash Collected from Different Sites within a Power Plant. *Molecular and Cellular Biochemistry*, **255**, 257-265. <http://dx.doi.org/10.1023/B:MCBI.0000007281.32126.2c>
- [3] Li, S., Williams, G., Jalaudin, B. and Baker, P. (2012) Panel Studies of Air Pollution on Children's Lung Function and Respiratory Symptoms: A Literature Review. *Journal of Asthma*, **49**, 895-910. <http://dx.doi.org/10.3109/02770903.2012.724129>
- [4] Ward, D. and Ayres, J. (2004) Particulate Air Pollution and Panel Studies in Children: A Systematic Review. *Occupational and Environmental Medicine*, **61**, 1-12. <http://dx.doi.org/10.1136/oem.2003.007088>
- [5] Lee, Y. and Dong, G. (2012) Air Pollution and Health Effects in Children. In: Khare, M., Ed., *Air Pollution-Monitoring Modelling and Health*, InTech, 337-356.
- [6] Moshhammer, H., Hutter, H.-P., Hauck, H. and Neuberger, M. (2006) Low Levels of Air Pollution Induce Changes of Lung Function in a Panel of Schoolchildren. *European Respiratory Journal*, **27**, 1138-1143. <http://dx.doi.org/10.1183/09031936.06.00089605>
- [7] Chang, Y., Wua, C., Lee, L., Lin, R., Yu, Y. and Chen, Y. (2012) The Short-Term Effects of Air Pollution on Adolescent Lung Function in Taiwan. *Chemosphere*, **87**, 26-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.11.048>
- [8] Dales, R., Chen, L., Frescura, A.M., Liu, L. and Villeneuve, P.J. (2009) Acute Effects of Outdoor Air Pollution on Forced Expiratory Volume in 1 s: A Panel Study of Schoolchildren with asthma. *European Respiratory Journal*, **34**, 316-323. <http://dx.doi.org/10.1183/09031936.00138908>
- [9] Gent, J., Koutrakis, P., Belanger, K., Triche, E., Holford, T., Bracken, M. and Leaderer, B. (2009) Symptoms and Medication Use in Children with Asthma and Traffic-Related Sources of Fine Particle Pollution. *Environmental Health Perspectives*, **117**, 1168-1174.
- [10] Min, J.-Y., Min, K.-B., Cho, S.-I. and Paek, D. (2008) Lag Effect of Particulate Air Pollution on Lung Function in Children. *Pediatric Pulmonology*, **43**, 476-480. <http://dx.doi.org/10.1002/ppul.20800>
- [11] Trenga, C., Sullivan, J., Schildcrout, J., Shepherd, K., Shapiro, G., Liu, L., Kaufman, J. and Koenig, J. (2006) Effect of Particulate Air Pollution on Lung Function in Adult and Pediatric Subjects in a Seattle Panel Study. *Chest*, **129**, 1614-1622. <http://dx.doi.org/10.1378/chest.129.6.1614>
- [12] Hong, Y.C., Pan, X.C., Kim, S.Y., Park, K., Park, E.J., Jin, X., Yi, S.M., Kim, Y.H., Park, C.H., Song, S., *et al.* (2010) Asian Dust Storm and Pulmonary Function of School Children in Seoul. *Science of the Total Environment*, **408**, 754-759. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.015>
- [13] Csavina, J., Field, J., Taylor, M., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. and Sáez, A.E. (2012) A Review on the Importance of Metals and Metalloids in Atmospheric Dust and Aerosol from Mining Operations. *Science of the Total Environment*, **433**, 58-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.013>
- [14] Instituto Nacional de Estadísticas (INE) (2008) Minería: La actividad exportadora más importante de Chile.
- [15] Gustafson, L.B. and Hunt, J.P. (1975) The Porphyry Copper Deposit at El Salvador, Chile. *Economic Geology*, **70**, 857-912.
- [16] Vergara, A. (2011) "Cuando el río suena, piedras trae": Relaves de cobre en la bahía de Chañaral, 1938-1990. *Cua-*

- dermos de Historia* 35, Departamento de Ciencias Históricas, Universidad de Chile, 135-151.
- [17] Neary, D. and Garcia-Chevesich, P. (2008) Hydrology and Erosion Impacts of Mining Derived Coastal Sand Dunes, Chanaral Bay, Chile. *Hydrology and Water Resources in Arizona and the Southwest*, **38**, 47-52.
- [18] Castilla, J.C. (1983) Environmental Impacts in Sandy Beaches of Copper Mine Tailing at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin*, **14**, 159-464.
- [19] Paskoff, R. and Petiot, R. (1990) Coastal Progradation as a By-Product of Human Activity: An Example from Chañaral Bay, Atacama Desert, Chile. *Journal of Coastal Research*, **6**, 91-102.
- [20] Sánchez, J., Romieu, I., Ruiz, S., Pino, P. and Gutiérrez, M. (1999) Efectos agudos de las partículas respirables y del dióxido de azufre sobre la salud respiratoria en niños del área industrial de Puchuncaví, Chile. *Revista Panamericana de Salud Pública*, **6**, 384-381. <http://dx.doi.org/10.1590/S1020-49891999001100003>
- [21] Linares, B., Guizar, J., Amador, N., Garci, A., Miranda, V., Perez, J. and Chapela, R. (2010) Impact of Air Pollution on Pulmonary Function and Respiratory Symptoms in Children. Longitudinal Repeated-Measures Study. *BMC Pulmonary Medicine*, **10**.
- [22] U.S. Environmental Protection Agency (1997) Compendium Method IO-3.3 Determination of Metals in Ambient Particulate Matter Using X-Ray Fluorescence (XRF) Spectroscopy. Center for Environmental Research Information Office of Research and Development, Cincinnati.
- [23] Miller, M.R., Crapo, R., Hankinson, J., Brusasco, V., Burgos, F., Casaburi, R., Coates, A., Enright, P., Van de Grinten, C.P.M., Gustafsson, P., *et al.* (2005) General Considerations for Lung Function Testing. *European Respiratory Journal*, **26**, 153-161. <http://dx.doi.org/10.1183/09031936.05.00034505>
- [24] Gutiérrez, C.-M., Beroiza, T., Borzone, G., Caviedes, I., Céspedes, G., Gutiérrez, N.-M., Moreno, R., Oyarzún, M., Palacios, S. and Schonffeldt, P. (2007) Espirometría: Manual de procedimientos. Sociedad Chilena de Enfermedades Respiratorias, 2006. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias*, **23**, 31-42.
- [25] Hardin, J. and Hilbe, J. (2003) Generalized Estimating Equations. Editorial Chapman & Hall/CRC.
- [26] Jorquera, H. and Barraza, F. (2013) Source Apportionment of PM10 and PM2.5 in a Desert Region in Northern Chile. *Science of the Total Environment*, **444**, 327-335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.007>
- [27] Gidhagen, L., Kahelin, H., Schmidt-Thomé, P. and Johansson, C. (2002) Anthropogenic and Natural Levels of Arsenic in PM10 in Central and Northern Chile. *Atmospheric Environment*, **36**, 3803-3817. [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00284-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00284-4)
- [28] Kavouras, I., Koutrakis, P., Cereceda-Balic, F. and Oyola, P. (2001) Source Apportionment of PM10 and PM2.5 in Five Chilean Cities Using Factor Analysis. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **51**, 451-464. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2001.10464273>
- [29] Costa, D.-L. and Dreher, K.-L. (1997) Bioavailable Transition Metals in Particulate Matter Mediate Cardiopulmonary Injury in Healthy and Compromised Animal Models. *Environmental Health Perspectives*, **105**, 1053-1060. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.97105s51053>
- [30] Dreher, K.-L., Jaskot, R.-H., Lehmann, J.-R., Richards, J.-H., McGee, J.-K., Ghio, A.-J. and Costa, D.-L. (1997) Soluble Transition Metals Mediate Residual Oil Fly Ash Induced Acute Lung Injury. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, **50**, 285-305. <http://dx.doi.org/10.1080/009841097160492>
- [31] Carvalho, G., Nagato, L., Fagundes Sda, S., Dos Santos, F., Calheiros, A., Malm, O., Bozza, P., Saldiva, P., Faffe, D., Rocco, P., *et al.* (2014) Time Course of Pulmonary Burden in Mice Exposed to Residual Oil Fly Ash. *Frontiers in Physiology*, **5**, 366.
- [32] Borgie, M., Ledoux, F., Verdin, A., Cazier, F., Greige, H., Shirali, P., Courcot, D. and Dagher, Z. (2015) Genotoxic and Epigenotoxic Effects of Fine Particulate Matter from Rural and Urban Sites in Lebanon on Human Bronchial Epithelial Cells. *Environmental Research*, **136**, 352-362. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.010>
- [33] Valavanidis, A., Fiotakis, K. and Vlachogianni, T. (2008) Airborne Particulate Matter and Human Health: Toxicological Assessment and Importance of Size and Composition of Particles for Oxidative Damage and Carcinogenic Mechanisms. *Journal of Environmental Science and Health*, **26**, 339-362. <http://dx.doi.org/10.1080/10590500802494538>
- [34] Gilliland, F., McConnell, R., Peters, J. and Gong, H. (1999) A Theoretical Basis for Investigating Ambient Air Pollution and Children's Respiratory Health. *Environmental Health Perspectives*, **107**, 403-407. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.99107s3403>

Indoor/outdoor metal and metalloids in schools microenvironments adjacent to a beach polluted with mine tailings, Chañaral Chile.

Authors:

Mesías Monsalve, Stephanie¹; Martínez, Leonardo^{6,7}; Yohannessen Vásquez, Karla¹; Alvarado Orellana, Sergio^{1,4,8}; Klarián Vergara, José²; Martín Mateo, Miguel^{3,4}; Costilla Salazar, Rogelio⁵; Cáceres Lillo, Dante D.^{1,3,4}.

Affiliations:

1. Programa de Salud Ambiental, Escuela de Salud Pública, Facultad de Medicina, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
2. Departamento de Prevención de Riesgos y Medioambiente, Universidad Tecnológica Metropolitana, Santiago, Chile.
3. Facultad de Ciencias Médicas, de la Salud y la Vida. Universidad Internacional del Ecuador, Ecuador.
4. Grups de Recerca d'América i Africa Llatines GRAAL, Unitat de Bioestadística, Facultat de Medicina, Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain.
5. División de Ciencias de la Vida. Campus Irapuato-Salamanca. Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Mexico.
6. University of Georgia, School of Public Health, Department of Epidemiology and Biostatistics, Athens, Georgia. USA.
7. Department of Preventative Medicine, Icahn School of Medicine, Mount Sinai, New York, New York. USA
8. Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad de Tarapacá, Arica, Chile.

Corresponding author: Cáceres, DD.: Programa de Salud Ambiental, Escuela de Salud Pública, Universidad de Chile, Av. Independencia 939, Independencia, Santiago, Chile. Telephone: +56 2 9786539, E-mail: dcaceres@med.uchile.cl

Running head: particulate and metallic pollution in school microenvironments.

Acknowledgements: We would like to thank the school administrators who allowed us to collect data at their facilities, the Department of Education and Department of the Environment, the neighborhood council of the Municipality of Chañaral, the field staff, and the Fondo Nacional de Investigación y Desarrollo en Salud (FONIS N° SA11 / 2244) and School of Public Health Grant, Faculty of Medicine, University of Chile.

Conflicts of interest: The authors declare no conflicts of interest.

ABSTRACT

The city of Chañaral in northern Chile is adjacent to a heavily polluted beach with mine tailings. We measure and compare fine particulate matter levels (PM_{2.5}) and metallic composition in school environments. PM_{2.5} were measured outdoors and indoors at six schools during the summer, fall, and winter of 2012 and 2013. Schools were visited during teaching hours on two consecutive days. Metal content was determined using X-ray fluorescence. During summer, fall, and winter, indoor concentrations varied from 12.53-72.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 24.06-80.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 21.85-110.53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Outdoor concentrations varied from 11.86-181.73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 14.06-58.44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 21.38-93.07 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in summer, fall, and winter respectively. Indoor/outdoor ratios by season were 0.22-0.28 in summer, 0.38-0.92 in fall, and 0.89-1.28 in winter. Metals with the highest indoor concentrations were Ca>S>Si>Cl>Na>Al>Fe>K>Mg>Ti>Cu>Zn>Cr. PM_{2.5} levels were elevated in indoor microenvironments in fall and winter months, at times exceeding national standards. During the summer, outdoor school environments exceeded recommendations. Ours results demonstrate that indoor air quality in schools microenvironments of Chañaral was closely associated with outdoors air pollution and that main source would be related to mine tailings presents in the bay. The competent authorities should take environmental management measures to control this situation and improve air quality to protect children and teachers health.

Key words: particulate matter, schools, environmental impact, heavy metals, and mine tailings.

INTRODUCTION

Numerous studies have reported that indoor school environments are contaminated with high levels of particulate matter, gases, and microorganisms, many of which are associated with negative health outcomes.¹⁻⁴ These findings are concerning given that children typically spend much of their time (6 - 10 hours) in school environments such as elementary schools, preschools, or nurseries.^{3,5} Levels of pollutants and their dynamics in indoor spaces are influenced by a range of factors such as physical, biological, chemical, or geographic determinants, amongst others. Relevant physical factors include type and quality of building construction ventilation, and human activity such as children's indoor activities. These factors can all contribute to resuspension and re-emission of contaminants. Influential chemical factors include paints, markers, glue, construction materials used in school, combustibles used for heating and/or cooking, and chemical reactions.⁶

Mining has been Chile's main economic activity for decades, operating primarily from central and northern regions of the country.⁷ While mining provides economic benefits, environmental damage is common through residues left after mineral processing. One such environmental liability are mine tailings, mining by-products containing high levels of toxic metals.⁸⁻¹⁰ In 2011, the environmental authorities identified at least 603 mine tailing deposits, many of which are located are next to highly populated areas.¹¹

Chañaral, a coastal city located in the Atacama Region of Chile (26° 21'S, 70°37'O), has a beach severely polluted by the tailings of a large copper mine, which were dumped into the Rio Salado from 1938 to 1989 and carried to Chañaral Bay without preprocessing treatment. This pollution created a large artificial beach that currently covers an approximate surface area of 12 km², representing one of Chile's most significant environmental disasters.¹² The impact of these tailings on the marine and coastal ecosystem have been measured and studied extensively, however effects on the inhabitants living adjacent to the tailings have not been explored thoroughly.¹³⁻¹⁶ The tailings may adversely impact the population given that strong prevailing winds carry dust from the beach to Chañaral's urban areas during spring and summer months.^{17, 18}

The aim of this study was to characterize fine particulate matter (PM_{2.5}) mass and metals/metalloids composition in indoor and outdoor air in different seasons, in six schools nearby a beach highly contaminated with mine tailings.

MATERIALS AND METHODS

Study design

We performed a cross-sectional study on a sampling frame of 10 schools in Chañaral, from which we randomly selected six schools distributed throughout the city. The measurements were performed during summer (December 2012), fall (April 2013), and winter (July 2013) months. The microenvironments studied were classrooms, offices, and playgrounds on school properties. The characterization of sampling areas in preschools (*PS*) and elementary schools (*ES*) are described in **Table 1**.

Study Location

Chañaral is a coastal city with a warm desert climate, abundant clouds, scarce rain (1.7 mm/year), a narrow thermal amplitude with low contrast both across seasons and between night and day, and prevailing west-east winds¹⁹. The coastal zone is characterized by high and low tides that stir up the mud of the tailings near the coast when it is soaked by high tide.^{13, 18} Schools were georeferenced with Global Positioning System (GPS, Garmin® Etrex10) and their proximity to the mine tailings calculated, as shown in **Figure 1**.

PM_{2.5} sampling

PM_{2.5} was collected using PEMS® equipment (personal exposure monitoring systems) to capture Teflon filters of 37 mm using a 44XR Universal Sample Pump (SKC Inc, Eight Four, Pensilvania, USA). A flow of 4 L/min was set and its variation was monitored daily by means of a soap bubble Electronic ULTRAFLO® SKC Calibrator. PM_{2.5} was measured in indoor and outdoor microenvironments simultaneously. Indoor environments were represented by administrative offices and classrooms while outdoor environments were

represented by playgrounds. All measurements were performed during school hours (between 8:00 am to 16:00 pm) on two consecutive days. Measurements were performed for eight hours per day resulting in a total measurement time of 16 hours per school per season. In indoor environments, particle collectors were placed at a height of one meter and a distance of 50 cm from the walls of each microenvironment, in a corner opposite the main windows. Outdoors, the collectors were placed in the children's playground area, also at a height of one meter. A total of 54 measurements were performed in six schools in Chañaral (*three elementary schools, three preschools*).

Metal/metalloid measurement

Metals/metalloids measured in this study were: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Ba, La, Hg, and Pb. These procedures were performed using X-ray Fluorescence at the CHESTER Laboratory, LabNet (www.chesterlab.net) a NELAC accredited laboratory in the United States. The analyses were done using XRF spectrometer Kevex Model 770 in accord to U.S.EPA IO-3.3 protocols.

Data analysis

Descriptive and exploratory analyses were performed on the data collected. We compared mass levels concentrations of PM_{2.5} and metal/metalloid content using a Kruskal Wallis test. Subsequently, we analyzed indoor versus outdoor relationships ratios (I/O) of both contaminants. The assumption of our analysis was that if the I/O values are higher than unity they are likely generating emissions into the studied areas or that there is some outside infiltration.^{20, 21} We evaluated intra- and inter-school microenvironments correlation between indoor and outdoor metal/metalloid levels using Pearson test. Statistical analysis was performed using STATA 11.1 software.

Ethical considerations

The study was conducted as part of FONIS project SA11|2224 and was approved by the ethics committee of the Faculty of Medicine at the University of Chile. Briefly, this

project's objective was to evaluate the effect of $PM_{2.5}$ on the respiratory function of schoolchildren in the Chañaral

RESULTS

PM_{2.5} levels in schools microenvironments

In Figure 2, average concentrations of PM_{2.5} (maximum and minimum) data are plotted with its indoor/outdoor relationship from samples collected from classrooms, offices and playgrounds during different seasons.

PM_{2.5} *summer* levels (11,86 to 181.73 µg/m³) in outdoor playgrounds were significant higher than indoor (12.53 to 72.37 µg/m³) (Figure 2). I/O ratios for classrooms and offices versus playgrounds in *PS* varied from 0.22 to 0.28, respectively, indicating that outdoor concentrations were nearly four times higher than indoor concentrations. In *ES*, I/O ratios varied from 0.94 and 1.79 for classrooms and offices versus playgrounds. During *fall*, the average outdoor concentrations in playgrounds 54.33 – 80.22 µg/m³ were moderately higher than indoor (14.06 to 58.44 µg/m³). I/O ratios in classrooms and offices versus playgrounds were below one (0.38 and 0.92), respectively. In *winter*, the average outdoor level on playgrounds (29.68 to 93.07 µg/m³) were in general similar to indoor concentrations (21.85 to 92.84 µg/m³). I/O ratios for classrooms and offices versus playgrounds were 0.89 and 2.13.

PM_{2.5} levels in indoor school microenvironments had fairly similar average concentrations during fall and winter and considerably lower concentrations during summer. Despite this, concentrations were at or above daily PM_{2.5} recommendations of 50 µg/m³ in every season according to the Chilean PM_{2.5} standard²².

Metals and metalloids measured in PM_{2.5}

Table 2 and 3 show the mass concentrations and proportion of total metals in the PM_{2.5} by season for schools microenvironment (*PS* and *ES*). Figure 2 and 3 show I/O ratios for classrooms and offices versus playgrounds, and classrooms versus offices for *PS* and *ES*, respectively.

The most abundant metal/metalloids in *summer* in outdoor school areas were S, Cl, Na, Si, Ca, Al, Fe, K, Mg, and Cu which accounted for 98.0% of the total metal content. Similar elements and in the same proportion were found in indoor school areas. The metals with the relatively highest indoor concentrations were Sr, Zn, Fe, Ti, Ag, Ca, Rb, Cr, Si, Al, Cd, K, and Pb, per *PS*, and Mn, Mg, Ba, Pb, Ca, Zn Cr, Ti, and Y in the case of *ES*. The indoor concentrations for classrooms reached 61.22 and 3.66 times higher than those for *PS* and *ES* outdoor playgrounds, respectively (Figure 2 and 3). In offices, *I/O* ratios reached 57.09 and 22.65 for *PS* and *ES* outdoor playgrounds.

Similar to summer, in *fall* the most frequent elements in *PS* and *ES* in outdoor were S, Na, Cl, Si, Ca, Al, K, Fe, Mg, Cu, and Zn and these elements accounted for 98.0% of total metal content. In classrooms, S, Ca, Si, Cl, Al, Na, Fe, K, Mg, Cu, and Br made up 98.0% of the metal content, whereas in offices the same proportion were for S, Na, Si, Cl, Ca, Al, Fe, K, Mg, Cu, and Sn of the metal content (Table 2 and 3).

C/P ratios reached 10.94 and 11.65 times higher than outdoor playgrounds for *PS* and *ES*, with P, Zn, Ca, Sr, Ti, Al, Si, Se, Fe, Ba, As, Br, K, Rb, Sn, V, Y, Cu, and Ni at least double their outdoor concentrations, respectively. *O/P* ratios reached 8.05 and 10.15 times higher in indoor offices than outdoor playgrounds, with In, As, V, Cr, Ni, Mn and Zn more than double their outdoor concentrations (Figure 2 and 3).

In *winter* outdoor, S, Na, Cl, Ca, Si, Fe, K, Mg, Al, and Cr accounted for 98.9% of total metal content to *PS* and *ES*. In classrooms, Ca, S, Si, Cl, Na, Al, Fe, K, Mg and Ti made up 98.0% of the metal content, while in offices the same proportion was to S, Na, Cl, Ca, Si, Fe, Al, K, Mg, and Cr (Table 3 and 4).

For schools, *C/P* ratios were up to 19.26 and 22.26 times higher than those on outdoor playgrounds, with P, Ti, Ca, Ba, Al, Si, Sr, Fe, Mn, Cu, Zn, Zr, Rb, Ag, Pd, Ga y Ni at least double their outdoor concentrations. Indoor offices had *O/P* ratios reached 4.65 and 71.15 times higher than outdoor playgrounds and the most prevalent metals were Ga, Ag, In, Ni,

P, Mo, Sb, Ni, Mo, Cr, and Y. These metals were present at levels at least double their outdoor concentrations (Figure 2 and 3).

Overall levels of metals/metalloids determined in PM_{2.5} into classrooms and offices were highly correlated with the outdoor levels. In all cases the most strong correlation was observed in the O/P relationship ($r = 0.96 - 0.99$) and ($r = 0.97 - 0.98$) in both campuses, which was similar only to C/P ratio for *ES* ($r = 0.76 - 0.99$), and less close for *C/P* preschools ($r = 0.70 - 0.87$), respectively (supplementary appendix).

DISCUSSION

Our results demonstrate high levels of fine particulate matter in school microenvironments in fall and winter time. The highest concentrations are presented in classrooms compared with offices, specifically in those preschools closest to the site of the tailings deposit. Average levels exceeded the Chilean standard during the school day, especially in winter. Moreover, the concentration of metals/metalloids was higher in indoor spaces and their distribution was highly correlated with the determined in outdoor playground. Similar to indoor levels, average outdoor concentrations were generally above Chilean norms during all three seasons studied.

Fine particulate matter

Several international studies have found similar results to those reported here. Studies performed in England and Holland reported indoor PM concentrations of 19.0 to 30.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 7.7 to 52.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively.^{23,24} A study performed by Diapouli et al. that measured PM_{2.5} levels during winter in seven schools reported indoor concentrations of 22.1–40.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and outdoor concentrations of 38.6–99.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, similar to values observed in Chañaral (52.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 30.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively).²⁵ However, another comparable study carried out by Madureira et al. measuring the PM_{2.5} concentration at 11 schools in Porto, Portugal, reported concentrations of 95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ indoors and 115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ outdoors; these

values were significantly higher than those measured in Chañaral.²⁶ In a study of six elementary schools in Iran (2013), the authors reported average indoor levels during the school day between 29.1 and 69.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a range similar to our results.²⁷ Important to note is that in the studies described above, vehicular traffic was the main source of particulate matter, a factor that is likely marginal in Chañaral.

In our study, outdoor levels were similar during fall and winter but considerably higher during summer months. This finding may be attributable to the prevailing winds during the period. Neary and Garcia-Chevesich reported that during spring and summer, the prevailing winds blow towards the coast (west to east) carrying dust from the bay and moving particles towards the urban area of Chañaral.¹⁷ During this study, the largest percentage (27.6% to 47.8%) of prevailing winds during spring and summer was onshore evening hours.

Indoor levels in *PS* may be attributable to the schools' proximity to the bay polluted with the mine tailing deposits, as well as by the activity of the children in classrooms, which can resuspend particulate matter. However, during the summer, *PS* closest to the beach keep their windows closed during school hours. This is to avoid dust from entering school offices and classes. This is especially true for schools that have no means of formal ventilation. In the winter, windows remain closed the majority of the time so that classrooms stay warm. This is especially true in classrooms where children most commonly inhabit. High levels observed in our study could be explained by infiltration from the outdoor environment, because as was observed (although the speed of infiltration was not measured) there was high correlation in the levels of metals/metalloids determined in indoor and outdoor spaces.

When measuring indoor $\text{PM}_{2.5}$ in *ES*, classrooms and offices displayed similar levels during the summer and fall but were considerably higher during winter. The average concentrations only exceeded national norms during winter, remaining below national recommendations during the other two seasons studied. However, these daily levels significantly exceed those recommended by the WHO ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).²⁸

The seasonal differences found in offices were not as marked as those in classrooms, possibly due to child activity during school hours. Various authors have noted that indoor particulate matter levels are closely related to the presence and activity of students, as well as to levels in outdoor environments.²⁹⁻³²

Metals and Metalloids

In general, the metal/metalloid concentrations in PM_{2.5} were higher in indoor school microenvironments, in particular in classrooms. This relationship was especially strong during the winter. Average correlation between distribution patterns for metals was high, indicating that the source of the metals indoors is the particulate matter infiltrating inside from the neighborhood surrounding the schools. The distribution of metals and metalloids in the PM_{2.5} analyzed in Chañaral was similar to that reported by Jorquera and Barraza (2013), who evaluated the contributions of industrial anthropogenic sources to the composition of particulate matter in the Antofagasta zone, such as the cement industry, copper smeltings, and accumulation of mining-related minerals. Those authors reported that the majority of the most prevalent metal species – Ca, S, and Si – originated from these industrial sources.³³

In terms of the types of metals and metalloids in the overall school microenvironments, the elements present in the highest concentrations, in descending order, were: S> Ca> Cl> Na> Si> Al> Fe> K> Mg indoors and S> Na> Cl> Si> Ca> Al> K> Fe> Mg outdoors. A study performed by Molnár et al. measured PM_{2.5} levels and trace element content in five elementary schools, 10 preschools, and 20 non-smoking households in winter, spring, and summer in the city of Stockholm. The distribution of metals observed in preschools was S> Fe> K> Ca> Zn> Ti> Mn> Cu> V> Pb> Br> Cr> Ni in both the indoor and outdoor microenvironments. The four most common metals found in Stockholm were also found in Chañaral, but in a different distribution, a finding likely attributable to the different emission sources in the two studies.³⁴

In elementary schools, Molnár found a similar distribution of heavy metals in indoor microenvironments. As with outdoor concentrations, the four most prevalent metals found in Stockholm were also present in abundance in Chañaral differing in that the metal with the highest concentration in Stockholm was Zn while in Chañaral it was S.³⁴ Values for the outdoor microenvironments in Stockholm showed a distribution similar to the one found for Chañaral, with similar levels of S, Ca, K, and Fe but differing in that concentrations of Zn and Ti were higher. In general, Molnár et al. found results that were quite similar to the ones reported here in terms of the species identified. These differences are likely due to either the characteristics of the particulate matter unique to the region (climatic, meteorological, geographical, etc.) or to the distinct anthropogenic sources of the pollution.^{10, 34, 35} Barbieri et al. (2014) recently carried out a study in the mining district of Oruro, Bolivia to evaluate the concentration of metals in household dust and in the hair of children aged 7 to 12 years, finding significant correlations for non-essential species such as As, Cd, Pb, Sb, and Sn. This finding suggests that in contexts of high concentration (as is the case in Chañaral), dust in indoor spaces is likely a significant source of exposure for children through their play activity.³⁶

Csavina et al. (2012), in a review on metal and metalloid content in atmospheric dust and aerosol from mining operations, describes how wind can pick up fine particles containing metals and metalloids and transport them over long distances, impacting populated zones.¹⁰ Qu et al. (2012) found that exposure to heavy metals in villas near the mining sites represented a significant health risk for the population, and that the distance between the mine and the villa can predict exposure levels. In two mining districts in Bolivia, Fonturbel et al. reported that the various metallic elements present in indoor dust (As, Cd, Cu, Pb, Sb, Sn, Zn) had a common origin and this contamination was increased by the proximity to the mines.³⁷

The results of the intra-and inter-season comparisons, which indicate the presence of highly toxic metals such as V, Ni, Cu, Cd, and B in indoor microenvironments,^{38, 39} are concerning, especially in elementary and preschool environments. In this case, the population exposed consists of young children who have still developing lungs, and this

early exposure may impact their future health.^{40, 41} Numerous studies worldwide have evaluated the health effects of exposure to heavy metals through various pathways (air, water, soil, food, etc.) and reported carcinogenic, mutagenic, teratogenic, and other detrimental effects.^{8, 9, 12, 42-46}

CONCLUSION

This study demonstrates the chemical composition of particulate matter and reveals a high polymetal content in various school microenvironments in Chañaral. Some trace metals are necessary for our body to function. However, constant exposure to a high concentration of these metals can be highly toxic to pediatric populations and as a consequence can lead to adverse health consequences. Chañaral would benefit from measures to control the dispersion of particulate matter from mine tailings, in order to mitigate the health impact of pollution on the population and address the severe environmental damage due to nearby mining waste.

References

1. Oeder S, Dietrich S, Weichenmeier I, Schober W, Pusch G, Jorres RA, et al. Toxicity and elemental composition of particulate matter from outdoor and indoor air of elementary schools in Munich, Germany. *Indoor Air*. 2012 Apr;22(2):148-58.
2. Oeder S, Jorres RA, Weichenmeier I, Pusch G, Schober W, Pfab F, et al. Airborne indoor particles from schools are more toxic than outdoor particles. *Am J Respir Cell Mol Biol*. 2012 Nov;47(5):575-82.
3. Cartieaux E, Rzepka MA, Cuny D. [Indoor air quality in schools]. *Arch Pediatr*. 2011 Jul;18(7):789-96.
4. Abramson SL, Turner-Henson A, Anderson L, Hemstreet MP, Bartholomew LK, Joseph CL, et al. Allergens in school settings: results of environmental assessments in 3 city school systems. *J Sch Health*. 2006 Aug;76(6):246-9.
5. Zhang Q, Zhu Y. Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas. *Indoor Air*. 2012 Feb;22(1):33-42.
6. Wantke F, Demmer CM, Tappler P, Gotz M, Jarisch R. Exposure to gaseous formaldehyde induces IgE-mediated sensitization to formaldehyde in school-children. *Clin Exp Allergy*. 1996 Mar;26(3):276-80.
7. Méndez LM. Historiografía minera de Chile (1870-1996). *Ensayo Bibliográfico. Dimensión Historica de Chile*; 1996. p. 67-89.
8. Jung MC. Contamination by Cd, Cu, Pb, and Zn in mine wastes from abandoned metal mines classified as mineralization types in Korea. *Environ Geochem Health*. 2008 Jun;30(3):205-17.
9. Meza-Figueroa D, Maier RM, de la OVM, Gomez-Alvarez A, Moreno-Zazueta A, Rivera J, et al. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacoziari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*. 2009 Sep;77(1):140-7.
10. Csavina J, Field J, Taylor MP, Gao S, Landazuri A, Betterton EA, et al. A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci Total Environ*. 2012 Sep 1;433:58-73.
11. SERNAGEOMIN. Catastro Nacional de Depósitos de Relave. Depósitos Activos y No activos 2015 Servicio Nacional de Geología y Minería; 2015 Contract No.: Document Number].
12. Lagos G, Velasco P. Environmental Policies and Practices in Chilean Mining. In: Centre IDR, editor. *Mining and the environments Cases studies from the Americas*. Canada: National Library of Canada; 1999.

13. Dold B. Element Flows Associated with Marine Shore Mine Tailings Deposits. *Environ Sci Technol.* 2006; 40:752-8.
14. Cao JJ, Lee SC, Chow JC, Cheng Y, Ho KF, Fung K, et al. Indoor/outdoor relationships for PM_{2.5} and associated carbonaceous pollutants at residential homes in Hong Kong - case study. *Indoor Air.* 2005 Jun;15(3):197-204.
15. Lee MR, Correa JA, Castilla JC. An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chanaral case. *Mar Pollut Bull.* 2001 Aug;42(8):696-701.
16. Castilla JC. Environmental impacts in sandy beaches of copper mine tailing at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin.* 1983;14(pp):159-464.
17. Neary D, Garcia-Chevesich P. Hydrology and erosion impacts of mining derived coastal sand dunes, Chanaral Bay, Chile. *Hydrology and Water Resources in Arizona and the Southwest.* 2008;38:47-52.
18. Vergara A. Cuando el río suena, piedras trae: Relaves de cobre en la bahía de Chañaral, 1938-1990. Cuadernos de historia Departamento de Ciencias Históricas, Universidad de Chile. 2011:135-51.
19. Juliá C, Montecinos S, Maldonado A. Características Climáticas de la Región de Atacama. en Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Atacama In: F.A. Squeo GAJRG, eds. , editor.: Ediciones Universidad de la Serena, ; 2008. p. La Serena, Chile.
20. Lim JM, Jeong JH, Lee JH, Moon JH, Chung YS, Kim KH. The analysis of PM_{2.5} and associated elements and their indoor/outdoor pollution status in an urban area. *Indoor Air.* 2011 Apr;21(2):145-55.
21. Massey D, Masih J, Kulshrestha A, Habil M, Taneja A. Indoor/outdoor relationship of fine particles less than 2.5 μm (PM_{2.5}) in residential homes locations in central Indian region. *Built Environ.* 2009;44:2037-45.
22. Norma Primaria de calidad Ambiental para Material Particulado Fino respirable MP_{2.5}. , 2011).
23. Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways *Atmos Environ.* 2001;35:3875-84.
24. Wheeler AJ, Williams I, Beaumont RA, Hamilton RS. Characterisation of Particulate Matter Sampled During a Study of Children's Personal Exposure to Airborne Particulate Matter in a UK Urban Environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 2000;65: :69-77.

25. Diapouli E, Chaloulakou A, Mihalopoulos N, Spyrellis N. Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environ Monit Assess.* 2008 Jan;136(1-3):13-20.
26. Madureira J, Paciencia I, Fernandes Ede O. Levels and indoor-outdoor relationships of size-specific particulate matter in naturally ventilated Portuguese schools. *J Toxicol Environ Health A.* 2012;75(22-23):1423-36.
27. Mohammadyan M, Shabankhani B. Indoor PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and outdoor PM_{2.5} concentrations in primary schools in Sari, Iran. *Arh Hig Rada Toksikol.* 2013 Sep;64(3):371-7.
28. WHO. WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: World Health Organization; 2006 Contract No.: Document Number].
29. Lee S, Guo H, Li V, Chan L. inter-comparasion of iar pollutant concentrations in different indoor environment in Hong Kong. . *Atmos Environ.* 2002;36:1929-40.
30. John K, Karnae S, Crist K, Kim M, Kulkarni A. Analysis of trace elements and ions in ambient fine particulate matter at three elementary schools in Ohio. *J Air Waste Manag Assoc.* 2007 Apr;57(4):394-406.
31. Annesi-Maesano I, Moreau D, Caillaud D, Lavaud F, Le Moullec Y, Taytard A, et al. Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children. *Respir Med.* 2007 Aug;101(8):1721-9.
32. Oravisjarvi K, Pietikainen M, Ruuskanen J, Rautio A, Voutilainen A, Keiski RL. Effects of physical activity on the deposition of traffic-related particles into the human lungs in silico. *Sci Total Environ.* 2011 Oct 1;409(21):4511-8.
33. Jorquera H, Barraza F. Source apportionment of PM₍₁₎₍₀₎ and PM_{(2).(5)} in a desert region in northern Chile. *Sci Total Environ.* 2013 Feb 1;444:327-35.
34. Molnar P, Bellander T, Sallsten G, Boman J. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *J Environ Monit.* 2007 Apr;9(4):348-57.
35. Csavina J, Landazuri A, Wonaschutz A, Rine K, Rheinheimer P, Barbaris B, et al. Metal and Metalloid Contaminants in Atmospheric Aerosols from Mining Operations. *Water Air Soil Pollut.* 2011 Oct;221(1-4):145-57.
36. Barbieri E, Fonturbel FE, Herbas C, Barbieri FL, Gardon J. Indoor metallic pollution and children exposure in a mining city. *Sci Total Environ.* 2014 Jul 15;487:13-9.

37. Fonturbel FE, Barbieri E, Herbas C, Barbieri FL, Gardon J. Indoor metallic pollution related to mining activity in the Bolivian Altiplano. *Environ Pollut.* 2011 Oct;159(10):2870-5.
38. Qu CS, Ma ZW, Yang J, Liu Y, Bi J, Huang L. Human exposure pathways of heavy metals in a lead-zinc mining area, Jiangsu Province, China. *PLoS One.* 2012;7(11):e46793.
39. Glorennec P, Lucas JP, Mandin C, Le Bot B. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: contamination data. *Environ Int.* 2012 Sep 15;45:129-34.
40. Hertz-Picciotto I, Baker RJ, Yaw P-S, Dostal M, Joad JP, Lipsett M, et al. Early childhood lower respiratory illness and air pollution. *Environmental Health Perspectives.* 2007 Oct;115(10):1510-8.
41. Lee Y, Dong G. Air Pollution and Health Effects in Children. In: Khare EbM, editor. *Air pollution-Monitoring Modelling and health: InTech, Chapters published March 23, 2012 under CC BY 3.0 license; 2012. p. 396.*
42. Chen LC, Lippmann M. Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. *Inhal Toxicol.* 2009 Jan;21(1):1-31.
43. Cohen C. Toxicology of industrial metals--inorganic lead. *Occupational health nursing.* 1982 Nov;30(11):25-8.
44. Ellis JK, Athersuch TJ, Thomas LD, Teichert F, Perez-Trujillo M, Svendsen C, et al. Metabolic profiling detects early effects of environmental and lifestyle exposure to cadmium in a human population. *BMC Med.* 2012;10:61.
45. Lee M, Correa J. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Marine Environmental Research.* 2005;59 1-18.
46. Simone Morais, Costa FGe, Pereira. MdL. Heavy Metals and Human Health. In: Oosthuizen. PJ, editor. *Environmental Health - Emerging Issues and Practice, InTech ed; 2012.*

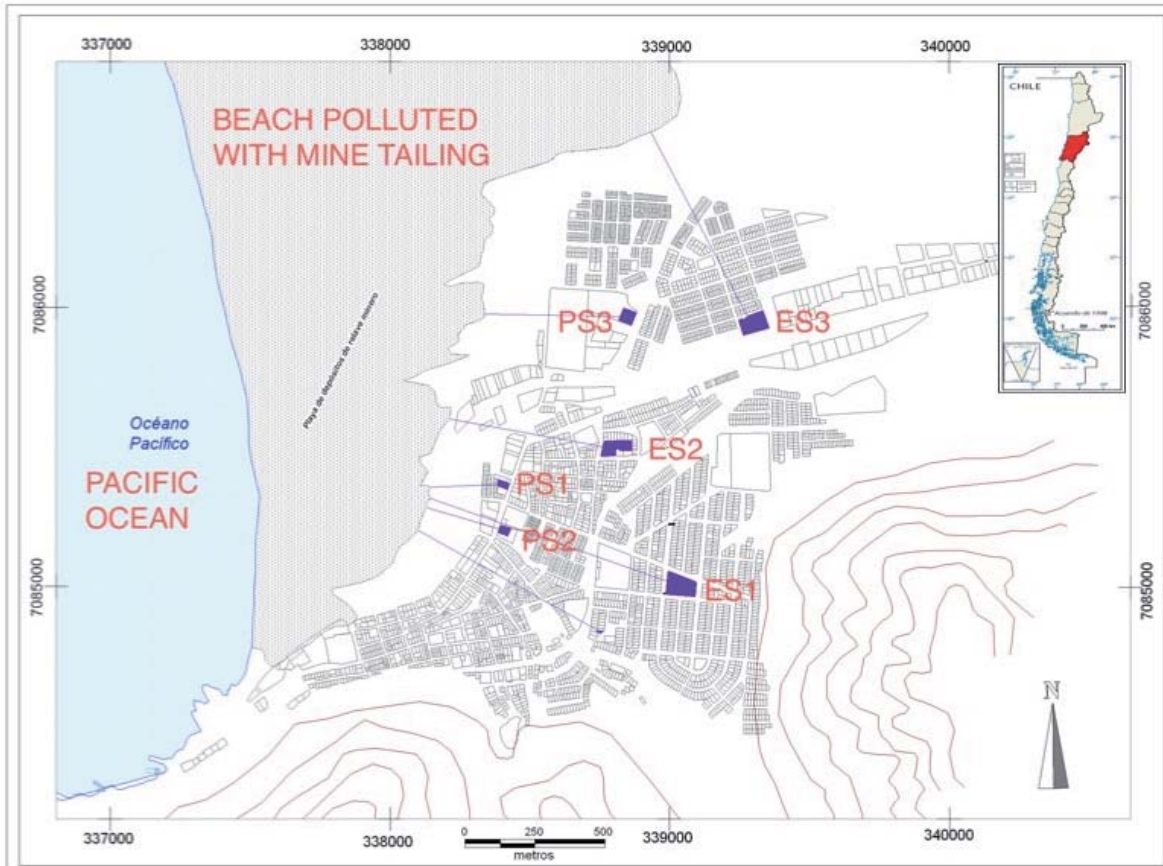


Figure 1: Map of Chile and Chañaral Bay: Spatial distribution of elementary schools and preschools monitored ES: Elementary schools; PS: Preschools. Atacama Region, Chile

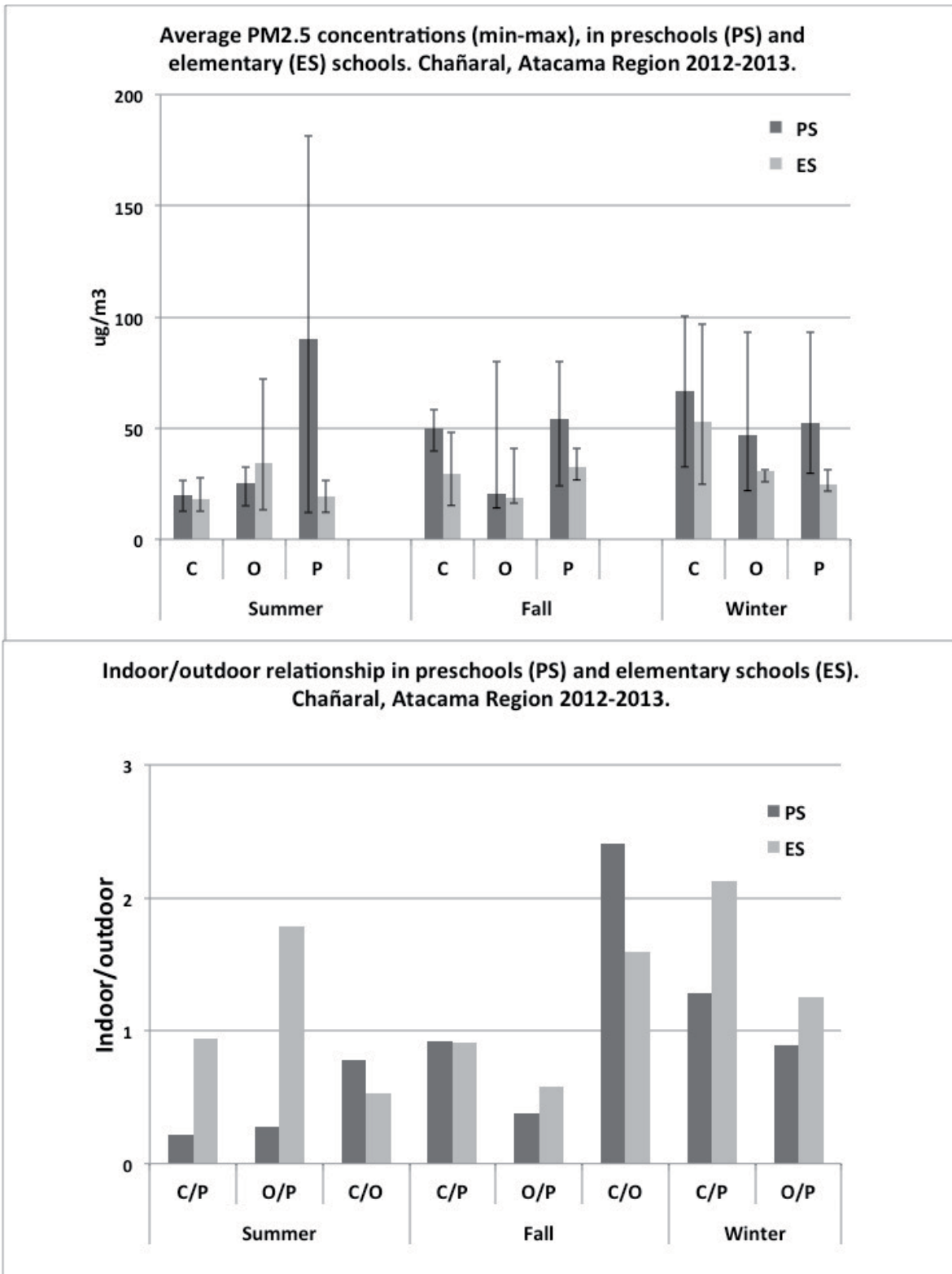


Figure 2. Average, maximum and minimum PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) concentrations in preschools (PS) and elementary schools (ES) and indoor/outdoor relationship during summer, fall, and winter 2012-2013, Chañaral, Atacama Region, Chile.

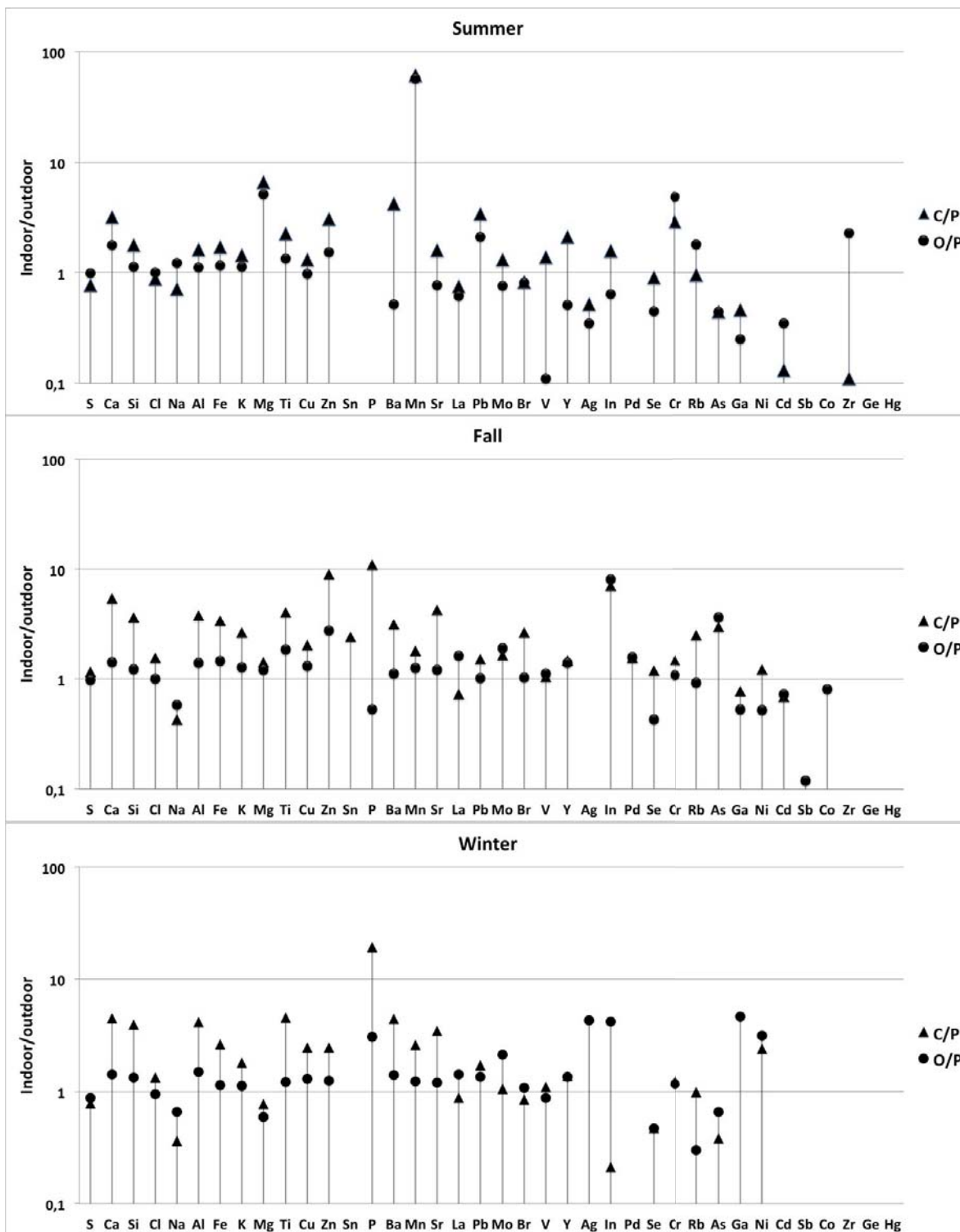


Figure 3 indoor/outdoor relationship to metal/metalloid in preschools (PS) during summer, fall, and winter 2012-2013, Chañaral, Atacama Region, Chile. (C/P: Classroom/Playground; O/P: Office/Playground).

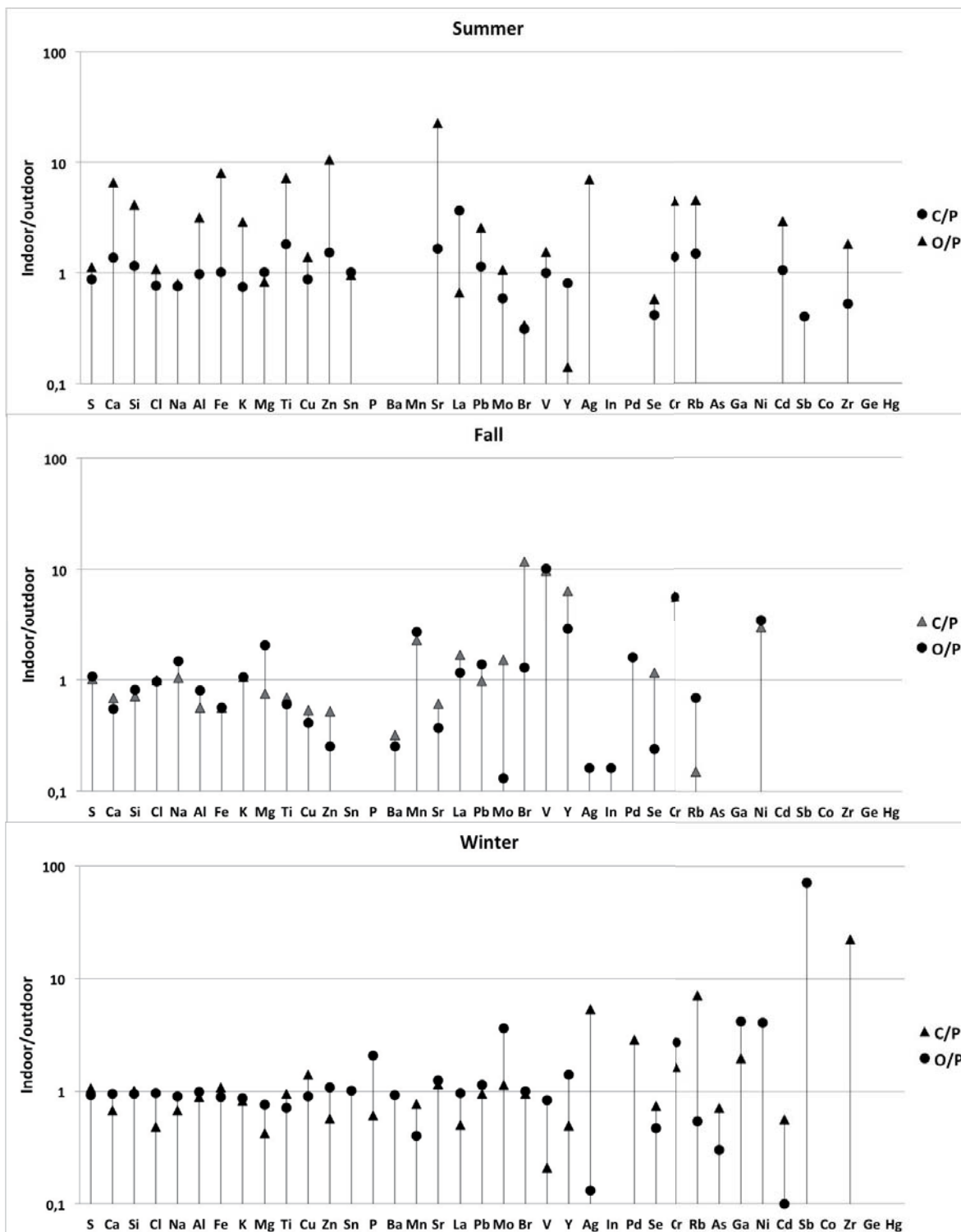


Figure 4. Indoor/outdoor relationship to metal/metalloid in elementary schools (ES) during summer, fall, and winter 2012-2013, Chañaral, Atacama Region, Chile. C/P: Classroom/Playground; O/P: Office/Playground)

Table 1. Characterization of sampling areas in Preschools and Elementary Schools. Atacama Region, Chile 2010-2013.

ID	Room ventilation	Office ventilation	Indoor Floor Type	Outdoor Floor type	Locations	Comments
ES3	Windows to exterior closed throughout the process.	1 window closed throughout the process.	Vinyl	Cement/Ground	Near to Main Street	Playground remodeling process activities of construction throughout the process.
ES1	Small windows to outside closed during the process.	1 window to exterior, closed throughout the process.	Vinyl	Cement/Ground	Hill top, near railway line.	Elementary school located near train line and far to the beach.
ES2	Small windows to outside opened during the process	1 window to exterior, closed throughout the process.	Vinyl	Cement	On Main two-way street	Far to the beach.
PS3	Small windows to outside opened during the process	1 window to exterior, closed throughout the process.	Vinyl	Cement/Ground	On Main two-way street	Near to the beach. in a most impacted area. Adjacent to local mini-zoo.
PS2	Small windows to outside opened during the process	1 window to exterior, closed throughout the process.	Vinyl	Cement	Main Street and adjacent to beach.	Near to the beach, adjacent to a bus station (playground adjacent to bus station).
PS1	Windows to exterior closed throughout the process.	1 window to exterior, closed throughout the process.	Vinyl	Ground	Main Street and adjacent to beach.	Near to the beach, adjacent to the municipal greenhouse.

Table 2. Metal content (ng/m³) and percentage (%) of PM_{2.5} in playground, Classroom, and office microenvironments in preschools, stratified by season. Chañaral, Atacama Region, Chile (2012-2013).

	Summer									Fall						Winter						
	Indoor			Outdoor			<i>p</i> -	Indoor			Outdoor			<i>p</i> -	Indoor			Outdoor			<i>p</i> -	M
	C	%	O	%	P	%		C	%	O	%	P	%		C	%	O	%	P	%		
S	101	19.	130	26.	131	30.	0,9	205	24.	172	36.	177	37.	0,5	261	18.	289	30.	334	32.	0,4	0.7
C	957.	18.	537.	11.	302.	7.1	0,7	171	20.	446.	9.5	317.	6.6	0,4	316	22.	991.	10.	705.	6.8	0,4	2.7
S	898.	17.	572.	11.	504.	11.	0,7	159	19.	543.	11.	440.	9.2	0,4	241	17.	815.	8.6	613.	5.9	0,3	2.4
C	684.	13.	776.	15.	779.	18.	0,9	819.	9.7	529.	11.	527.	11.	0,7	226	16.	160	17.	170	16.	0,0	1.4
N	546.	10.	954.	19.	773.	18.	0,3	485.	5.7	661.	14.	113	23.	0,1	100	7.1	181	19.	277	27.	0,0	1.5
A	374.	7.2	256.	5.2	229.	5.4	0,6	651.	7.7	239.	5.1	172.	3.6	0,2	852.	6.0	308.	3.2	204.	1.9	0,0	5.2
F	230.	4.4	156.	3.2	133.	3.1	0,6	393.	4.6	168.	3.6	115.	2.4	0,4	709.	5.0	308.	3.2	272.	2.6	0,3	0.2
K	189.	3.7	150.	3.1	132.	3.1	0,5	339.	4.0	163.	3.5	128.	2.7	0,5	479.	3.4	300.	3.2	268.	2.6	0,1	1.8
M	158.	3.1	122.	2.5	23.9	0.6	0,0	115.	1.3	97.7	2.0	81.1	1.7	0,7	170.	1.2	129.	1.3	220.	2.1	0,3	0.9
T	26.4	0.5	15.8	0.3	11.7	0.3	0,6	39.6	0.4	18.0	0.3	9.77	0.2	0,2	94.4	0.6	25.3	0.2	20.8	0.2	0,1	5.0
C	24.6	0.5	18.3	0.4	18.7	0.4	0,4	40.5	0.4	26.0	0.5	20.1	0.4	0,6	37.5	0.2	19.7	0.2	15.3	0.1	0,0	0.2
Z	12.5	0.2	6.33	0.1	4.10	0.1	0,2	39.5	0.4	12.1	0.2	4.38	0.0	0,1	42.2	0.3	21.5	0.2	17.2	0.1	0,3	0.3
S	11.6	0.2	1.71	0.0	0.00	0.0	0,2	18.2	0.2	0.00	0.0	7.58	0.1	0,1	12.0	0.0	13.6	0.1	0.00	0.0	0,8	9.1
P	6.51	0.1	0.00	0.0	0.00	0.0	0,1	21.1	0.2	1.02	0.0	1.93	0.0	0,6	26.6	0.1	4.21	0.0	1.38	0.0	0,2	0.7
B	5.31	0.1	0.66	0.0	1.27	0.0	0,0	12.2	0.1	4.30	0.0	3.88	0.0	0,7	17.3	0.1	5.52	0.0	3.95	0.0	0,4	15.
M	4.35	0.1	4.05	0.1	0.07	0.0	0,0	5.02	0.0	3.50	0.0	2.79	0.0	0,7	13.8	0.1	6.60	0.0	5.36	0.0	0,9	0.2
S	4.15	0.1	1.98	0.0	2.59	0.1	0,4	9.31	0.1	2.66	0.0	2.19	0.0	0,4	15.0	0.1	5.20	0.0	4.38	0.0	0,1	0.3
L	3.96	0.1	3.29	0.1	5.29	0.1	0,6	2.83	0.0	6.27	0.1	3.88	0.0	0,9	3.12	0.0	5.10	0.0	3.58	0.0	0,5	2.1
P	3.32	0.1	2.07	0.0	0.98	0.0	0,2	6.33	0.0	4.23	0.0	4.16	0.0	0,6	7.57	0.0	5.97	0.0	4.42	0.0	0,5	0.4
M	3.22	0.1	1.87	0.0	2.46	0.1	0,7	3.52	0.0	4.09	0.0	2.15	0.0	0,5	3.30	0.0	6.66	0.0	3.13	0.0	0,1	0.4
B	3.08	0.1	3.04	0.1	3.77	0.1	0,8	7.97	0.0	3.10	0.0	3.01	0.0	0,7	8.76	0.0	11.2	0.1	10.4	0.1	0,8	0.1
V	2.70	0.1	0.21	0.0	1.96	0.0	0,0	3.22	0.0	3.47	0.0	3.09	0.0	0,9	4.04	0.0	3.24	0.0	3.69	0.0	0,1	1.5
A	2.36	0.0	1.59	0.0	4.57	0.1	0,4	2.53	0.0	2.38	0.0	1.70	0.0	0,1	0.00	0.0	5.04	0.0	1.17	0.0	0,6	6.0
Y	2.36	0.0	0.57	0.0	1.11	0.0	0,6	1.07	0.0	1.75	0.0	0.00	0.0	0,5	1.65	0.0	1.62	0.0	1.20	0.0	0,1	0.3
I	2.31	0.0	0.94	0.0	1.47	0.0	0,9	1.95	0.0	2.23	0.0	0.28	0.0	0,2	0.57	0.0	11.4	0.1	2.73	0.0	0,3	0.3
P	2.25	0.0	0.93	0.0	0.00	0.0	0,5	1.00	0.0	1.01	0.0	0.65	0.0	0,9	2.60	0.0	4.11	0.0	0.00	0.0	0,2	6.8
S	1.46	0.0	0.73	0.0	1.61	0.0	0,6	0.83	0.0	0.30	0.0	0.70	0.0	0,4	0.97	0.0	0.96	0.0	2.06	0.0	0,3	0.2
C	1.03	0.0	1.73	0.0	0.36	0.0	0,3	2.54	0.0	1.86	0.0	1.70	0.0	0,8	63.1	0.4	58.7	0.6	50.3	0.4	0,0	0.9
R	0.78	0.0	1.46	0.0	0.81	0.0	0,8	1.32	0.0	0.49	0.0	0.52	0.0	0,1	1.99	0.0	0.60	0.0	2.02	0.0	0,1	0.2
A	0.71	0.0	0.71	0.0	1.61	0.0	0,9	2.01	0.0	2.46	0.0	0.67	0.0	0,5	2.53	0.0	4.46	0.0	6.74	0.0	1,0	0.2
G	0.62	0.0	0.35	0.0	1.36	0.0	0,5	0.36	0.0	0.25	0.0	0.46	0.0	0,5	0.00	0.0	0.93	0.0	0.20	0.0	0,3	0.4
N	0.53	0.0	0.68	0.0	0.00	0.0	0,2	1.20	0.0	0.51	0.0	0.98	0.0	0,4	1.25	0.0	1.64	0.0	0.52	0.0	0,3	0.1
C	0.36	0.0	0.95	0.0	2.69	0.1	0,6	2.13	0.0	2.25	0.0	3.07	0.0	0,7	4.55	0.0	1.45	0.0	0.00	0.0	0,7	6.6
S	0.33	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,3	0.00	0.0	0.79	0.0	6.74	0.1	0,0	3.65	0.0	1.10	0.0	0.00	0.0	0,1	9.4
C	0.21	0.0	0.14	0.0	0.00	0.0	0,5	0.00	0.0	0.30	0.0	0.37	0.0	0,5	0.00	0.0	0.00	0.0	0.26	0.0	0,3	0.1
Z	0.14	0.0	2.75	0.1	1.21	0.0	0,6	0.50	0.0	1.16	0.0	0.00	0.0	0,2	2.55	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,5	0.3
G	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	1,0	0.00	0.0	0.09	0.0	0.00	0.0	0,3	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,1	0.3
H	0.00	0.0	0.00	0.0	1.34	0.0	0,3	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	1,0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.64	0.0	0,1	0.4

C: Classroom; O: Office; P: Playground; MDL: Methods Detection Limit

Table 3. Metal content (ng/m³) and percentage (%) of PM_{2.5} in playground, classroom, and office microenvironments

in elementary school, stratified by season. Chañaral, Atacama Region, Chile (2012-2013).

	Summer						Fall						Winter						DL			
	Indoor			Outdoor			Indoor			Outdoor			Indoor			Outdoor						
	C	%	O	%	P(3)	p-	C	%	O	%	P(3)	p-	C	%	O(3)	%	P(3)	p-				
S	772	24.	995.	15.	880	24.	0,2	184	53.	194	51.	181	50.	0,8	213	41.	184	31.	201	32.	0,5	0.7
C	223	7.0	106	16.	161	4.4	0,2	183.	5.3	149.	3.9	270.	7.4	0,7	472.	9.2	668.	11.	703.	11.	0,7	2.7
S	333	10.	119	18.	288	7.9	0,7	203.	5.9	233.	6.1	287.	7.9	0,2	469.	9.1	440.	7.5	465.	7.4	0,8	2.4
C	662	20.	934.	14.	859	23.	0,1	220.	6.4	213.	5.5	222.	6.1	0,9	414.	8.1	818.	14.	856.	13.	0,7	1.4
N	743	23.	787.	11.	979	26.	0,1	596.	17.	832.	21.	571.	15.	0,8	954.	18.	127	22.	142	22.	0,7	1.5
A	142	4.5	466.	7.1	147	4.0	0,1	54.1	1.5	76.9	2.0	96.0	2.6	0,3	129.	2.5	143.	2.4	145.	2.3	0,5	5.2
F	78.	2.5	618.	9.4	77.	2.1	0,9	79.0	2.3	79.3	2.0	141.	3.9	0,1	218.	4.2	180.	3.1	204.	3.2	0,4	0.2
K	79.	2.5	305.	4.6	104	2.8	0,1	101.	2.9	101.	2.6	96.0	2.6	0,7	127.	2.5	134.	2.3	156.	2.4	0,7	1.8
M	75.	2.4	60.8	0.9	73.	2.0	0,2	42.4	1.2	115.	3.0	56.4	1.5	0,8	80.0	1.5	146.	2.5	191.	3.0	0,4	0.9
T	13.	0.4	54.7	0.8	7.5	0.2	0,4	6.19	0.1	5.39	0.1	8.97	0.2	0,7	13.0	0.2	9.86	0.1	13.8	0.2	0,9	5.0
C	19.	0.6	31.8	0.5	22.	0.6	0,3	4.64	0.1	3.62	0.1	8.83	0.2	0,9	16.1	0.3	10.4	0.1	11.5	0.1	0,2	0.2
Z	3.5	0.1	24.4	0.4	2.3	0.0	0,8	7.40	0.2	3.49	0.0	14.1	0.3	0,2	7.45	0.1	14.1	0.2	13.0	0.2	0,1	0.3
S	11.	0.4	11.0	0.2	11.	0.3	0,5	7.29	0.2	14.0	0.3	0.00	0.0	0,4	0.00	0.0	7.07	0.1	7.00	0.1	0,5	9.1
P	1.8	0.1	16.0	0.2	0.0	0.0	0,2	2.32	0.0	0.36	0.0	0.00	0.0	0,6	1.40	0.0	4.76	0.0	2.31	0.0	0,4	0.7
B	1.2	0.0	5.65	0.1	0.0	0.0	0,9	1.12	0.0	0.86	0.0	3.50	0.1	0,7	0.00	0.0	2.53	0.0	2.74	0.0	0,3	15.
M	1.0	0.0	10.6	0.2	0.0	0.0	0,6	1.57	0.0	1.86	0.0	0.70	0.0	0,2	2.54	0.0	1.33	0.0	3.31	0.0	0,9	0.2
S	0.5	0.0	7.74	0.1	0.3	0.0	0,0	1.38	0.0	0.82	0.0	2.25	0.0	0,2	2.40	0.0	2.58	0.0	2.09	0.0	0,4	0.3
L	1.1	0.0	0.21	0.0	0.3	0.0	0,9	2.56	0.0	1.76	0.0	1.53	0.0	0,5	2.26	0.0	4.28	0.0	4.47	0.0	0,8	2.1
P	1.6	0.1	3.78	0.1	1.4	0.0	0,0	4.80	0.1	6.76	0.1	4.90	0.1	0,8	5.35	0.1	6.46	0.1	5.69	0.0	0,4	0.4
M	1.0	0.0	1.90	0.0	1.7	0.0	0,0	2.09	0.0	0.18	0.0	1.39	0.0	0,6	1.12	0.0	3.55	0.0	0.99	0.0	0,1	0.4
B	1.9	0.1	2.18	0.0	6.3	0.1	0,3	34.3	1.0	3.75	0.1	2.94	0.0	0,9	6.19	0.1	6.47	0.1	6.53	0.1	0,1	0.1
V	1.1	0.0	1.73	0.0	1.1	0.0	0,5	10.9	0.3	11.3	0.3	1.12	0.0	0,5	0.70	0.0	2.74	0.0	3.29	0.0	0,3	1.5
A	0.0	0.0	2.07	0.0	0.2	0.0	1,0	1.77	0.0	0.80	0.0	0.28	0.0	0,9	2.95	0.0	0.07	0.0	0.55	0.0	0,2	6.0
Y	0.4	0.0	0.07	0.0	0.5	0.0	0,9	0.00	0.0	0.38	0.0	2.39	0.0	0,3	0.70	0.0	1.99	0.0	1.43	0.0	0,0	0.3
I	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.0	0,3	0.00	0.0	0.65	0.0	4.20	0.1	0,3	0.00	0.0	0.00	0.0	0.15	0.0	1,0	0.3
P	0.0	0.0	0.00	0.0	0.9	0.0	0,9	0.00	0.0	3.35	0.0	2.11	0.0	0,2	3.37	0.0	0.00	0.0	1.18	0.0	0,4	6.8
S	0.3	0.0	0.52	0.0	0.8	0.0	1,0	1.28	0.0	0.27	0.0	1.12	0.0	0,3	1.12	0.0	0.72	0.0	1.52	0.0	0,0	0.2
C	0.7	0.0	2.42	0.0	0.5	0.0	0,6	0.79	0.0	0.78	0.0	0.14	0.0	0,2	38.6	0.7	64.2	1.1	23.7	0.3	0,3	0.9
R	0.3	0.0	1.19	0.0	0.2	0.0	0,3	0.15	0.0	0.67	0.0	0.98	0.0	0,0	0.98	0.0	0.07	0.0	0.14	0.0	0,1	0.2
A	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.0	1,0	0.00	0.0	0.00	0.0	1.53	0.0	1,0	1.40	0.0	0.58	0.0	1.97	0.0	1,0	0.2
G	0.0	0.0	0.00	0.0	0.2	0.0	0,5	0.00	0.0	0.70	0.0	0.00	0.0	0,5	0.28	0.0	0.59	0.0	0.14	0.0	0,7	0.4
N	0.0	0.0	1.69	0.0	0.0	0.0	1,0	3.31	0.1	3.85	0.1	1.12	0.0	0,1	0.00	0.0	1.51	0.0	0.37	0.0	0,0	0.1
C	0.2	0.0	0.82	0.0	0.2	0.0	0,1	3.70	0.1	0.00	0.0	0.00	0.0	0,8	2.81	0.0	0.48	0.0	5.05	0.0	0,2	6.6
S	3.0	0.1	0.73	0.0	7.6	0.2	0,5	2.61	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,2	0.00	0.0	4.92	0.0	0.07	0.0	0,3	9.4
C	0.0	0.0	0.07	0.0	0.0	0.0	0,3	0.00	0.0	0.22	0.0	0.00	0.0	0,0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,3	0.1
Z	0.7	0.0	2.65	0.0	1.4	0.0	0,4	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,1	1.54	0.0	0.00	0.0	0.07	0.0	0,2	0.3
G	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.0	0,7	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,8	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,5	0.3
H	0.1	0.0	1.22	0.0	0.0	0.0	0,6	0.00	0.0	0.88	0.0	0.00	0.0	0,3	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0,5	0.4

C: Classroom; O: Office; P: Playground; MDL: Methods Detection Limit

SUPPLEMENTARY DATA

Average PM_{2.5} (µg/m³) concentrations in preschools and elementary schools and relative and absolute comparisons during summer, fall, and winter 2012-2013. Chañaral, Atacama Region. Chile.

	Classrooms			Offices			Playgrounds			I/O			
	n	Avg	Min-Max	med	Avg	Min-Max	med	Avg	Min-Max	med	<i>p-value</i>	<i>C/P</i>	<i>O/P</i>
Summer													
<i>Preschools</i>	3	20.00	12.53 - 26.43	21,06	25.52	15.07 - 33.25	29,85	90.38	11.86 - 181.73	77,56	<i>0,5611</i>	<i>0.22</i>	<i>0.28</i>
<i>Elementary schools</i>	3	17.91	12.64 - 27.62	13,49	34.09	13.22 - 72.37	16,69	19.01	12.12 - 26.24	18,67	<i>0,8752</i>	<i>0.94</i>	<i>1.79</i>
Fall													
<i>Preschools</i>	3	50.06	39.72 - 58.44	52,01	20.74	14.06 - 24.30	23,86	54.33	24.06 - 80.22	58,71	<i>0,1133</i>	<i>0.92</i>	<i>0.38</i>
<i>Elementary schools</i>	3	29.55	15.19 - 47.97	25,48	18.70	16.21 - 22.09	17,79	32.30	26.69 - 40.88	29,33	<i>0,2019</i>	<i>0.91</i>	<i>0.58</i>
Winter													
<i>Preschools</i>	3	66.65	32.85 - 100.53	66,58	46.70	21.85 - 92.84	25,4	52.26	29.68 - 93.07	34,04	<i>0,2881</i>	<i>1.28</i>	<i>0.89</i>
<i>Elementary schools</i>	3	52.72	25.83 - 96.63	35,71	30.95	25.89 - 36.26	30,71	24.77	21.38 - 31.42	21,50	<i>0,3932</i>	<i>2.13</i>	<i>1.25</i>
<i>PE p-value*</i>				<i>0,0608</i>				<i>0,4298</i>			<i>0,9565</i>		
<i>ES p-value</i>				<i>0,2019</i>				<i>0,2881</i>			<i>0,1133</i>		

*I/O: Indoor / Outdoor; Avg: Average. *: Kruskal Wallis test*

Intra and inter schools correlation to metal/metalloid,
stratified by season and microenvironment. Chañaral, Region, Chile (2012-2013).

	Place	Preschools			Elementary schools		
		classroom	Office	Playground	Classroom	Office	Playground
Summer							
Preschools	classroom	1.0000					
	Office	0.9134	1.0000				
	Playground	0.8727	0.9874	1.0000			
Elementary Schools	Classroom	0.8434	0.9787	0.9734	1.0000		
	Office	0.9736	0.8821	0.8402	0.8322	1.0000	
	Playground	0.7716	0.9473	0.9475	0.9917	0.7687	1
Fall							
Preschools	Summer classroom	1.0000					
	Office	0.8722	1.0000				
		0.7729	0.9721	1.0000			
Elementary Schools	Playground	0.7279	0.9581	0.9523	1.0000		
	Classroom	0.7072	0.9540	0.9684	0.9945	1.0000	
	Office	0.7735	0.9720	0.9556	0.9969	0.9902	1
Winter							
Preschools	Summer classroom	1.0000					
	Office	0.8191	1.0000				
		0.7036	0.9798	1.0000			
Elementary Schools	Playground	0.7287	0.9539	0.9401	1.0000		
	Classroom	0.7891	0.9933	0.9866	0.9656	1.0000	
	Office	0.7780	0.9909	0.9882	0.9662	0.9995	1

Anexos

- Anexo 1: Caseta de Monitoreo y Estación Meteorológica y Equipos Monitoreo Calidad del Aire.
- Anexo: 2 Monitores PM2.5 en Microambientes Escolares.
- Anexo 3: Controles de calidad determinación de metales/metaloides.
- Anexo 4: Examen tipo de Espirometria Basal.
- Anexo 5: Encuesta de Exposición Ambiental.
- Anexo 6. Documentos Comité de Ética.

Anexo 1 Caseta de Monitoreo y estación Meteorológica y Equipos Monitoreo Calidad del Aire.

Estación de Calidad del Aire y Meteorología: Estación Chañaral



Anexo: 2 Monitores PM2.5 en Microambientes Escolares.



Anexo 3: Controles de calidad determinación de metales/metaloideos.

CHESTER LabNet

XRF-772 XRF Analytical Quality Assurance Report

Client: Universidad de Chile (Filtra de vidrio)

Report: 13-077

Analysis Period: February 14, 2013

Number of Samples: 6

1. Precision Data

Micromatter Multi-elemental Quality Control Standard: QS285

QC Standard Results

Analyte	n	Counts per Second			c.v.	%E
		Calib.	Meas.	S.D.		
Ti(0)	1	247.70	237.40	na	na	-4.16
Fe(1)	1	318.96	323.70	na	na	1.49
Se(2)	1	378.86	364.54	na	na	-3.78
Pb(2)	1	439.24	450.04	na	na	2.46
Cd(3)	1	141.79	146.06	na	na	3.01

2. Accuracy Data

NIST Standard Reference Materials: SRM 1832, SRM 1833

Analyte/ SRM	n	Certified Value(µg/cm²)	Measured Value (µg/cm²)			% Rec.
			High	Low	Average	
Al 1832	4	14.6 +/- .97	15.34	14.92	15.16 +/- 0.18	103.8
Si 1832	4	34.0 +/- 1.1	36.68	35.80	36.19 +/- 0.34	106.5
Si 1833	4	31.5 +/- 2.1	31.81	30.97	31.48 +/- 0.35	99.9
S 2708	4	2.46 +/- .25	2.47	2.40	2.44 +/- 0.03	98.8
K 1833	4	16.4 +/- 1.64	17.51	17.00	17.18 +/- 0.19	104.8
Ca 1832	4	1.32 +/- 0.17	1.32	1.29	1.31 +/- 0.01	99.0
Ti 1833	4	12.1 +/- 1.79	11.89	11.68	11.77 +/- 0.08	97.3
V 1832	4	4.70 +/- .49	4.62	4.55	4.58 +/- 0.03	97.3
Mn 1832	4	4.54 +/- .49	4.78	4.70	4.73 +/- 0.03	104.3
Fe 1833	4	13.6 +/- .45	13.21	13.05	13.11 +/- 0.06	96.4
Cu 1832	4	2.43 +/- .16	2.54	2.49	2.51 +/- 0.02	103.3
Zn 2783	4	.180 +/- .013	0.19	0.18	0.18 +/- 0.00	102.5
Pb 1833	4	16.1 +/- .75	16.37	16.14	16.25 +/- 0.09	100.9

NIST: National Institute of Standards and Technology

% Rec: Percent Recovery = (Experimental/Given) x 100

n: Number of Observations

S.D.: Standard Deviation

c.v.: Coefficient of Variation = (S.D./Measured) x 100

% E: Percent Error = [(Measured-Calibrated)/Calibrated] x 100

Anexo 3: Continuación

: oncentracion (ng/m³) de metales en filtros blancos para MP2.5 (n= 14) y para MP10 (n=1).
Ciudad de Chañaral, Región de Atacama, Chile (2012-2013).

Material Particulado Recintos Escolares				
MP_{2.5} (Filtro Teflón)				
	Promedio	Verano (n=4)	Otoño (n=5)	Invierno (n=5)
Ag	2,26	1,10	2,66	2,78
Al	4,39	1,88	4,99	5,80
As	0,45	0,22	0,61	0,48
Ba	1,76	0,80	2,12	2,16
Br	0,33	0,15	0,40	0,41
Ca	0,91	0,32	1,00	1,29
Cd	2,29	1,11	2,75	2,77
Cl	2,23	0,98	2,67	2,80
Co	0,45	0,21	0,54	0,55
Cr	1,08	0,20	0,67	2,20
Cu	0,45	0,21	0,54	0,55
Fe	0,72	0,31	0,81	0,96
Ga	0,45	0,22	0,54	0,56
Ge	0,43	0,21	0,54	0,51
Hg	0,93	0,41	1,13	1,15
In	2,53	1,21	3,02	3,09
K	1,27	0,55	1,51	1,61
La	1,00	0,40	1,22	1,26
Mg	11,60	4,77	13,87	14,80
Mn	0,78	0,32	0,94	0,99
Mo	0,99	0,42	1,22	1,22
Na	34,71	13,60	40,30	45,99
Ni	0,40	0,17	0,45	0,55
P	1,57	0,69	1,94	1,90
Pb	0,93	0,43	1,11	1,14
Pd	2,24	1,08	2,65	2,77
Rb	0,36	0,16	0,42	0,46
S	1,46	0,57	1,74	1,89
Sb	3,42	1,62	4,12	4,16
Se	0,35	0,16	0,41	0,43
Si	3,35	1,40	4,03	4,23
Sn	3,15	1,49	3,74	3,89
Sr	0,44	0,20	0,54	0,55
Ti	0,51	0,21	0,67	0,59
V	0,42	0,19	0,54	0,49
Y	0,57	0,25	0,68	0,72
Zn	0,49	0,20	0,57	0,63
Zr	0,69	0,31	0,82	0,87

Anexo 4: Examen tipo de Espirometria Basal.

EasyOne(TM) DIAGNOSTIC EU 6.2
 (c)ndd 2000-2010
 EasyWare 2.20.0.0 - 30.04.2015 15:57
 SN 82198 RecNo 1244

Información paciente

Nombre Darlla Fuentes Nuevas
 ID 037
 Edad 15 (14.12.1997)
 Altura 160 cm
 Peso 65 kg,BMI 25.4
 Sexo femenino
 Grupo étnico caucásico
 Fumador no
 Asma no

Información test

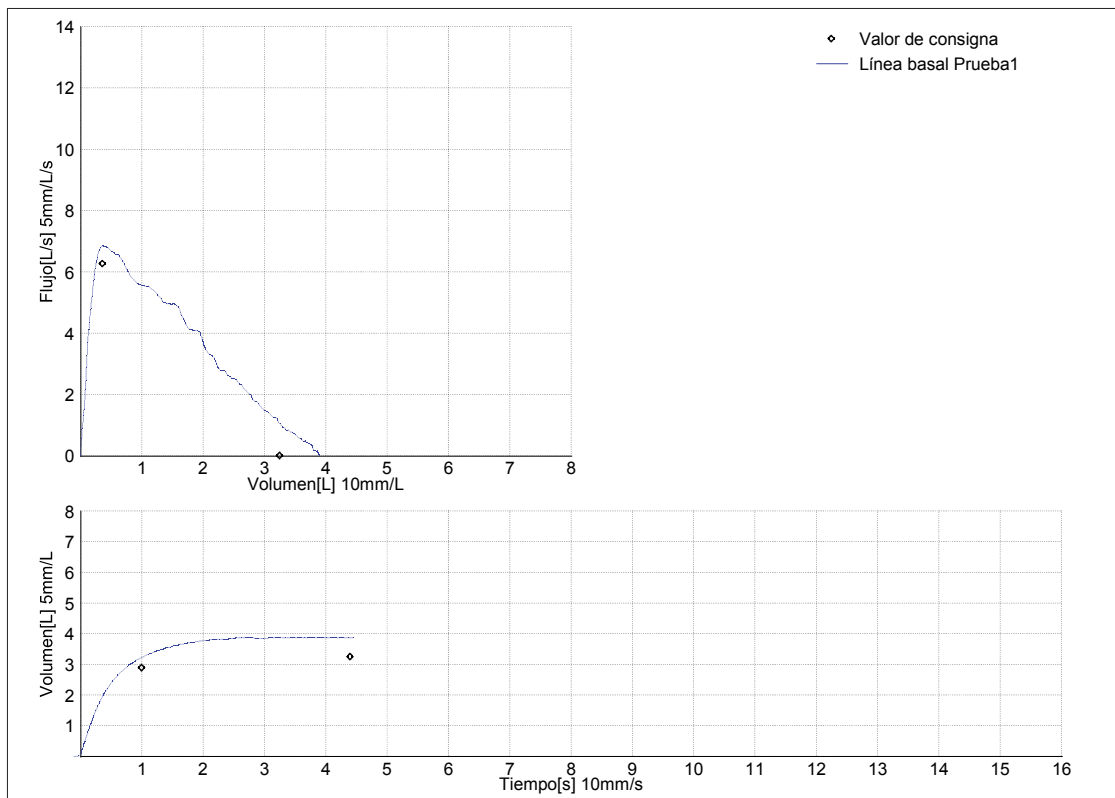
Fecha del test 07.05.2013 12:18
 Tiempo post --:--
 Modo del test DIAGNOSTIC
 Interpret. Systema
 Valores de Ref. Knudson 83
 Selección valor MEJ.PRUEBA
 ID Técnico
 Auto calidad SI
 BTPS (In/Es) --:--/ 1.02

Resultados

Su FEV1 es 112% Consigna

Parámetros	Prueba1	Prueba5	Prueba4	consig	%consig
FVC[L]	3.88	3.77	3.70	3.26	119
FEV1[L]	3.24	3.18	3.15	2.89	112
FEV1/FVC[%]	83.5	84.5	84.9	89.4	93
PEF[L/s]	6.86	7.06	7.39	6.28	109
MEF25-75[L/s]	3.29	3.30	3.25	3.58	92
MEF75[L/s]	5.58	5.49	5.15	--	--
MEF50[L/s]	4.00	3.90	4.12	3.97	101
MEF25[L/s]	1.65	1.65	1.63	2.18	76
FET[s]	4.40	4.71	4.31	--	--

Línea basal FEV1 Var=0.06L 1.8%;FVC Var=0.11L 2.9%;QC Grado B



Anexo 5: Encuesta de Datos Sociodemográficos, Salud y de Exposición Ambiental.

CUESTIONARIO DE DATOS SOCIO-DEMOGRÁFICOS, SALUD Y DE EXPOSICIÓN AMBIENTAL

*EVALUACIÓN DE LOS EFECTOS AGUDOS POR EXPOSICIÓN CONTINUA AL MATERIAL PARTICULADO
PROVENIENTE DE RELAVES MINEROS SOBRE LA SALUD RESPIRATORIA DE ESCOLARES EN LA COMUNA
DE CHAÑARAL*

CUESTIONARIO DE SALUD RESPIRATORIA Y EXPOSICIÓN AMBIENTAL EN NIÑOS

ID: _____	ID	<input type="text"/>
A. DATOS GENERALES		
1.Fecha de la entrevista _____	1	<input type="text"/>
Día Mes Año		
2.Nombre del niño _____	2	
3.Fecha de nacimiento _____	3	<input type="text"/>
Día Mes Año		
4.Edad _____	4	<input type="text"/>
años meses		<input type="text"/>
5. Sexo: 1. masc () 2. fem ()	5	<input type="checkbox"/>
Domicilio actual:		
6.Calle _____	}6	
7.Comuna _____	7	
8.Teléfono casa _____	8	<input type="text"/>
9.Teléfono trabajo _____ 10.celular _____	9	<input type="text"/>
11.¿Ha vivido en esta casa desde que nació el niño/a? 1. Si 2. No	10	<input type="text"/>
11a.Dirección de su domicilio anterior:		
Ciudad _____ Comuna _____ Desde _____ Hasta _____	11	<input type="checkbox"/>

12. Nombre del colegio _____

12

13. Dirección: Calle _____

13

Comuna _____

14. En que curso está el niño en el colegio _____

14

15. A qué distancia se encuentra la escuela de la casa (cuadras) _____

15

16. Cuanto tiempo tarda en llegar a la escuela (en minutos) _____

16

B. ANTECEDENTES

17. Hasta qué curso de la escuela llegó la Madre del niño/a? _____
(Cursos aprobados)

17

18. Hasta qué curso de la escuela llegó el Padre del niño/a? _____

18

19. ¿Qué edad tenía la Mamá (años cumplidos) cuando el niño/a nació?

19

20. ¿Cuántos kilos peso el niño/a al nacer?

20

Respuesta en gramos _____

ej: 2800

21. Nació el niño/a antes de tiempo o prematuramente
Un embarazo de término es de 38 a 42 semanas

21

(2) NO (1) Sí, con menos de 4 semanas de anticipación

(88) No sabe (3) Sí, de 4 a 8 semanas de anticipación

(4) Sí, con más de 8 semanas de anticipación

22. Cuando nació el niño/a ¿hubo necesidad de hospitalizarlo en la
unidad de cuidados intensivos del hospital?

22

(1) SI (2) NO

23. Cuando nació el niño/a ¿necesitó de oxígeno en el hospital?

23

(2) No lo necesitó (1) Sí, por menos de 2 semanas

(88) No sabe (3) Sí, por 2 a 4 semanas

(4) Sí por más de un mes

24. ¿Algún doctor, enfermera o similar revisó a su hijo/a por una enfermedad severa del pecho **ANTES** de que cumpliera los 2 años de edad?

24

(2) NO

(1) Sí, una vez

(88) No sabe

(3) Sí, más de una vez



Pase a la pregunta 26

25. Durante esos periodos de enfermedad respiratoria, ¿el niño/a tuvo sibilancias (le **silbaba** el pecho)?

25

(1) SI

(2) NO

26. ¿Llevó al niño/a con algún doctor, enfermera o similar por una enfermedad del pecho **DESPUES** de que cumplió los 2 años de edad?

26

(2) NO

(1) Sí, una vez

(88) No sabe

(3) Sí, más de una vez



Pase a sección C

27. Durante esos periodos de enfermedad respiratoria, el niño/a tuvo sibilancias (le **silbaba** el pecho)?

27

(1) SI

(2) NO

(88) No sabe

C. ALIMENTACION

28. ¿Al niño/a se le alimentó con el pecho materno?

28

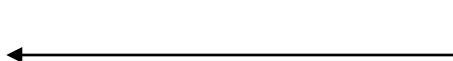
(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la pregunta 30



29. ¿A qué edad se le suspendió la alimentación con el pecho materno?

- (1) Antes del mes de edad (2) Entre los 2 y 5 meses de edad
(3) Entre los 6 y 9 meses de edad (4) Entre los 10 a 11 meses de edad
(5) Entre el año y año y medio (6) Después de cumplir año y medio

29

30. ¿A qué edad le dio al niño/a leche en polvo?

- (1) Nunca (2) Menor de un mes (3) 1-3 meses
(4) 4-6 meses (5) 7-9 meses (6) 10-11 meses
(7) 12 o más meses

30

31. ¿A qué edad le empezó a dar leche de vaca?

- (1) Nunca (2) Menor de un mes (3) 1-3 meses
(4) 4-6 meses (5) 7-9 meses (6) 10-11 meses
(7) 12 o más meses

31

32. ¿A qué edad le dio los primeros alimentos sólidos?

- (1) No recuerda (2) Antes del mes (3) 1-3 meses
(4) 4-6 meses (5) 7-9 meses (6) 10-11 meses
(7) 12-18 meses

32

33. ¿A qué edad le dio de comer huevo?

A los _____ meses

33

D. VITAMINAS

34. Antes de iniciar el estudio ¿el niño/a tomó algún tipo de vitamina?

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la sección E



34

35. ¿Cada cuanto tiempo tomó su hijo(a) la vitamina?

(1) Una vez al día

(2) Menos de una vez al día pero más de una vez a la semana

(3) Una vez a la semana

(4) No recuerdo

35

36. ¿Cuántos años hace que el niño/a tomó vitaminas?

(1) 0-1 año

(2) 2 a 4 años

(3) 5 a 9 años

(4) 10 a más años

36

37. ¿Cuál es el nombre de la vitamina que con más frecuencia le compró al niño/a?

Anote la marca de la vitamina. (Nombre comercial)

NOMBRE COMERCIAL DE LA VITAMINA

37

E. TABAQUISMO DE LA MADRE

38. ¿La mamá del niño/a fuma o ha fumado alguna vez en su vida?

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la pregunta 47



38

39. ¿A qué edad comenzó a fumar?
_____Años (88) No recuerdo

39

40. ¿Actualmente fuma?

40

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la pregunta 42 ←

41. ¿Cuántos cigarrillos en promedio se fuma por día?

41

(1) 1-5

(4) 16-19

(7) más de 39

(2) 6-10

(5) 20-29

(3) 11-15

(6) 30-39

42. ¿Hace cuanto tiempo dejó de fumar?

42

Respuesta en años.

Años que ya no fuma _____

43. ¿Qué edad tenía su hijo/a cuando dejó de fumar?

43

Años _____

44. Durante el embarazo de este niño/a, ¿Ud. fumó?

44

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la pregunta 47 ←

45. ¿Cuántos cigarrillos en promedio se fumaba por día?

45

(1) 1-5

(2) 6-10

(3) 11-15

(4) 16-19

(5) 20-29

(6) 30-39

(7) más de 39

<p>46. ¿En qué momento del embarazo fumó Ud.?</p> <p>(1) Los primeros 3 meses (2) del 3er. mes al 6o. mes (3) después del 6o. mes hasta el parto (4) todo el embarazo</p>	<p>46 <input type="checkbox"/></p>
<p>47 Durante los dos primeros años de vida de este niño/a ¿Alguien fumó en la casa diariamente?</p> <p>(2) NO (1) SI (88) NO SABE</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Pase a la sección F ←</p>	<p>47 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>48. ¿Dígame quién fumaba de manera regular en la casa?</p> <p>(1) Padre del niño (3) madre del niño (2) otra persona viviendo en la casa (4) alguien que visita la casa</p>	<p>48 <input type="checkbox"/></p>
<p>49. ¿Cuántos cigarrillos se fumaban en la casa del niño/a por día? <i>Sume los cigarrillos de todos los fumadores.</i></p> <p>(1) 1-9 (2) 10-29 (3) 30-59 (4) > 60</p>	<p>49 <input type="checkbox"/></p>
<p>F. TABAQUISMO DEL PADRE</p> <p>50. ¿El papá del niño/a fuma o ha fumado alguna vez durante toda su vida?</p> <p>(2) NO (1) SI (88) NO SABE</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Pase a la sección G ←</p>	<p>50 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>51. ¿Actualmente fuma?</p> <p>(2) NO (1) SI (88) NO SABE</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <p>Pase a la pregunta 53 ←</p>	<p>51 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>

52. ¿Cuántos cigarrillos en promedio se fuma por día?

- (1) 1-5 (4) 16-19 (7) más de 39
(2) 6-10 (5) 20-29
(3) 11-15 (6) 30-39

52

53. ¿Hace cuanto tiempo dejó de fumar?

Respuesta en años.

Años que ya no fuma _____

53

54. Durante el embarazo de este niño/a, ¿el papá fumaba cerca de la madre?

- (2) NO (1) SI (88) NO SABE



Pase a la sección G

54

55. ¿En qué momento del embarazo fumó?

- (1) Los primeros 3 meses (2) del 3º mes al 6º mes
(3) después del 6º mes hasta el parto (4) todo el embarazo

55

56. ¿Cuántos cigarrillos en promedio se fumaba por día?

- (1) 1-5 (4) 16-19 (7) más de 39
(2) 6-10 (5) 20-29
(3) 11-15 (6) 30-39

56

G. OTROS FUMADORES

57. ¿Hay otras personas que fumen de manera regular en la casa?

- (2) NO (1) SI (88) NO SABE



Pase a la sección H

57

58. ¿Qué parentesco tiene con el niño/a?

- (1) Otra persona viviendo en la casa
- (2) Alguien que visita la casa
- (3) Otro

58

59. ¿Qué edad tenía su hijo/a cuando alguien fumó por última vez en su casa?

Años _____

59

60. En promedio ¿cuántos cigarrillos se fuman por día en la casa, en presencia del niño/a?

- (1) Menos de 3
- (2) 3-10
- (3) 11-20
- (4) Más de 20
- (5) No sabe

60

H. DATOS DE LA VIVIENDA

61. ¿Hace cuántos años que el niño vive en esta casa? _____
Años

61

62. ¿Cuál de las frases describe mejor la vivienda en que vive el niño/a?

- (1) Departamento
- (2) Casa aislada
- (3) Casa pareada
- (4) Casa dentro de otra vivienda (sitio)
- (5) Otra _____

62

<p>63. ¿De qué material es la vivienda?</p> <p>(1) Sólida (ladrillo y albañilería reforzada) (2) Madera (3) Mixta solida (madera y ladrillo) (4) Mixta ligera (madera e internit) (5) Otra _____</p>	<p>63 <input type="text"/> <input type="text"/></p>
<p>64. ¿Cuántos dormitorios hay en la vivienda del niño/a? (lugares habilitados para dormir):</p> <p>(1) No hay dormitorio (2) 1 (5) 4 (3) 2 (6) 5 (4) 3 (7) 6 o más</p>	<p>64 <input type="text"/></p>
<p>65. El niño ¿duerme en un dormitorio solo?</p> <p>(2) NO (1) SI (88) NO SABE</p> <p style="text-align: center;">↓ ←</p> <p style="text-align: center;"><u>Pase a la pregunta 67</u></p>	<p>65 <input type="text"/></p>
<p>66. Si no es así, ¿cuántas personas duermen en el mismo dormitorio? _____</p>	<p>66 <input type="text"/> <input type="text"/></p>
<p>67. ¿Hay alguna alfombra o cubrepiso en el piso del dormitorio del niño/a?</p> <p>(2) NO (1) SI (88) NO SABE</p>	<p>67 <input type="text"/> <input type="text"/></p>
<p>68. ¿Qué clase de almohada tiene la cama del niño/a?</p> <p>(1) Plumas (2) Algodón (3) Hule espuma (4) No sabe (5) Otro Material Especifique _____</p>	<p>68 <input type="text"/></p>

69. ¿Tiene animales en su casa?

(2) NO (1) SI (88) NO SABE



Pase a la pregunta 72

70. Si es así, ¿de qué tipo?

(1) Perro

(2) Gato

(3) Pajaritos o gallinas

(4) Otros Especifique _____

71. ¿Se les permite estar dentro de la casa?

(2) NO (1) SI (88) NO SABE

72. En los últimos 12 meses ¿han tenido animales en el hogar?

(2) NO (1) SI (88) NO SABE

73. En su casa generalmente tiene humedad o crece hongo fácilmente en las paredes o pisos?

(2) NO (1) SI (88) NO SABE



Pase a la pregunta 76

74. ¿En qué meses crece hongo más fácilmente en las paredes o pisos de su casa?

(1) Enero

(5) Mayo

(9) Septiembre

(2) Febrero

(6) Junio

(10) Octubre

(3) Marzo

(7) Julio

(11) Noviembre

(4) Abril

(8) Agosto

(12) Diciembre

69

70

71

72

73

74

75. En los últimos 12 meses tuvo hongos en las paredes o pisos de su casa?	75 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
76. ¿En los últimos 12 meses tuvo baratas o cucarachas en su casa?	76 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
77. ¿Qué clase de combustible usa para cocinar?	77 <input type="checkbox"/>
(1) Gas (2) Leña (3) Otro (88) No sabe	
78. ¿Tiene extractor o campana encima de la cocina?	78 <input type="checkbox"/>
(1) Si	
(2). No → <u>Pase a la pregunta 80</u>	
79. Al cocinar ¿usa el extractor o campana?	79 <input type="checkbox"/>
(1) Siempre (2) A veces (3) Nunca	
80. Durante los meses del invierno, ¿se usa algunas veces la estufa o el horno para ayudar a calentar el hogar o para quitar el frío?	80 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
↓	
<u>Pase a la sección I</u>	
81. ¿Qué clase de combustible se usa más para calentar el hogar del niño(a)?	81 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(1) Gas (2) Leña/carbón	
(3) Electricidad (4) Parafina	
(5) Otro Especifique: _____	

88. ¿Alguna vez a su niño/a le ha **silbado** el pecho?

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE



Pase a la pregunta 98

88

89. ¿Qué edad tenía su niño/a cuando inició el silbido?

(1) 0-1 años

(4) 6-7 años

(2) 2-3 años

(5) 8-9 años

(3) 4-5 años

(6) 10 o más años

89

90. En los últimos 12 meses ¿a su niño/a le ha **silbado** el pecho sin que esté resfriado o con gripe? ¿Cuántas veces?

(1) 1

(4) ninguna

(2) 2-3

(3) más de 3

90

91. En los últimos 12 meses su niño/a ha tenido periodo de **silbido en el pecho** debido a:

Marque las necesarias

(1) Clima frío

(5) Humedad

(9) Infección

(2) Polvo al barrer

(6) Humo de leña

(10) Ejercicio

(3) Plantas

(7) Animales

(11) Otro

(4) Alimentos

(8) Calor

91

92. Marque los meses en que su niño/a tuvo **silbidos del pecho** en los últimos 12 meses (Puede señalar más de uno si es necesario)

(1) Enero

(5) Mayo

(9) Septiembre

(2) Febrero

(6) Junio

(10) Octubre

(3) Marzo

(7) Julio

(11) Noviembre

(4) Abril

(8) Agosto

(12) Diciembre

92

93. ¿Alguna vez su hijo ha necesitado medicinas para **silbidos** en el pecho?

(2) NO

(1) SI

(88) NO SABE

93

94. En los últimos 12 meses ¿ha necesitado medicinas para silbido de pecho?	94
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
95. Cual (es): _____ _____	95
96. En los últimos 12 meses ¿Cuánto han interferido estos problemas de silbidos con las actividades diarias de su hijo?	96 <input type="checkbox"/>
(1) Nada (2) Moderadamente (3) Bastante	
97. Durante los últimos 12 meses ¿cuántas veces ha faltado a la escuela por problemas de silbido de pecho:	97 <input type="checkbox"/>
(1) nunca (2) 1-3 (3) 3-5 (4) más de 5	
98. ¿Algún doctor le ha diagnosticado asma al niño/a?	98 <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	<input type="checkbox"/>
<div style="text-align: center;">↓</div> <div style="text-align: center;">←</div>	
<u>Pase a la pregunta 108</u>	
99. ¿Cuántos años tenía el niño/a cuando fue diagnosticado con asma por primera vez?	99 <input type="checkbox"/>
(1) Menos de un año (4) 6-7 (2) 2-3 (5) 8-9 (3) 4-5 (6) 10 o más	
100. ¿Ha tenido alguna vez problemas para dormir a causa del asma?	100 <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
101. ¿Ha tomado <u>alguna vez</u> algunas de las siguientes medicamentos para el asma?	101
(Marque todos los que apliquen)	a <input type="checkbox"/>
(a) Antibióticos (cápsulas, pastillas, jarabes o inyección)	b <input type="checkbox"/>
(b) Inhaladores _____	c <input type="checkbox"/>
(c) Esteroides o corticoides (pastillas o inyección)	d <input type="checkbox"/>
(d) Otro medicamento	
Especifique: _____	<input type="checkbox"/>
(88) No sabe	<input type="checkbox"/>
102. Durante los <u>últimos 12 meses</u> , ¿ha tomado su hijo/a algunas de las	

<p>siguientes medicinas para el asma? (Marque todos los que apliquen)</p> <p>(a) Antibióticos (cápsulas, pastillas, jarabes o inyección)</p> <p>(b) Inhaladores _____</p> <p>(c) Esteroides o corticoides (pastillas o inyección)</p> <p>(d) Otro medicamento Especifique: _____</p> <p>(88) No sabe</p>	<p>102</p> <p>a <input type="checkbox"/></p> <p>b <input type="checkbox"/></p> <p>c <input type="checkbox"/></p> <p>d <input type="checkbox"/></p>
<p>103. ¿Cuántas crisis de asma ha tenido su hijo/a en los últimos 12 meses?</p> <p>(1) Ninguna</p> <p>(2) Una vez</p> <p>(3) Más de una vez</p> <p>(88) No recuerda</p>	<p>103 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>104. ¿Cuánto tiempo ha sido el máximo que su hijo/a <u>ha permanecido</u> enfermo con asma en los últimos 12 meses (duración de los cuadros respiratorios)?</p> <p>(1) Menos de una semana</p> <p>(2) 1-3 semanas</p> <p>(3) 3 semanas o más</p> <p>(88) No sabe</p>	<p>104 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>105. ¿Durante cual(es) mes(es) de los últimos 12 su hijo/a tuvo crisis de asma?</p> <p>(1) Enero (2) Febrero (3) Marzo</p> <p>(4) Abril (5) Mayo (6) Junio</p> <p>(7) Julio (8) Agosto (9) Septiembre</p> <p>(10) Octubre (11) Noviembre (12) Diciembre</p>	<p>105 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>106. ¿Ha requerido de hospitalización el niño/a debido a una crisis de asma en los últimos 12 meses?</p> <p>(1) Si (2) No (88) No sabe</p>	<p>106 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>107. ¿El niño/a ha sido nebulizado alguna vez en su vida?</p> <p>(1) Si (2) No (88) No sabe</p>	<p>107 <input type="checkbox"/></p>

113. ¿En cuales de los últimos 12 meses se le presentó este **problema de la nariz?** (marque cuantos sea necesario)

- | | | |
|-------------|------------|----------------|
| (1) Enero | (5) Mayo | (9) Septiembre |
| (2) Febrero | (6) Junio | (10) Octubre |
| (3) Marzo | (7) Julio | (11) Noviembre |
| (4) Abril | (8) Agosto | (12) Diciembre |

113

114. En los últimos 12 meses ¿cuánto ha interferido este **problema de nariz** con sus actividades cotidianas?

- (1) Nada (2) Moderadamente (3) Bastante

114

115. ¿Alguna vez un médico le ha dicho que su hijo tiene **rinitis** o **conjuntivitis alérgica**?

- (2) NO (1) SI (88) NO SABE

115

116. ¿Alguna vez a su hijo(a) le han salido **manchas reseca**s en la piel **con picazón**, que le aparezcan y desaparezcan por temporadas de al menos seis meses?

- (2) NO (1) SI (88) NO SABE
- ↓ ←

116

Pase a la pregunta 122

117. ¿Ha tenido su hijo estas **manchas reseca**s en la piel **con comezón** alguna vez en los últimos 12 meses?

- (2) NO (1) SI (88) NO SABE

117

118. ¿Alguna vez estas **manchas reseca**s en la piel le salieron en cualquiera de las siguientes partes?:

1. Pliegue de los codos
2. detrás de las rodillas
3. empeine del pie
4. nalgas
5. alrededor del cuello, orejas y ojos
6. otra: _____

118

119. ¿A qué edad le salieron por primera vez estas manchas reseca s en la piel?	119 <input type="checkbox"/>
(1) antes de los dos años (2) entre los 2-4 años (3) después de los 5 años	
120. ¿Se le quitaron completamente estas manchas reseca s en la piel en algún tiempo durante los últimos 12 meses?	120 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
121. En los últimos 12 meses, ¿qué tan frecuentemente, en promedio, estas manchas reseca	121 <input type="checkbox"/>
(1) nunca en los últimos 12 meses (2) menos de una noche por semana (3) una o más noches por semana	
122. ¿Alguna vez un MEDICO le ha diagnosticado a su hijo(a): alergia en la piel o dermatitis atópica ?	122 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(2) NO (1) SI (88) NO SABE	
123. Qué jornada tiene su hijo/a en el colegio?	123 <input type="checkbox"/>
(1) Mañana (2) Tarde (3) Completa	
124. El niño realiza actividades físicas en la escuela (horario clases)?	124 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(1) Si (2) No (88) No sabe	
125. Cual ¿_____	125
126. Con qué frecuencia (<i>horas a la semana</i>)	126 <input type="checkbox"/>
(1) nada (2) menos de media hora a la semana (3) de media hora a 2 horas a la semana (4) de 2 a 4 horas a la semana (5) de 4 a 6 horas a la semana (88) No sabe	
127. ¿El niño realiza algún deporte fuera de la escuela? (extra-clases)	127 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
(1) Si (2) No (88) No sabe	
128. ¿Cuál?_____	128
129. Horarios_____	129

<p>130. Indica la cantidad de horas que en promedio permaneces en cada uno de estos lugares en un día típico.</p> <p>Casa: _____ Colegio: _____ Transportes: _____ Aire libre: _____ TOTAL: _____</p>	<p>130</p> <p>casa <input type="checkbox"/></p> <p>colegio <input type="checkbox"/></p> <p>transportes <input type="checkbox"/></p> <p>aire libre <input type="checkbox"/></p>
<p>J. EXPOSICION AMBIENTAL.</p>	
<p>131. ¿Es usted la principal encargada de realizar habitualmente las tareas de la casa?</p> <p>(1) Si → Pase a la pregunta 133 (2) No</p>	<p>131 <input type="checkbox"/></p>
<p>132. ¿Alguien le ayuda en las tareas domésticas?</p> <p>(1) Sí, mucho (2) Sí, regular (3) Sí, poco (4) No</p>	<p>132 <input type="checkbox"/></p>
<p>133. ¿Con qué frecuencia se realiza la limpieza en su casa? (limpieza incluye barrer y trapear el suelo, quitar el polvo de muebles y adornos)</p> <p>(1) Diario (2) Más de una vez a la semana (3) Una vez a la semana (4) Menos de una vez a la semana</p>	<p>133 <input type="checkbox"/></p>
<p>134. ¿Con qué frecuencia pasan automóviles por las calles donde se encuentra su casa?</p> <p>(1) Continuamente (2) Regularmente (3) Pocas veces</p>	<p>134 <input type="checkbox"/></p>
<p>135. ¿En qué tipo de calle se encuentra su casa?</p> <p>(1) Avenida (2) Calle principal (3) Calle secundaria (4) Pasaje: Pavimentado (5) Pasaje: ripio (6) Pasaje: tierra</p>	<p>135 <input type="checkbox"/></p>

<p>136. ¿Su casa tiene al menos una ventana que dé a la calle?</p> <p>(1) Si (2) No</p>	<p>136 <input type="checkbox"/></p>
<p>137. ¿Esta ventana permanece abierta?</p> <p>(1) Si Tiempo _____(en una semana habitual) (2) No</p>	<p>137 <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></p>
<p>138. ¿La calle donde vive está pavimentada?</p> <p>(1) Si (2) No</p>	<p>138 <input type="checkbox"/></p>
<p>139. ¿Ha realizado construcciones en su casa en los últimos seis meses?</p> <p>(1) Si (2) No</p>	<p>139 <input type="checkbox"/></p>
<p>140. ¿Cuánto tiempo al día tiene la ventana abierta para ventilar la casa?</p> <p>(1) Nada (2) < 30 minutos (3) 30 minutos a 2 horas (4) > 2 horas</p>	<p>140 <input type="checkbox"/></p>
<p>141. ¿En los últimos 12 meses han tenido problemas con las siguientes plagas en su casa?</p> <p>a) Insectos voladores (moscas, mosquitos) b) Arañas c) Cucarachas d) Hormigas e) Ratones-ratas</p> <p>Si todas las preguntas fueron No, pase a la pregunta 143</p>	<p>141</p> <p>a <input type="checkbox"/> b <input type="checkbox"/> c <input type="checkbox"/> d <input type="checkbox"/> e</p>
<p>142. ¿Usted o algún miembro de la familia, o un profesional en la aplicación de plaguicidas o insecticidas fumigó su casa?</p> <p>(1) Sí, yo (mamá/cuidador o papá)lo hizo (3) Sí, un familiar roció el plaguicida (2) No (88) No sabe</p>	<p>142</p>

143. ¿Qué tipo de insecticida se aplica en su casa y con qué frecuencia?
(puede señalar más de uno)

143

(1) Fumigación por un profesional u otra persona

(2) Spray insecticida

(3) Dispositivo químico de enchufe (pastilla, líquido, etc)

(4) Loción repelente corporal

(5) Otro (especifique) _____

144. Cerca de tu casa ¿Existe alguna empresa o establecimientos de este tipo?

144

Establecimiento	Si/No	Nombre
Empresa de plaguicidas		
Empresa de cerámicas		
Empresa de vidrios		
Fundición de metales		
Local de pollos asados		
Amasandería		
Otra		

145. ¿Hace cuantos años que vives cerca de esta empresa?

145

146. ¿Qué actividad hace esta empresa exactamente?

(1) Trabaja con plaguicidas

(2) Trabaja con maderas

(3) Trabaja con vidrios o cerámicas

(4) Hay almacenamiento de desechos minerales

(5) Combustión a carbón

(6) Funde oro, cobre o plomo

(7) No lo sabe exactamente

(8) Otro: _____

146

<p>147. ¿A qué distancia de tu casa está esta empresa?</p> <p>(1) Menos de una cuadra (2) Entre 1 a 4 cuadras (3) Entre 5 a 9 cuadras (4) Más de 10 cuadras</p>	147
K. ANTECEDENTES SOCIOECONÓMICOS	
<p>148. Quien es el(la) jefe(a) de tu familia? (el que aporta el dinero y vive con la familia aún cuando trabaje algunos días fuera de la ciudad)</p> <p>(1) El padre (2) La madre (3) Ambos (4) Otro</p>	148
<p>149. ¿Cuál es el nivel escolar del jefe de la familia?</p> <p>(0) Nunca asistió al colegio (1) Básico incompleto (2) Básico completo (3) Medio incompleto (4) Medio completo (5) Técnico o universitario</p>	149
<p>150. ¿Cuál es la ocupación del jefe de la familia?</p> <p>(1) Profesional o empresario (2) Trabajador independiente (3) Empleado mando medio (4) Obrero estable calificado (5) Obrero estable no calificado (6) Pololos (7) Cesante (8) Dueña de casa</p>	150
<p>151. ¿Qué sistema de previsión tiene su familia para atención de salud?</p> <p>(0) Ninguno (1) FONASA (2) Isapre (3) FFAA y orden (88) No sabe</p>	151
<p><i>Muchas Gracias por su Participación en el Estudio</i></p>	



ACTA DE APROBACIÓN DE PROYECTO

FECHA: 10 de diciembre de 2013.

10 DIC. 2013



PROYECTO: "CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE EN MICROAMBIENTES INTERIORES EN ESTABLECIMIENTOS PRE-ESCOLARES (Jardines Infantiles) Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AIRE EXTERIOR"

INVESTIGADOR RESPONSABLE: DR. DANTE CÁCERES.

INSTITUCIÓN: ESCUELA DE SALUD PÚBLICA, FACULTAD DE MEDICINA, UNIVERSIDAD DE CHILE.

Con fecha 10 de diciembre de 2013, el proyecto ha sido analizado a la luz de los postulados de la Declaración de Helsinki, de la Guía Internacional de Ética para la Investigación Biomédica que involucra sujetos humanos CIOMS 1992, y de las Guías de Buena Práctica Clínica de ICH 1996.

Sobre la base de la información proporcionada en el texto del proyecto el Comité de Ética de la Investigación en Seres Humanos de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile, estima que el estudio propuesto está bien justificado y que no significa para los sujetos involucrados riesgos físicos, psíquicos o sociales mayores que mínimos.

Este comité también analizó y aprobó el correspondiente documento de Consentimiento Informado en su versión modificada con fecha 22 de octubre de 2013.

En virtud de las consideraciones anteriores el Comité otorga la aprobación ética para la realización del estudio propuesto, dentro de las especificaciones del protocolo.



**INTEGRANTES DEL COMITÉ DE ÉTICA DE LA INVESTIGACIÓN
EN SERES HUMANOS**

10 DIC. 2013



NOMBRE	CARGO	RELACIÓN CON LA INSTITUCIÓN
Dr. Manuel Oyarzún	Presidente	Sí
Prof. Gina Raineri	Secretaria Ejecutiva	Sí
Dr. Hugo Amigo	Miembro	Sí
Dra. Lucia Cifuentes	Miembro	Sí
Sra. Nina Horwitz	Miembro	Sí
Dra. María Eugenia Pinto	Miembro	Sí
Sra. Claudia Marshall	Miembro	No
Dra. Gricel Orellana	Miembro	Sí
Prof. M. Julieta González	Miembro	Sí

Santiago, 10 de diciembre de 2013.



Gina Raineri B.

**Prof. Gina Raineri B.
Secretaria Ejecutiva CEISH**

GRB/mfp.
Proy. N° 123-2013

CONSENTIMIENTO INFORMADO



Universidad de Chile
Escuela de Salud Pública
División de Epidemiología

Dirección: Av. Independencia 939
Teléfono: 9786501
Comuna Independencia
Santiago de Chile



29 JUL 2011

CONSENTIMIENTO INFORMADO

Su hijo está siendo invitado a participar del estudio *Evaluación de los efectos agudos por exposición continua al material particulado proveniente relaves mineros sobre la salud respiratoria de escolares en la ciudad de Chañaral.* (Instrucción: el consentimiento debe ser leído en conjunto con el informante)

¿Cuál es el objetivo de este estudio?

El objetivo de este estudio es evaluar si el material particulado que proviene de los relaves mineros con contenido metálico de la Bahía de Chañaral tiene efectos sobre la salud respiratoria de los niños escolares. Para ello, vamos a evaluar la salud respiratoria a través de exámenes de función pulmonar. A la vez vamos a medir el nivel de material particulado durante el periodo de estudio y analizaremos su composición.

¿Quiénes hacen este estudio?

La Escuela de Salud Pública de la Universidad de Chile.

¿Cuándo se llevará a cabo este estudio?

Se llevará a cabo entre Septiembre, Octubre, Noviembre y Diciembre de 2012

¿Quiénes participan?

Niños de entre 6 y 15 años que haya sido seleccionado para participar de este estudio. Serán 150 niños seleccionados de de las escuelas básicas de Chañaral. Participan también un adulto responsable (mamá o papá) que nos ayude a llenar cuestionarios y que ayude al niño a cumplir con su participación en el estudio.

ESCUELA DE SALUD PUBLICA-FACULTAD DE MEDICINA- UNIVERSIDAD DE CHILE

¿Hay restricciones?

Los niños deben ser no fumadores



29 JUL. 2011

¿En qué consiste nuestra participación?

1. Tendrán que responder preguntas (el niño con los padres):

- Sobre aspectos del niño (edad) y la familia (miembros, edades), condición social (por ejemplo: en qué trabaja el papá, cuanto gana), el contacto con contaminantes en la casa o fuera de ella y sobre lo que piensan del lugar en el que vive.
- Sobre el estado de salud respiratoria del niño y la familia.
- Estas preguntas se realizarán en una encuesta que dura alrededor de 15 minutos y será aplicada por personal del estudio.



2. Le vamos a medir la función del pulmón a su hijo con un instrumento especial en el cual tendrá que soplar. Lo hará un experto unas 6 veces durante este invierno (cada 2 semanas más o menos). Este examen se realizará en su hogar y dura entre 2 a 3 minutos.



3. Le vamos a medir la función del pulmón a su hijo con un instrumento muy simple que se llama FLUJOMETRO y que consiste en tubo graduado donde debe soplar con todas sus fuerzas en forma diaria durante el periodo de estudio. La primera semana será entrenado por personal capacitado y luego lo hará personalmente dos veces al día en su casa durante un periodo de 12 semanas.



4. El niño tendrá que llenar unos diarios de síntomas cada día. En ese diario escribirá, por ejemplo, si tuvo tos, si se sintió mal del pecho o si tuvo que tomar remedios (le vamos a mostrar un diario de ejemplo ahora). El llenar el diario debiera tomar alrededor de 1 minuto



5. Que nos permita verificar datos de la salud del niño en el consultorio si fuera necesario (idealmente con el RUT del niño).





29 JUL. 2011

¿Qué se gana con participar?

Sabrán mejor cómo están funcionando los pulmones del niño comparado con los otros niños del estudio. Vamos a ver si funcionan mejor o peor cuando hay contaminación y si el niño se siente mejor o peor del pecho cuando hay contaminación. La comunidad entera se beneficiará al saber cómo la contaminación (y qué tipo de contaminación) puede afectar a los niños. Los resultados de las mediciones de cada familia se entregarán en una carta privada. No hay pago por participar.

¿Existen riesgos para la salud de mi familia por participar?

No se hará ninguna prueba que pueda poner en riesgo la salud de la familia.

¿Si aceptamos participar ahora, nos podemos salir después?

Sí. Es voluntario y además pueden salirse cuando quieran.

¿La gente puede saber lo que le respondí?

No. Todo lo que se conteste es privado. Si aceptan, sus datos personales se cambiarán por un número, así solo los que están a cargo del estudio podrán saber quiénes son. El nombre suyo o el de su familia nunca aparecerán escritos. Tampoco el de la comunidad a la que pertenecen.

¿A quién puedo llamar en caso que tenga dudas?

Para cualquier pregunta pueden llamar al Dr. Dante Cáceres Lillo de la Escuela de Salud Pública quién está a cargo del estudio. Pueden contactarlo al fono (2) 9786545 o en su email: dcaceres@med.uchile.cl. Su dirección es Av. Independencia 939. También puede consultar al Comité de Ética de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile al número 9786923.



(Instrucción: página 4 se retira, se guarda la copia y se devuelve el consentimiento original firmado a la madre/padre y/o guardián)

Por último le pedimos que conteste estas últimas preguntas haciendo una marca (X) sobre el SÍ o NO: (Instrucción: las siguientes preguntas deben ser leídas)

1. ¿Le leyeron todo lo que decía este papel?	SI	NO
2. ¿Le respondieron todas sus preguntas?	SI	NO
3. ¿Siente que tiene claro el estudio?	SI	NO
4. ¿Está de acuerdo con participar de este estudio?	SI	NO

Si usted y el niño quieren participar y están de acuerdo con todo, por favor firme y ponga el nombre suyo y el del niño (el niño firmará una forma de ASENTIMIENTO):

Su nombre		
Nombre niño		
Dirección:		
Teléfono	Fijo:	Celular:

Firma adulto

ID Niño	
ID Casa	
Fecha	___ / ___ / _____
Aplicador:	

ASENTIMIENTO

29 JUL. 2011

He sido invitado a ser parte de un estudio que evalúa la relación entre la exposición a polvo proveniente de los relaves mineros depositados en la playa y los signos y síntomas respiratorios a cargo del profesor Dr. Dante Cáceres, en la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Chile.

En el que se me pedirá realizar los siguientes exámenes: **ESPIROMETRIA Y FLUJOMETRIA:**

- La **ESPIROMETRÍA** es un examen que consiste en soplar en una boquilla conectada a un equipo que mide la función pulmonar, sin ningún tipo de intervención ni riesgo para el niño. Este se realizará cada 2 semanas por el periodo de estudio.

Te vamos a medir la respiración con un aparatito especial en el cual tendrás que soplar. Lo hará un experto unas 6 veces durante la investigación (cada 2 semanas más o menos). Esto se hará en tu casa y es cortito (2 a 3 minutos)



- La **FLUJOMETRIA** mide la cantidad de aire máxima que votar después de una gran inspiración, consiste en soplar un dentro de un pequeño tubo que mide el flujo espiratorio máximo, sin ningún tipo de intervención ni riesgo para el niño.

Este se realizara diariamente dos veces al día durante 12 semanas: en la mañana (8:00 AM) y en la tarde (20:00 PM)



- **DIARIO DE SINTOMAS Y SIGNOS RESPIRATORIOS**

Tendrás que llenar unos diarios en que nos digas cómo te sentiste cada día: si tuviste tos, si te sentiste mal del pecho o si tuviste que tomar remedios (te vamos a mostrar un diario de ejemplo ahora). El llenar el diario es muy cortito (1 minuto). Tu mamá te puede ayudar con el diario



Algunas cosas importantes de mi participación:

29 JUL. 2011



- > Conozco que tanto las actividades como los procedimientos no me harán daño.
- > Si durante ésta actividad me siento incomodo o no es de mi agrado puedo retirarme en cualquier momento y esto no tendrá ninguna consecuencia para mi.
- > Puedo contactarme con el investigador principal, Dr. Dante Cáceres (dcacers@med.uchile.cl) teléfono 9786546 o móvil particular, 09-77597086 en el momento que lo estime necesario para consultar acerca de mi participación este estudio.

Yo (nombre) _____ acepto participar voluntariamente en el presente estudio.

Fecha _____ Firma: _____