

## ESTUDIO

# Desarrollo e implementación de un indicador de seguimiento de la calidad del aire y su impacto en la población en la Región Metropolitana de Santiago

### INFORME FINAL

Elaborado por:

María Angélica Rubio

Sabit Cakmak

Robert Edgar Dales

PARA SECRETARÍA REGIONAL MINISTERIAL DE MEDIO AMBIENTE  
REGIÓN METROPOLITANA

Santiago de Chile

Diciembre 2011



## Introducción

Se presenta el primer informe final preparado por la Universidad de Santiago de Chile, en el marco del estudio denominado Desarrollo e implementación de un indicador de seguimiento de la calidad del aire y su impacto en la población en la Región Metropolitana de Santiago, Número de Adquisición N° 608897-63-LE11, solicitada por la Secretaría Regional Ministerial del Medio Ambiente, Región Metropolitana.

El estudio se orientó al análisis de los datos disponibles del impacto en salud debido a la contaminación atmosférica considerando la totalidad de los contaminantes medidos, así como el impacto de los episodios críticos de contaminación en la salud de la población en MP2,5. Asimismo se comparará los resultados entre la Red Macam II y Macam III para el informe final de acuerdo a lo especificado en los Términos de Referencia. Se espera que estos resultados aporten a la gestión del problema de contaminación atmosférica por material particulado fino mediante la aplicación de esta metodología para evaluar los impactos de la mala calidad del aire en la mortalidad aguda y morbilidad.

Por otra parte, la implementación de indicadores de seguimiento de los impactos en mortalidad permitirá a las autoridades reportar los impactos positivos que se espera produzcan las medidas de control de emisiones incorporadas en el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana.

Según los resultados obtenidos en base los datos de salud disponibles, los cambios de las concentraciones ambientales de MP10 en el período 2000-2009 en las comunas analizadas contribuyeron también a una reducción en el porcentaje de muertes atribuidas a la exposición a la contaminación por MP2,5.

## CONTENIDOS

I. ANTECEDENTES .....	5
II. OBJETIVOS .....	8
2.1 <i>Objetivo General</i> .....	8
2.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....	8
III. PROPOSICIONES ADICIONALES .....	9
IV. ACTIVIDADES .....	9
<i>Levantamiento del uso internacional de indicadores de impacto en salud</i> .....	9
<i>Desarrollo de Indicadores de Calidad del Aire en Salud</i> .....	11
<i>Implementación de los Indicadores de Calidad del Aire en Salud</i> .....	13
<i>Taller de Indicadores de Calidad del Aire en Salud</i> .....	13
V. RESULTADOS .....	14
<i>LEVANTAMIENTO DEL USO DE INDICADORES DE IMPACTO EN SALUD</i> .....	14
EXPERIENCIA INTERNACIONAL .....	14
EXPERIENCIAS EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO .....	24
CONCLUSIONES DE LA RECOPIACIÓN BIBLIOGRÁFICA .....	29
RECOPIACIÓN DE LOS ANTECEDENTES DISPONIBLES .....	31
DATOS DE MORTALIDAD .....	32
INDICADOR DE IMPACTO EN SALUD RELACIONADO CON CALIDAD DEL AIRE EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO .....	33
DETERMINACIÓN DEL NÚMERO DE PERSONAS QUE FALLECEN PREMATURAMENTE DEBIDO A LA EXPOSICIÓN A NIVELES CRÍTICOS DE CONTAMINACIÓN: ALERTA, PREEMERGENCIA Y EMERGENCIA EN CHILE .....	41

ANÁLISIS DE TENDENCIA EN MORTALIDAD (MP10) Y CALIDAD DEL AIRE .....	46
EL INDICADOR DEL IMPACTO DE LA CALIDAD DEL AIRE (MP2,5) PARA LAS ÁREAS RELACIONADAS A LAS CUATRO NUEVAS ESTACIONES DE MONITOREO .....	49
EL INDICADOR DE SALUD AMBIENTAL DE MP2,5 Y LA MORBILIDAD PARA LAS NUEVAS AREAS RELACIONADAS A LAS CUATRO NUEVAS ESTACIONES DE MONITOREO.....	50
CAPACITACIÓN DE FUNCIONARIOS PÚBLICOS EN EL DESARROLLO DE INDICADORES DE LA ASOCIACIÓN ENTRE CALIDAD DEL AIRE Y SALUD.....	52
BIBLIOGRAFÍA .....	54
ANEXOS.....	57

## I. ANTECEDENTES

En los últimos años se le ha dado una considerable importancia a los posibles efectos adversos sobre la salud humana provocados por compuestos tóxicos que se encuentran en el medio ambiente, específicamente en la atmósfera. Esto cobra especial interés en la Región Metropolitana durante los meses de otoño-invierno, donde los elevados niveles de MP10 han llevado a la región a ser declarada saturada.

La Actualización del PPDA (D.S. Nº 66/2010 del Minsegres ) para la Región Metropolitana se fundamenta en que las concentraciones del contaminante MP10 se encuentran entre el 80 y el 100% del valor norma diaria establecida en el D.S. Nº 59/98 y por lo tanto, de acuerdo a lo establecido en el Art. 2 del D.S. Nº 94 de 1995, MINSEGPRES, “Reglamento que fija el Procedimiento y Etapas para Establecer Planes de Prevención y de Descontaminación”, la Autoridad Ambiental debe proceder a la Elaboración de un Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica, instrumento de gestión ambiental que se encuentra establecido desde el año 1997 y que tiene por finalidad alcanzar la norma respectiva.

Sin embargo, desde un punto de vista de la salud, el contaminante que determina en gran medida la magnitud de los impactos adversos es el material particulado fino. La Región Metropolitana presenta altas concentraciones, las que aumentan durante el periodo invernal, razón por la cual es importante desarrollar un análisis del impacto de la calidad del aire en la población debido a este contaminante.

### **Material Particulado Fino (MP2.5)**

En la actualidad Chile cuenta con norma de calidad del aire para material particulado fino (MP2.5). La norma de MP10 vigente establece que el año 2012 el valor de la norma diaria bajaría a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  si es que no se publica antes una norma para MP2.5. En este contexto, el Ministerio del Medio Ambiente elaboró la norma de MP2.5, la cual fue publicada el 12 de mayo de 2011, con lo cual esta norma entrará en vigencia el 1° de enero de 2012.

En el área del Gran Santiago se ha medido MP2.5 desde el año 2000 por lo que el análisis se realizará entre los años 2000 y 2009 puesto que la autoridad aún no envía los datos correspondientes al año 2010. Sin embargo, este análisis será actualizado en cuanto la autoridad competente envíe los datos solicitados.

El desarrollo del presente estudio puede generar valiosa información que permita respaldar la necesidad de analizar el impacto de las emisiones de material particulado fino, al mismo tiempo que permitirá evaluar los avances de mediano plazo que se han

realizado a la fecha, todo esto a través de los indicadores de mortalidad, los que sin duda deberán ser complementados con indicadores de morbilidad en estudios posteriores. En este contexto y dadas las condiciones de contaminación de la ciudad, se hace necesario definir indicadores que den una mayor precisión a estos impactos. Interesa no sólo dimensionar tales impactos sino también poder hacer un seguimiento de su evolución en el tiempo.

### **Contaminación e Impactos en Salud**

Cabe señalar que muchos de los impactos que se relacionan comúnmente a la calidad del aire no se explican directamente por la contaminación sino que existen otro tipo de factores tales como los meteorológicos, epidemiológicos, biodemográficos, de vulnerabilidad social (hacinamiento, construcción deficitaria de la vivienda, tipo de combustible para cocina y calefacción, etc.) y tabaquismo que inciden en la producción de enfermedades de la población.

Asimismo, es necesario diferenciar los efectos agudos y crónicos debidos a la contaminación. Los efectos agudos son aquellos observados dentro de los siguientes días de exposición a la contaminación. En estos casos, la exposición está definida típicamente como la concentración máxima de un día, el promedio de 8 horas consecutivas a las máximas concentraciones, o simplemente el promedio de 24 horas. El efecto agudo puede ser el mismo día, el día posterior o bien con un rezago de varios días. Por lo anterior, la ocurrencia de muerte o enfermedad puede ser considerada una consecuencia de la exposición de corto plazo. Alternativamente, la exposición aguda puede desencadenar condiciones de susceptibilidad en la salud que pueden incluso llevar a la muerte dentro de los siguientes días o semanas si las intervenciones no son exitosas.

Debido a que en Chile aún no se cuenta con un sistema de seguimiento a los pacientes crónicos, la SEREMI de Medio Ambiente RM se ha concentrado en los impactos agudos, por lo cual abordar los impactos crónicos, que podrían ser incluso mayores que los agudos, deberá ser una prioridad en cuanto se cuente con una herramienta de seguimiento para su análisis.

Para los efectos del MP2,5 se considerará que ha existido progreso en la gestión de la calidad del aire si los impactos en la salud de población producto de la contaminación atmosférica disminuyen en el tiempo. El impacto de un contaminante atmosférico específico puede describirse numéricamente como una función del riesgo. Se debe buscar inicialmente el riesgo anual, pero es necesario combinar el de todos los años para ver la

tendencia en el tiempo. En otras palabras, si la tendencia de esos riesgos está disminuyendo en general, esto debiera indicar un progreso en la salud pública.

El presente estudio evalúa los impactos en la salud a través de la relación existente entre las tendencias de la calidad del aire y la mortalidad (muertes no accidentales, cardiovasculares y respiratorias) ocurridas la región. El modelo implementado permite un análisis retrospectivo de los impactos en salud y al mismo tiempo, hacer el seguimiento de los efectos que tendrá el mejoramiento de la calidad del aire producto de la implementación de las medidas del PPDA y su asociación con el MP2.5.

### **Indicadores de Impacto en Salud**

La Organización Mundial de la Salud (2002) estimó en cientos de miles el número de muertes que ocurren cada año debido a la exposición a la contaminación atmosférica causada por los combustibles fósiles usados para energía. Los gobiernos han comenzado a mejorar la calidad del aire cambiando la manera en la cual sus sociedades utilizan y generan su energía. La introducción de tecnologías más limpias y programas para cambiar los hábitos relacionados al consumo energético de los ciudadanos cuestan trillones de dólares en el mundo. La pregunta es si el gasto social que generalmente contribuye al mejoramiento en la calidad del aire, mejora efectivamente la salud pública, y en qué medida.

Existen dos enfoques de cuantificar los beneficios en salud producto de la mejora de la calidad del aire (Burnett et al., 2004). El primer enfoque es medir directamente cambios en la salud de la población asociados a la reducción de concentraciones de contaminantes atmosféricos asociados a eventos dentro de una comunidad. Por ejemplo, comparaciones de indicadores de salud poblacional usando data administrativa de salud tal como datos de mortalidad y hospitalarios antes, durante, y luego de la clausura de una fundición sugieren que el mejoramiento de la salud de la población coincide con la reducción en la contaminación atmosférica (Pope, 1989).

El segundo enfoque de análisis metodológico fue desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos para examinar los beneficios tanto en salud como monetarios del Clean Air Act (USEPA, 1997). Las funciones de riesgo fueron derivadas a partir de estudios internacionales, asociando cambios en las concentraciones de contaminantes con variaciones en los indicadores de salud como son la tasa de mortalidad diaria, admisiones hospitalarias, visitas a servicios de urgencia, días de actividad restringida, días con síntomas respiratorios, y ataques de asma. Este enfoque asume que si la calidad del aire mejora, también va a mejorar la salud pública.

Sin embargo, la relación entre contaminación atmosférica y salud puede variar en el tiempo. La población de mayor riesgo de muerte por exposición a la contaminación puede variar debido a cambios demográficos o en la composición etiológica de la muestra. Además, el monitoreo de algunos contaminantes atmosféricos puede ser un marcador para otros contaminantes. Las estrategias de reducción de la contaminación enfocadas a un solo contaminante puede no cambiar la toxicidad de la mezcla atmosférica en el mismo grado, no teniendo efecto sobre la salud de las personas.

Finalmente, los estudios internacionales muestran que los impactos de la contaminación atmosférica se pueden medir en relación a los efectos sobre la mortalidad prematura de la población. Este impacto puede estimarse a través de dos métodos que son:

- (1) los estudios de serie de tiempo, que miden los efectos de exposición aguda a la contaminación atmosférica, y
- (2) los estudios de cohorte, que miden los efectos de largo plazo a la exposición de contaminantes atmosféricos.

## II. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo General

Analizar el impacto en salud debidos a la contaminación atmosférica considerando la exposición considerando a la totalidad de los contaminantes medidos, así como el impacto de los episodios críticos de contaminación en la salud de la población en la actual Red Macam III. Comparar los resultados entre la Red Macam II y Macam III.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Analizar y validar los datos meteorológicos y calidad del aire para las 11 estaciones de monitoreo de la Red Macam III y de salud para el período en estudio.
- Analizar el impacto de la contaminación atmosférica en mortalidad y morbilidad para el período 2008 en adelante, de manera espacio-temporal.
- Analizar el impacto de la contaminación atmosférica en mortalidad y morbilidad para niveles de alerta, pre-emergencia y emergencia para los períodos 2008 en adelante, de manera espacio-temporal.
- Finalizar la implementación en el DEIS y SEREMI MA RM, a partir de la integración de los estudios anteriormente desarrollados por la SEREMI MA RM, de un indicador del



impacto de la calidad del aire en mortalidad aguda con el fin de contar con un indicador regional que pueda ser actualizado anualmente.

- Capacitar a funcionarios públicos en el uso de los indicadores para su generación en el país.

### III. PROPOSICIONES ADICIONALES

Como complemento a los objetivos específicos planteados en el punto anterior, la presente propuesta incluye:

- Capacitar en la implementación del nuevo software utilizado para el desarrollo de los modelos de la presente consultoría a funcionarios del Ministerio de Salud y la Seremi del Medio Ambiente de la Región Metropolitana de Santiago.
- Analizar los resultados de mortalidad y morbilidad para el período completo 1997 a la fecha respecto a la nueva norma de MP2.5 y su implicancia en los episodios de contaminación atmosférica.

### IV. ACTIVIDADES

A continuación, se detallan la revisión bibliográfica desarrollada en el marco de este estudio.

#### ***Levantamiento del uso internacional de indicadores de impacto en salud***

Los estudios epidemiológicos pueden dividirse en estudios con dimensión temporal o espacial. Dentro de los estudios con dimensión temporal, se encuentran los estudios de serie de tiempo, de cohorte, y de panel. Los primeros corresponden a observaciones de variaciones temporales en la incidencia de efectos en una población, relacionado estadísticamente con los cambios en los niveles de contaminantes. Los resultados en este caso son efectivos para efectos de corta duración. Los de cohorte, si bien son eficientes requieren de un elevado monto de recursos, por lo que éstos han sido poco realizados a nivel mundial. Respecto a los estudios panel, presentan la dificultad de requerir personal altamente entrenado para su desarrollo.

Dentro de los estudios con dimensión espacial, se encuentran los estudios de sección transversal y los de indicadores de calidad del aire en salud. En el primer caso, estos estudios estiman una relación funcional entre la incidencia de un determinado efecto en una zona y diversas variables en ella. En este caso, estos modelos pueden estimar efectos

de largo plazo, pero tienen la dificultad de controlar las variables de confusión. En el caso de los indicadores, existe la demanda por datos precisos de contaminación y salud, lo que puede dificultar este tipo de análisis.

Para el análisis de la mortalidad, existen certificados de mortalidad los cuales son universalmente mantenidos, donde los datos se encuentran bajo la Clasificación Internacional de Enfermedades – 10ª Revisión (código CIE-10). En el caso de la Región Metropolitana, se cuenta con series de tiempo de mortalidad a partir del año 1997 bajo dicha clasificación. Lo anterior significa que es posible contar con el número de muertes diarias atribuidas a causas respiratorias y cardiovasculares.

El objetivo de este estudio es analizar el impacto en la salud de todas las personas que habitan en la Provincia de Santiago más San Bernardo y Puente Alto, y que están expuestas a la contaminación atmosférica. La contaminación del aire es producida principalmente por fuentes diversas y localizadas en distintas áreas de la región. Debido a que no todas las comunas presentan similares niveles de concentración de contaminantes, el análisis se realizará a nivel comunal para ver el impacto de la variación de los contaminantes en diferentes sectores de la región.

Especial interés reviste el análisis de situaciones particulares en estaciones emblemáticas como la estación Parque O'Higgins, que corresponde a una de las estaciones históricas y por lo que muestra la tendencia de concentraciones registrando la reducción iniciada a partir del año 1997 a la fecha.

Se debe destacar nuevamente que los grupos de población más sensibles a la contaminación atmosférica son los niños, ancianos, enfermos crónicos y mujeres embarazadas. Por lo tanto, para tomar en consideración a los grupos más susceptibles se estratificará la población por sexo y edad. Asimismo, se considerarán las muertes cardiovasculares y respiratorias y todas las muertes, excluyendo los accidentes de tránsito, suicidios, homicidios y causas no determinadas.

Para las variables correspondientes a calidad del aire, existen datos provenientes del Ministerio de Salud a través de la Red de monitoreo de calidad del aire donde se requeriría para el desarrollo del análisis de los promedios y máximos diarios de MP10, MP2,5, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO y O<sub>3</sub>.

Para las variables meteorológicas, es necesario contar con datos diarios de temperatura máxima, mínima, promedio diario, humedad relativa, dirección del viento y cambio en la

presión barométrica diaria. En este caso, para estos datos se usará como espacialidad la cobertura de la red de monitoreo de calidad del aire de la región.

La disponibilidad de los datos a evaluar será determinada en conjunto con la contraparte técnica de acuerdo a lo solicitado en los términos de referencia. Esta consultoría está dispuesta a atender las solicitudes que la contraparte técnica estime conveniente para el análisis del estudio.

### ***Desarrollo de Indicadores de Calidad del Aire en Salud***

La metodología que se usará en esta consultoría corresponde a la metodología estándar aceptada internacionalmente y que el equipo consultor ha usado en estudios similares, focalizando en los aspectos más relevantes para la Seremi MA RM través del uso de datos de la región.

Para realizar el análisis temporal y espacial de la incidencia de la calidad del aire en la población para la región, se desagregarán las variables de acuerdo a las estaciones de monitoreo de calidad del aire. Para ello, la mortalidad de las comunas será agregada conforme a la estación más representativa para la población de las comunas pertenecientes a la región. De esta manera se tendrá data referida a las estaciones de monitoreo de calidad del aire que cuenten con información histórica.

El análisis temporal será realizado para cada comuna en especial, teniendo cada una de ellas su propia serie de tiempo en calidad del aire, meteorología y mortalidad.

Dado que el objetivo principal es analizar el riesgo de las concentraciones de la contaminación en la salud de la población a través del tiempo, nuestro modelo incluirá variables tales como tiempo, temperatura, día de la semana, y nivel de contaminación atmosférica como factores de riesgo.

La mortalidad diaria causada por la contaminación atmosférica depende de la variable temporal y de la meteorología en una forma no lineal. Un modelo de regresión aditiva tipo Poisson puede ser usado para relacionar ambos tipos de series de tiempo. En este contexto, se asume que las observaciones son independientes y que el logaritmo del número esperado de muertes diarias es modelado a través de una función aditiva de variables independientes. Se asume que el resultado depende de la suma de funciones no paramétricas suavizadas para cada variable.

En este caso, se debe considerar las series de tiempo con el número de muertes y/o enfermedades diarias en un día  $t$  dentro de la comuna  $i$  durante el año  $j$ ,  $Y_{ij}(t)$ , y la concentración correspondiente a un contaminante atmosférico,  $x_{ij}(t)$ . Estas dos series de tiempo pueden ser relacionadas a través del siguiente modelo:

$$\log\{E(y_{ij}(t))\} = f_{1ij}(t; \delta) + f_{2ij}(w(t); \phi) + \beta_{ij} x_{ij}(t) \quad (1)$$

Donde  $f_{1ij}$ , y  $f_{2ij}$  son funciones no-lineales suavizadas y describen la potencial asociación no-lineal entre la variables temporal y la meteorológica, y la mortalidad y/o morbilidad, respectivamente. Estas funciones son conocidas a través de los parámetros  $\delta$  y  $\phi$ , los que son estimados a partir de la data. El parámetro desconocido  $\beta_{ij}$  representa el logaritmo de la tasa relativa de muertes y/o enfermedades atribuidas a la variación de una unidad de contaminación atmosférica específicamente para la región (o comuna)  $i$  en el año  $j$ . Una estimación dependiente del tiempo de la asociación entre la exposición a la contaminación y la mortalidad y/o morbilidad,  $\beta_{ij}$ , es requerida para desarrollar los indicadores de calidad del aire. La especificación del modelo se completa al asumir que la varianza de  $Y(t)$  es  $\pi E[Y(t)]$ , donde  $\pi$  es la cantidad de sobre (o sub)dispersión relativa a la variación de la función Poisson ( $\pi=1$ ).

El parámetro desconocido  $\beta$  es estimado a través de sucesivas iteraciones ponderadas a través del método de mínimos cuadrados (2). Esta aproximación implica obtener estimaciones de los parámetros desconocidos. La ecuación estimada para  $\beta$  asumiendo  $\delta$  y  $\phi$  conocidas es

$$\hat{\beta}^{(l+1)} = \hat{\beta}^{(l)} + \left( \sum_{t=1}^T \hat{\mu}^l(t) \times x^2(t) \right)^{-1} \times \left( \sum_{t=1}^T x(t) \{y(t) - \hat{\mu}^l(t)\} \right) \quad (2)$$

Donde  $\hat{\mu}^l(t)$  es la expectativa estimada de  $y(t)$  en la iteración  $i$ -th en el tiempo  $t$ . Las iteraciones deben continuar hasta que exista una convergencia de rutina (2), usualmente

definida por una diferencia relativa pequeña en las estimaciones consecutivas de los parámetros.

Para una comuna escogida  $i$ ,  $\{\exists i1, \exists i2, \dots, \exists in\}$  existe un conjunto de coeficientes de riesgo asociados a la contaminación del aire a través de  $n$  años. Se espera describir como la  $\exists(t)$  varía suavemente a través del tiempo. Se espera encontrar, a través de este trabajo, un conjunto de  $n$  estimaciones de riesgo que provea información sobre la tendencia temporal del riesgo asociada a la exposición a contaminantes en determinada localización.

### ***Implementación de los Indicadores de Calidad del Aire en Salud***

El objetivo principal es avanzar en el manejo por parte de los organismos competentes en el uso de herramientas estadísticas que permitan relacionar calidad del aire y mortalidad no accidental.

Durante el período de estudio, se realizó una recopilación exhaustiva de las bases de datos existente en los distintos organismos que incluya variables diarias y mediciones diarias y continuas para cada variable necesaria para este estudio, de acuerdo a los datos entregados por la contraparte técnica. Cabe señalar que la recopilación puede ser actualizada a medida que la contraparte técnica entregue más datos para el análisis.

### ***Taller de Indicadores de Calidad del Aire en Salud***

Se propuso la realización de un taller de trabajo local de carácter técnico donde se muestren los datos así como se también se capacite en la implementación de dichas herramientas a funcionarios del DEIS y Seremi de MA RM.

## V. RESULTADOS

### **LEVANTAMIENTO DEL USO DE INDICADORES DE IMPACTO EN SALUD**

#### **EXPERIENCIA INTERNACIONAL**

Las experiencias internacionales que vinculan los cambios en la contaminación atmosférica con el impacto en la salud, están relacionados a través de funciones concentración-respuesta, cuyos resultados provienen en la mayoría de los casos de estudios epidemiológicos. Dichos estudios epidemiológicos pueden a su vez dividirse en estudios que tienen una dimensión temporal o bien una dimensión espacial.

En la presente revisión se contempla una reseña de trabajos realizados por grupos de investigación que han contribuido con evidencia sólida al conocimiento científico acerca del impacto en la salud de los contaminantes de la atmósfera.

Los efectos a corto y largo plazo en la salud de la población asociados a la contaminación del aire, tienen una gran relevancia sobre la Salud Pública por la demanda de servicio que generan en prevención, tratamiento, discapacidad y los costos asociados a ello.

En las décadas de los 80 y 90, los estudios epidemiológicos evaluaron la relación concentración/respuesta, consideraron la concentración ambiental de contaminantes y la incidencia de efectos adversos, proporcionando un valor de riesgo para una variación del contaminante estudiado, por ejemplo, el fuerte peso de evidencia obtenida de estudios considerados “hitos” realizados en EE.UU., el estudio de “Asociación entre Contaminación del Aire y Mortalidad en 6 Ciudades” conducido por Douglas Dockery de la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Harvard y el estudio de la Sociedad Americana de Cáncer, “Contaminación por Particulado como Predictor de la Mortalidad: un Estudio Prospectivo” conducido por Arden Pope III.

Douglas Dockery y colaboradores realizaron el seguimiento de una cohorte formada por 8111 personas desde mediados de los setenta durante 16 años. Publicaron sus resultados en 1993, concluyendo que mayores concentraciones de MP<sub>2,5</sub> y sulfatos comparando entre la ciudad más contaminada y la menos contaminada (usada como referencia) se asociaban con una razón de tasas ajustada de mortalidad de 1,26 (1,08-1,47) para todas las causas de muerte, es decir un 26% de incremento en la mortalidad total, y para causas cardiopulmonares la razón de tasas ajustada de mortalidad fue de 1,37 (1,11-1,68) es

decir un 37% más de mortalidad cardiopulmonar entre la ciudad más y la menos contaminada(diferencia en la concentración media anual de MP2,5 de 10 a 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>1</sup>.

Por su parte, Arden Pope III y colaboradores, hicieron el seguimiento de 552.138 personas durante 7 años en 154 ciudades. Se encontró que la razón de tasas ajustada de mortalidad para todas las causas de mortalidad era de 1,15 (1,09-1,22) y para causas cardiopulmonares fue de 1,26 (1,16-1,37) considerando al sulfato como factor de riesgo, mientras que al considerar MP2,5, la razón de tasas ajustada de mortalidad para todas las causas de mortalidad era de 1,17 (1,09-1,26) y para causas cardiopulmonares fue de 1,31 (1,17-1,46), entre las ciudades más contaminadas y las menos contaminadas, publicando sus resultados en 1995<sup>2</sup>

Ambos trabajos se sometieron a una extensa revisión por parte del Health Effects Institute, de EE.UU., ya que la EPA usó sus resultados para fijar la norma de MP2,5 en las National Ambient Air Quality Standards. Los resultados en ambos trabajos fueron comparables en el sentido que ambos demostraron que existe una asociación en el incremento de la mortalidad y contaminación del aire y se convirtieron en “disparadores” de investigación en todo el mundo.

Cabe mencionar que con anterioridad a estas publicaciones, en Japón se publica un artículo donde se relacionan los cambios en la contaminación atmosférica y el incremento en la mortalidad debida a asma bronquial y bronquitis crónica en un estudio retrospectivo en donde se revisaron certificados de defunción correspondiente al período comprendido desde 1963 a 1983<sup>3</sup>.

En los '90 se inician estudios epidemiológicos a corto plazo, evaluando el cambio diario en la concentración de contaminantes (Material Particulado, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> y O<sub>3</sub> principalmente) y la presentación de efectos adversos en salud. Se evalúa principalmente la mortalidad<sup>4</sup> y morbilidad y como fuente de datos se recurre a fuentes secundarias utilizando certificados de defunción, registros hospitalarios y de urgencias. Para evaluar contaminación

---

<sup>1</sup> Krewsky D, et al. *Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality*. Health Effects Institute. July 2000

<sup>2</sup> Krewsky D, et al. op. cit. July 2000

<sup>3</sup> Masayuki I. et al. *Mortality from asthma and chronic bronchitis associated with changes in sulfur oxides air pollution*. Archives of Environmental Health 1986: vol 41, Nº1

<sup>4</sup> Katsouyanni K. et al. *Air pollution and cause specific mortality in Athens*. Journal of Epidemiology and Community Health 1990; 44: 321-324

atmosférica se recurre a la información aportada por las redes de vigilancia de calidad del aire de cada ciudad.

En los estudios se observa que incluso a niveles por debajo de las normas internacionales el Material Particulado y el O<sub>3</sub> se asocian con patologías respiratorias, incremento en la incidencia de asma, deterioro de la función pulmonar, también se encuentra una relación lineal dosis respuesta para el Material Particulado<sup>5 6</sup>.

Ponce de León en 1996, reporta que el ozono esta significativamente asociado con un incremento de las admisiones diarias hospitalarias entre todos los grupos de edades en hospitales de Londres<sup>7</sup>.

Sanhueza, en Knoxville (USA) observó un incremento de ingresos hospitalarios por asma y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) asociados con las concentraciones diarias de ozono. El umbral estaba entre 35 y 40 ppb para una concentración de 8-h y entre 45 y 48 ppb para una concentración de 1-h.<sup>8</sup>

En ciudad de México, Borja Aburto publica en 1997 que un incremento de 100-ppb en la concentración máxima de 1 hora de ozono se asocia con un “rate ratio” (RR) de 1.024 (95% IC 1,011-1,039) en la mortalidad total. El RR fue 1.024 (95% CI 0,984-1,062) por cada 100 ppb para el dióxido de sulfuro y 1.050 (95% CI 1,030-1,067) por cada 100 µg/m<sup>3</sup> para el total de partículas suspendidas<sup>9</sup>.

En Barcelona, la variación diaria de mortalidad total, mortalidad en personas mayores a 70 años y mortalidad cardiovascular y respiratoria fue relacionada con variaciones diarias de polución del aire. Observaron que para una variación de 100 µg/m<sup>3</sup> de humo negro (Black Smog: BS) y Dióxido de Azufre (SO<sub>2</sub>) el “rate ratio” para mortalidad total fue de 1.07 y 1.13 respectivamente, para mortalidad en mayores de 70 años 1,06 y 1,13; para mortalidad

---

<sup>5</sup> Schwartz J. et al. *The Concentration-Responses Relation between Air Pollution and Daily Deaths. Environmental Health Perspectives*, vol 109 number 10 october 2001

<sup>6</sup> Sanhueza P. et al. *Assessment of ozone air quality standards and public health impact. Clean Techno Environ Policy* 4 (2002) 79-86

<sup>7</sup> Ponce de Leon A. et al. *Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. Journal of Epidemiology and Community Health* 1996;33 (suppl 1):S 63 S70

<sup>8</sup> Sanhueza P. et al., op. cit., 2002

<sup>9</sup> Borja-Aburto V. et al. *Ozone, Suspended Particulates, and Daily Mortality in Mexico City. American Journal of Epidemiology* vol.145 N° 3



cardiovascular 1,06 y 1,14; y para mortalidad respiratoria 1,10 y 1,13, todas estas asociaciones fueron estadísticamente significativas, excepto en mortalidad respiratoria<sup>10</sup>.

En París, se utilizan datos de mortalidad específica por causa y registros de admisión en hospitales públicos, asociándolos a Partículas Respirables (MP10), Óxidos de Nitrógeno (NO<sub>x</sub>), Dióxido de Azufre (SO<sub>2</sub>) y Monóxido de Carbono (CO) y Ozono (O<sub>3</sub>) pero es difícil atribuir los efectos en salud a un solo contaminante, dada lo compleja de la mezcla que se respira y la variabilidad y diferente susceptibilidad de las personas expuestas, con existencia de grupos en mayor riesgo<sup>11</sup>.

Muchos estudios se diseñaron sobre grupos susceptibles, niños o personas mayores (65 y más años), como los realizados en la zona metropolitana de San Pablo, Brasil evaluando mortalidad y consultas de adultos mayores. Observaron que un incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> en el MP10 se asociaba a un incremento del 13% en la mortalidad total<sup>12</sup> mientras que un aumento de 15 µg/m<sup>3</sup> de SO<sub>2</sub> provoca un incremento del 14% en consultas por neumonía y gripe en mayores de 65 años y un aumento de 38 µg/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub> provoca un incremento del 8% en las mismas consultas<sup>13</sup>.

Con el avance del conocimiento, la asociación entre material particulado MP10 y MP2,5 y mortalidad/morbilidad por causas respiratorias y cardiovasculares, la existencia de una relación lineal entre ellos y el efecto a bajas concentraciones, aún por debajo de los estándares de calidad fijados<sup>14</sup> es generalmente aceptada por los diferentes grupos de investigación, pero la discusión persiste en cuanto a la importancia de la asociación en el sentido del impacto que tiene en Salud Pública, la carga de enfermedad debida a una mala calidad del aire.

---

<sup>10</sup> Sunyer J. et al. *Air pollution and mortality in Barcelona*. Journal of Epidemiology and Community Health 1996; 50 (suppl 1): S76-S80

<sup>11</sup> Dab W. et al. *Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris*. Journal of Epidemiology and Community Health;1996;50 (suppl 1):S42-S46

<sup>12</sup> Saldiva P. et al. *Air Pollution and Mortality in Elderly People: A Time Series Study in Sao Paulo, Brazil*. Archives of Environmental Health 1995 (vol. 50 Nº 2)

<sup>13</sup> Martins L. et al. *Air pollution and emergency room visits due to pneumonia and influenza in Sao Paulo, Brazil*. Rev. Saude Pública 2002; 36(1):88-94

<sup>14</sup> Schwartz J. et al., op.cit., october 2001

Se realizan trabajos con jerarquización de ciudades según los niveles de los contaminantes criterios, como en los estudios de Dockery y Pope<sup>15</sup>, incluyendo patrones temporales, en general diarios, semanales y anuales para estudiar la presentación de la morbilidad y mortalidad.

Se realiza un estudio en Europa en donde observa la dependencia de la mortalidad diaria con la exposición a MP10 de hasta 40 días previos al suceso. Se modela exposición de días y semanas previas a la mortalidad y se observa que el promedio de concentración de MP10 para el mismo día y día previo se asocia al 0,7% de incremento de las muertes diarias, mientras que la exposición a MP10 en el mes previo a la muerte incrementa sustancialmente el estimador del efecto en el modelo y da como resultado un 1,61% de incremento en muertes diarias por cada  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>16</sup>.

En 1998 se publica un trabajo en donde se estratifica por niveles de urbanización, la zona metropolitana de ciudades del norte y centro de Italia para evaluar el impacto del tráfico en la salud de niños. Se observó que una alta frecuencia de tránsito de buses en zonas residenciales se asocia a un significativo aumento del riesgo de desarrollar patologías respiratorias tempranas (menores de 2 años) como bronquitis (Odd Ratio 1,69; 95% CI 1,24 – 2,30) bronquiolitis (Odd Ratio 1.74, 1.09 a 2.77) y neumonía (Odd Ratio 1,84; 1,24 – 2.65)<sup>17</sup>

En ciudad de México se hizo un estudio de enero a junio de 1990 que también consideró los patrones temporales de presentación de efectos adversos. Durante el estudio los valores de ozono presentaron un valor de 90 ppb como valor máximo de 1 hora. Los antecedentes muestran que un aumento de 50 ppb máximo horario en el nivel de ozono elevó 43% el número de consultas de niños con asma a emergencias al día siguiente. Cuando la exposición a ozono fue mayor a 110 ppb durante dos días consecutivos, aumentó un 68% el número de dichas consultas<sup>18</sup>.

---

<sup>15</sup> Krewsky D, et al., op.cit., July 2000

<sup>16</sup> Zanobetti A. et al. *The Temporal Pattern of Mortality Responses to Air Pollution: A Multicity Assessment of Mortality Displacement*. *Epidemiology*, vol13 Nº1, January 2002

<sup>17</sup> Ciccone G. et al. *Road traffic and adverse respiratory effects in children*. *Occup Environ Med* 1998; 55: 771-778

<sup>18</sup> Romieu I. et al. *Effects of urban air pollutants on emergency visits for childhood asthma in Mexico City*. *Am J Epidemiol*. 1995; 141:546-53

Al estudiar el retraso o rezago entre la exposición y la mortalidad por causas respiratorias o cardiovasculares, se concluye que los niveles de contaminación de los días previos afectan más la mortalidad por causas respiratorias, siendo las cardiovasculares afectadas por la contaminación del mismo día<sup>19</sup>.

En la ciudad de Boston se realizó un estudio en donde con valores de concentración diaria de MP<sub>2,5</sub> de 12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , al presentarse un incremento en la concentración de 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , el riesgo de infarto de miocardio aumenta en un 60% dentro de unas pocas horas a un día después de esa exposición<sup>20</sup>.

En 2002, la Sociedad Americana de Cáncer como parte del Segundo Estudio de Prevención del Cáncer y un Estudio Prospectivo de Mortalidad - en curso- establece que partículas finas MP<sub>2,5</sub> son un importante factor de riesgo ambiental, con una media diaria de 17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  al producirse un incremento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  se observa un incremento de 8% para muertes causadas por cáncer de pulmón y 6% para muertes causadas por paro cardiopulmonar. Sin embargo, las concentraciones de material particulado grueso y partículas totales en suspensión no fueron consistentes para asociar la mortalidad (Rate Ratio igual o menor a 1)<sup>21</sup>.

A diferencia de la mayoría de los estudios que consideran varios contaminantes en el análisis, hay un estudio realizado en Nueva Zelanda, realizado por Scoggins et al. que involucra al NO<sub>2</sub> con la mortalidad y encuentra un incremento para mortalidad total del 1,3% (95% IC: 1-1,5%) y por causas respiratorias y cardiovasculares del 1,8% (95% IC: 1,5-2,1%) por cada 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de incremento en la media anual del NO<sub>2</sub><sup>22</sup>.

D. Dockery en 2001 publica una revisión de la evidencia epidemiológica respecto a efectos cardiovasculares y encuentra que los estudios realizados son consistentes al mostrar un aumento de mortalidad y morbilidad cardiovascular asociadas con exposiciones agudas a ciertos contaminantes del aire. Encuentra que estudios específicos de exposición

---

<sup>19</sup> Ferreira Braga A. *The lag structure between particulate air pollution and respiratory and cardiovascular deaths in 10 US cities.* J Occup Environ Med.2001; 43 927-933

<sup>20</sup> Peters A. et al. *Air Pollution and Incidence of Cardiac Arrhythmia.* Epidemiology, January 2000, vol.11 N° 1

<sup>21</sup> Pope III A. et al. *Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality and Long Term Exposure to Fine Particulate Air Pollution.* JAMA, March 6, 2002 vol 287 N°9

<sup>22</sup> Scoggins A. et al. *Spatial analysis of annual air pollution exposure and mortality.* Sci Total Environ; 321(1-3): 71-85, 2004 Apr 5.

principalmente a MP<sub>2,5</sub> y O<sub>3</sub> dan como resultado una asociación con indicadores de funcionamiento del corazón, aumento del ritmo cardíaco, disminución de la variabilidad de ritmo cardíaco, aumento de arritmias<sup>23</sup>, revisión coincidente con resultados de otros trabajos<sup>24 25</sup>. También se investiga la asociación entre contaminación y aumento de la presión arterial sistémica, como el trabajo de I. Harrabi, realizado en adultos mayores de 65 años en Francia, en donde se observa que por cada incremento de 10 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de MP<sub>10</sub>, la presión sistémica se incrementa en un 12%<sup>26</sup>.

En los últimos años se avanza con estudios y revisiones de evidencia entre efectos cardiovasculares y MP a fin de conocer la fisiopatología del mecanismo de acción sobre el sistema nervioso autónomo y sus consecuencias cardiovasculares<sup>27</sup>.

También se profundizan las investigaciones respecto a la fisiopatología del asma, descubriendo que hay factores genéticos que tienen un rol importante en la susceptibilidad a contaminantes, como es el polimorfismo del glutación-s-transferasa, un importante componente del mecanismo de defensa antioxidante intracelular ante agentes oxidantes ambientales. De la expresión de las proteínas del sistema GST depende la capacidad antioxidante del organismo<sup>28</sup>.

Retomando el indicador mortalidad, en los últimos años varios estudios comienzan a hablar del efecto “harvesting” que se presenta en la asociación entre las partículas MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> y el aumento de muertes diarias y tasas de hospitalización.

La hipótesis que se maneja es que la contaminación incrementa el número de susceptibles y así hay más probabilidades de que las defunciones e internaciones se produzcan, en el

---

<sup>23</sup> Dockery D. *Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution*. Environmental Health Perspectives; vol.109 suppl 4 august 2001

<sup>24</sup> Gold D. et al. *Ambient Pollution and Heart Rate Variability*. Circulation. 2001; 101 : 1267-1273

<sup>25</sup> Peters A. et al. *Increased Particulate Air Pollution and the Triggering of Myocardial Infarction*. Circulation. 2001; 103:2810-2815

<sup>26</sup> Harrabi I. et al. *Effects of particulate air pollution on systolic blood pressure: A population-based approach*. Environ Res;101(1): 89-93, 2006 May

<sup>27</sup> Pope CA et al. *Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect*. J Air Waste Manag Assoc; 56(6): 709-42, 2006 Jun.

<sup>28</sup> Peden D. *The epidemiology and genetics of asthma risk associated with air pollution*. J Allergy Clin Immunol 2005; 115:213-9

caso de las defunciones se estaría produciendo un adelantamiento de meses respecto a la época de defunción, si no existiera mala calidad del aire por MP10 y MP2,5<sup>29</sup>

Con información aportada por el Proyecto Europeo APHEA-2, se realiza un trabajo en donde se observa que las defunciones por causas respiratorias y cardiovasculares asociadas a MP10 se adelantarían unos días o semanas. En el modelo utilizado para el análisis se incluyó hasta 40 días de exposición previa y se demuestra que el efecto del MP10 persiste más allá de 1 mes. El efecto de “adelanto” estimado para MP10 es del doble para muertes cardiovasculares y 5 veces para las respiratorias estratificando por grupos de edad<sup>30</sup>.

También se avanza en la evaluación de la exposición personal, como los estudios realizados en Baltimore (USA) en adultos mayores (65 y más años) en donde se evalúa la exposición a múltiples contaminantes (NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, MP10 y MP2,5) con nueva tecnología respecto a la colección de muestra y considerando en el análisis los patrones de actividad de las personas que participan en el estudio. Se observa cómo se asocian las concentraciones dentro y fuera de los ambientes en relación a las concentraciones personales, en particular para MP2,5, SO<sub>2</sub> y NO<sub>2</sub>, siendo muchas veces las concentraciones personales superiores a las concentraciones ambientales<sup>31</sup>.

Es importante remarcar que en cada aporte entregado por estos trabajos hay detrás todo un esfuerzo por desarrollar y mejorar la metodología epidemiológica de los estudios, en particular los de series temporales, mejorar las herramientas de recolección de datos y de análisis estadístico con nuevas técnicas de regresión. Hay varios trabajos abocados a encontrar mejores herramientas para controlar variables confundentes, suavizar tendencias, entre otros<sup>32 33 34 35 36 37</sup>. Los aportes que estos trabajos han hecho a la

---

<sup>29</sup> Schwartz J. *Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions?* Epidemiology 2001; 12:55-61

<sup>30</sup> Zanobetti A. et al. *Temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution.* Environmental Health Perspectives 2003; 111(9): p1188-93

<sup>31</sup> Sarnat J. et al. *Assessing the relationship between personal particulate and gaseous exposures of senior citizens living in Baltimore, MD.* Journal of the Air & Waste Management Association; vol 50 July 2000

<sup>32</sup> Bateson and Schwartz. *Control for seasonal variation and time trend in case-crossover studies of acute effects of environmental exposures.* Epidemiology 1999; 10:539-544

<sup>33</sup> Zanobetti and Schwartz. *Race, gender, and social status as modifiers of the effects of PM 10 on mortality.* J Occup Environ Med.2000; vol 42 N° 5

comunidad científica son importantísimos para avanzar en el conocimiento respecto de la asociación entre contaminación atmosférica y salud, solo por citar alguno, se menciona los múltiples trabajos de Joel Schwartz abocados a mejorar las herramientas de análisis estadístico de las series temporales<sup>38 39</sup>.

En la medida que el conocimiento del impacto en salud de la contaminación del aire se consolida, en el análisis de la información comienza ser necesaria la incorporación de nuevas variables para cuantificar el daño a la salud asociado a la contaminación del aire<sup>40</sup>, en la actualidad se ha incorporado al análisis indicadores complejos como Calidad de Vida en Relación a Salud (HRQOL) con el propósito de aportar información a los tomadores de decisión al momento de planificar políticas en salud y ambiente<sup>41</sup>.

Canadá ha construido índices de calidad del aire basados en la relación de CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> y MP2,5 con la mortalidad, están orientados a cuantificar la carga en salud atribuible a

---

<sup>34</sup> Carrothers and Evans. *Assessing the impact of differential measurement error on estimates of fine particle mortality*. Journal of the Air & Waste Management Association; vol 50 January 2000

<sup>35</sup> Braga A. et al . *Do respiratory epidemics confound the association between air pollution and daily deaths?* Eur Respir J 2000; 16: 723-728

<sup>36</sup> Zanobetti A. et al. *Generalized additive distributed lag models: quantifying mortality displacement*. Biostatistics (2000) 1.3.pp. 279-292

<sup>37</sup> Sarnat J. et al. *Gaseous pollutants in particulate matter epidemiology: confounders or surrogates?* Environmental Health Perspectives 109: 1053-1061 (2001)

<sup>38</sup> Schwartz J. *Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths*. Environmental Health Perspectives 108:563-568 (2000)

<sup>39</sup> Schwartz J and Zanobetti A. *Using meta-smoothing to estimate dose-response trends across multiple studies, with application to air pollution and daily death*. Epidemiology 2000; 11:666-672

<sup>40</sup> Künzli N. *The public health relevance of air pollution abatement*. Eur Respir J 20(1): 198-209, 2002 Jul.

<sup>41</sup> Yamazaki S et al. *Association between ambient air pollution and health-related quality of life in Japan: ecological study*. Int J Environ Health Res; 15(5): 383-91, October 2005

la contaminación del aire<sup>42</sup>. En Ottawa, se cuantifica el efecto de la contaminación sobre la mortalidad en términos de expectativa de vida ajustada a calidad de vida<sup>43</sup>.

En Madrid, Monzón et al<sup>44</sup>, ha diseñado una metodología para la evaluación de los costos sociales y de salud en relación a la contaminación provocada por el transporte. Los costos se estiman en 357 M euros lo que ha llevado a la aplicación de un impuesto al uso del auto con voces a favor y en contra.

Como se puede apreciar cada vez se hace más necesaria la incorporación de una buena información para una gestión integrada de la calidad del aire<sup>45</sup> y como consecuencia directa lograr beneficios en la salud pública y calidad de vida<sup>46</sup>.

En EE.UU. se utiliza un sistema integrado de información sobre el estado del ambiente, los ecosistemas y la salud humana, así las estrategias de ambiente y salud se desarrollan en el marco de la evidencia en la relación causa–efecto con el desarrollo de políticas públicas integrales<sup>47</sup>. En el año 2004, la EPA publica un manual sobre estrategias ambientales integradas orientado a servir como guía para la gestión ambiental. En este manual se expone el caso de Chile y la implementación y seguimiento del PPDA. Tiene como propósito aprender a cuantificar, comparar y diseminar resultados y como trasladar estos resultados a recomendaciones específicas e incorporarlos al proceso de planificación ambiental<sup>48</sup>.

Por último se agregan dos reflexiones, en primer lugar la que acierta en decir que toda medida y regulación para gestionar los problemas de calidad del aire deben ir acompañada de apoyo político y consenso ciudadano y que con tecnología apropiada las

---

<sup>42</sup> Stieb DM. et al. *Estimating the public health burden attributable to air pollution: an illustration using the development of an alternative air quality index*. J Toxicol Environ Health A;68(13-14): 1275-88, 2005 Jul 9-23.

<sup>43</sup> Coyle D. et al. *Impact of particulate air pollution on quality-adjusted life expectancy in Canada*. J Toxicol Environ Health A; 66(16-19): 1847-63, 2003 Aug 22-Oct 10.

<sup>44</sup> Monzón A; Guerrero MJ. *Valuation of social and health effects of transport-related air pollution in Madrid (Spain)*. Sci Total Environ; 334-335: 427-34, 2004 Dec 1.

<sup>45</sup> Künzli N., op.cit., 2002 Jul.

<sup>46</sup> Vandenberg JJ. *The role of air quality management programs in improving public health: a brief synopsis*. J Allergy Clin Immunol; 115(2): 334-6, 2005 Feb

<sup>47</sup> Kotzias D. *Indoor air and human exposure assessment--needs and approaches*. Exp Toxicol Pathol; 57 Suppl 1:5-7, 2005 Jul.

<sup>48</sup> EPA, *The Integrated Environmental Strategies Handbook*, December 2004

grandes ciudades pueden eficientemente manejar sus problemas de contaminación del aire recurriendo a la aplicación de nuevas tecnologías para el control de emisiones y desarrollando nuevos sistemas de tránsito urbano, entre otros<sup>49</sup>.

Por otro lado, cada vez hay mayor necesidad de acuerdos colaborativos entre todos los actores involucrados, Estado, privados, instituciones de investigación y universidades, ONGs, comunidad en general, para aunar esfuerzos que permitan avanzar en el conocimiento, el mayor financiamiento a la investigación y la participación proactiva para resolver los problemas asociados a la contaminación atmosférica y sus efectos sobre la salud de la población<sup>50</sup>.

### EXPERIENCIAS EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO

Los avances alcanzados en la reducción de material particulado y los demás contaminantes normados en la Región Metropolitana han sido parte de un esfuerzo sistemático que incluye tanto a organismos públicos como privados.

Bajo este contexto, se realizó una recopilación de la mayoría de las experiencias desarrolladas en la Región Metropolitana que tengan relación con la implementación de las medidas establecidas en el PPDA y su impacto en la salud de la población, realizando además un análisis crítico sobre la información recabada. Dicha revisión se encuentra a continuación.

En el país los estudios realizados han seguido, por decirlo de alguna manera, la evolución del nivel internacional. Se evaluó el riesgo de morir y su asociación con la contaminación en Santiago con un estudio descriptivo ecológico (unidad de análisis es la población) realizado por Manuel Salinas<sup>51</sup>.

Ostro publicó en 1996, un estudio donde correlacionó la mortalidad diaria de Santiago con los niveles de MP10 entre 1989 y 1991. Encontró que un cambio de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la media

---

<sup>49</sup> Molina MJ et al., op.cit., Jun 2004

<sup>50</sup> EPA, op.cit., December 2004

<sup>51</sup> Salinas M. Vega J. *Riesgo de morir y contaminación atmosférica: un estudio ecológico en Santiago de Chile*. World Health Stat 1995; 48 118-125



diaria de MP10 se asocia con un incremento del 1% en la mortalidad total. La mayor respuesta comenzaba a concentraciones de  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>52</sup>.

Los efectos a corto plazo del MP también fueron evaluados asociando las consultas infantiles por causas respiratorias realizadas en el Hospital Calvo Mackenna de Santiago, y la concentración media de 24 horas de MP2,5. Los resultados mostraron que durante los meses fríos, un aumento de  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración media de 24 horas de MP2,5 ( $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) se relacionó con un incremento de 2,7% (95% CI, 1,1 – 4,4) en las consultas de urgencia en menores de 15 años por causas respiratorias con dos días de retraso (respecto al día de exposición) y a un incremento del 6,7% (95% CI, 1,1 – 12,01) en la consulta por neumonías con tres días de retraso<sup>53</sup>.

En el año 2000, se publica en Santiago una revisión bibliográfica respecto al ozono en la cual se pone de manifiesto que la norma horaria de 80 ppb se sobrepasa en todas las estaciones de la red de monitoreo durante los meses cálidos. Es importante mencionar que el  $\text{O}_3$  es un potente oxidante que daña directamente las proteínas y lípidos de las células en especial del tracto respiratorio<sup>54</sup>.

También en el año 2000, Cifuentes et al publican un trabajo donde se asocia el número de muertes diarias con los niveles medios de MP2,5 en Santiago. Se concluye que hay un fuerte componente estacional, la muerte diaria se incrementa un 30% en invierno respecto al verano y la media invernal de MP2,5 (media diaria de los meses fríos) es de  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mientras que la media de concentración en verano es de  $31.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ <sup>55</sup>.

También se estimó un incremento del 4,2% en el total de la mortalidad asociada con un nivel medio para MP2,5 de  $58,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durante el período de estudio (1988-1996) y se

---

<sup>52</sup> Ostro B. et al. *Contaminación del aire y mortalidad. Santiago de Chile*. Expos. Anal. Environ. Epidemiol 1996; 6, 97-114

<sup>53</sup> Ilabaca M, et al. *Association between levels of fine particulate and emergency visits for pneumonia and other respiratory illness among children in Santiago. Chile*. J Air Waste Manag Assoc. 1999; 49:174-85.

<sup>54</sup> Oyarzun M. *Efectos del Ozono Troposférico sobre el sistema respiratorio*. Rev. Chil. Enf. Respir. 2000; 16:25-33

<sup>55</sup> Cifuentes L. et al. *Effects of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile*. Journal of the Air & Waste Management Association; vol 50 August 2000

calculó un exceso de muertes por año de más de 1000 personas dependiendo de la combinación de contaminantes analizada (MP2,5; CO; NOx)<sup>56</sup>.

Respecto a la evaluación de la exposición personal, se realizó un estudio en niños de la Región Metropolitana de Santiago considerando exposición a material particulado en sus dos fracciones (MP10 y MP2,5) y NO<sub>2</sub>. Se encontró un aumento de la exposición personal al material particulado fracción gruesa (MP2,5 a 10 µm) posiblemente asociada a los patrones de actividad de los niños, en donde predominan los juegos al aire libre. Mediciones de exposición personal a NO<sub>2</sub> menores que las mediciones del ambiente y niveles de exposición personal a MP2,5 similares a las del ambiente.

Se concluyó que la concentración extramuros de MP2,5 explica el 54% de la variabilidad de la concentración dentro de los hogares, debido a un mayor tiempo de residencia del MP2,5 dentro del hogar, con una vida media de días a semanas (eficiencia de penetración 60%). La concentración extramuros de MP fracción gruesa, explicaría menos del 15% de la variabilidad en la concentración dentro de los hogares, con alta tasa de deposición y una vida media de minutos a horas (eficiencia de penetración 30%).

Con estos hallazgos, se concluye que hay una alta tasa de penetración para el MP2,5 en las viviendas de Santiago, alta exposición a particulado fracción gruesa debido al patrón de actividad de los niños, y altas concentraciones ambientales y dentro de los hogares de NO<sub>2</sub>, esto último posiblemente por el uso de cocinas y estufas a gas<sup>57</sup>.

También se realizaron trabajos para caracterizar la toxicidad del material particulado de Santiago encontrándose niveles de HAPs superiores a los encontrados en estudios similares en EEUU y Europa<sup>58</sup>.

En el área metropolitana de la ciudad de Santiago se realizó una campaña de monitoreo de aerosoles orgánicos atmosférico en MP2,5 entre los meses de junio y octubre del año 2001 y 2002<sup>59</sup>. El propósito del estudio fue caracterizar el perfil de concentración de 16

---

<sup>56</sup> Cifuentes L. et al., op. cit., August 2000

<sup>57</sup> Rojas-Bracho L. et al. *Measurements of children's exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago, Chile*. The Science of the Total Environment 287 (2002) 249-264

<sup>58</sup> Gil L and King L. *Trends of polycyclic aromatic hydrocarbon levels and mutagenicity in Santiago's inhalable airborne particles in the period 1992-1996*. Inhal Toxicol 2000 Dec; 12(12): 1185-204

<sup>59</sup> Cereceda-Balic, P. Oyola, E. Gramsch and Dietrich von Baer: *Long Time PAH Monitoring in Atmospheric Samples of Santiago de Chile*, publicado como artículo extendido en el libro titulado **Transport and Chemical**

EPA Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (16 EPA-HAPs), así como evaluar su distribución de fases y su influencia sobre la salud de la población.

La concentración promedio total de HAPs (TPAHs), esto es, la suma de los HAP presentes en la fase gaseosa (g-HAP) más aquellos presentes en el material particulado atmosférico (p-HAP) ( $g\text{-HAP} + p\text{-HAP} = \text{TPAHs}$ ) para el período completo (Jun-Oct, 2001 y 2002) en el aire ambiente de Parque O'Higgins (PO, 2001) fue de  $84 \text{ ng m}^{-3}$ , mientras que para el mismo período en Pudahuel (PU, 2002) fue  $1.321 \text{ ng m}^{-3}$ . Esta concentración fue sustancialmente mayor que aquellas encontradas en algunas ciudades europeas de clima mediterráneo (semejante al de Santiago), tales como Roma y Atenas. En particular, la concentración promedio para el período completo de BAP fue para la estación de PO de  $3,3 \text{ ng m}^{-3}$  y para la de PU de  $17,9 \text{ ng m}^{-3}$ , esto significa 3 y 18 veces mayor que el límite máximo establecido por la norma de la Unión Europea ( $1 \text{ ng m}^{-3}$ , promedio anual para PM10 medido durante 24h, en vigor desde 2005) y de 300 a 1.800 veces mayor que el valor recomendado por la Organización Mundial de la Salud ( $0,01 \text{ ng m}^{-3}$ ). Tanto en la estación de PO, como de PU, la mayor concentración de HAPs se encuentra en fase gaseosa (PUF), incluso para aquellos HAPs menos volátiles (compuestos de 5 y 6 anillos). Esta tendencia es relativamente opuesta a los países más fríos del hemisferio norte, donde la mayor concentración de HAPs se encuentra asociada al material particulado. Las razones que explican la distribución de fases de los HAPs es algo que aún se está investigando, pero desde el punto de vista toxicológico, es más relevante y peligroso que exista una alta concentración de HAPs en fase gaseosa (Pankow, et.al, 2000), situación que experimenta la ciudad de Santiago. Tomando en consideración estos antecedentes, se puede afirmar que si en la atmósfera de las comunas analizadas se mantienen los elevados niveles de HAPs reportados en este estudio, los habitantes de Santiago están expuestos a un riesgo extremadamente alto de contraer cáncer pulmonar y otras enfermedades asociadas<sup>60</sup>.

Como ya hemos mencionado al principio del informe, además de los estudios epidemiológicos de concentración/respuesta, se realizaron estudios económicos, con el propósito de evaluar los beneficios de implementar varias medidas del PPDA. Cifuentes

---

**Transformation in the Troposphere—EUROTRAC 2002**, P. Midgley and M. Reuther (Ed.), Margraf Verlag, Alemania, ISBN 3-8236-1385-5, 2002.

<sup>60</sup> Cereceda-Balic, F.; Gramsch, E.; Von Baer, D.; Oyola, P: "*Characterization of PAHs in gas and particulate phase in air samples at the metropolitan area of Santiago, Chile*". Poster presentado en el "2005 AAAR Particulate Matter Supersites Program and Related Studies", en Atlanta en Estados Unidos, realizado el 7 al 11 de Febrero del 2005.

realizó un trabajo para CONAMA acerca de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana<sup>61</sup>. La metodología utilizada se basó en el método de la función de daño, que modela cuantitativamente desde el cambio en emisiones hasta el cambio en los efectos en la salud, utilizando en el análisis dos escenarios, con y sin la aplicación de las medidas del PPDA, es decir estimar la diferencia entre dos escenarios de evolución de concentraciones (entre los años 1997 y 2011).

Como uno de los principales efectos de la contaminación atmosférica es el aumento de la mortalidad se utilizó en este estudio el término de muertes *en exceso* en la población expuesta (toda la población de la provincia de Santiago), además en este trabajo se entiende que con la aplicación de las medidas del PPDA, se producirá una reducción de efectos adversos y la medida de valorizar este cambio es la disposición a pagar (DAP) de la población por evitar la ocurrencia de estos efectos.

Para la DAP se consideraron cuatro componentes:

- El costo tratamiento del efecto adverso (gastos médicos)
- El costo de actividades defensivas para evitar el efecto
- La productividad perdida debido a la ocurrencia del efecto
- La disutilidad que experimenta la persona debido a la ocurrencia del efecto

Por ejemplo, comparando los dos escenarios propuestos, estimó valores para las reducciones de riesgo de morir relacionada a MP y O<sub>3</sub> de 336 millones de pesos chilenos, con aproximadamente 10.000 muertes evitadas<sup>62</sup>.

Holz propuso en base a un perfil epidemiológico de las afecciones en salud asociadas a la contaminación del aire. Para bronquitis crónica los costos son \$1.086.582 (pesos de 1997) que equivale al valor unitario del costo del tratamiento anual de la enfermedad, el costo unitario de las consultas pediátricas por IRA bajas lo estimó en \$102.250, costo unitario de

---

<sup>61</sup> Cifuentes, L. A. "Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana", informe preparado para CONAMA, 2000.

<sup>62</sup> Cifuentes L.A., op. cit., 2000

admisiones hospitalarias por EPOC en \$791.695 y admisiones hospitalarias por enfermedad cardiovascular en mayores de 65 años en \$1.512.528<sup>63</sup>.

CONAMA, por su parte ha realizado un análisis general del impacto económico y social (AGIES) del PPDA centrandose su atención en 20 medidas directas de corto plazo implementadas entre el 2000-2005, con el objetivo específico del control de emisiones de precursores de MP2.5 se utilizó la metodología de análisis costo-beneficio (ACB) para la evaluación económica la cual consiste en estimar los costos y beneficios utilizando la evaluación social de proyectos en términos monetarios, entre un escenario con medidas del PPDA y otro sin PPDA.

El resultado de este análisis mostró que el principal beneficio es el asociado a salud (US\$710 millones) y que el total de los beneficios estimados (US\$ 780 millones) sobrepasan largamente a los costos proyectados (US\$ 133 millones) para el período 2000-2005.

Actualmente, se está trabajando en el desarrollo de indicadores de calidad del aire y salud para ser utilizado como herramienta en la gestión de la calidad del aire a través de tiempo, estos indicadores una vez desarrollados e implementados son de fácil elaboración para el seguimiento de intervenciones ambientales si se cuenta con la información necesaria. Dichos indicadores son los que se utilizan en este estudio para analizar el impacto del mejoramiento de la calidad del aire en la salud de la población de la Región Metropolitana.

## CONCLUSIONES DE LA RECOPIACIÓN BIBLIOGRÁFICA

Desde la ocurrencia de los grandes “accidentes ambientales” de la primera mitad del siglo XX en los cuales se estableció la existencia de una relación entre contaminación del aire y un aumento de la mortalidad y la morbilidad, como por ejemplo en 1930, 60 muertos ocurridos en el Valle de Mosa (Bélgica), en 1948 en Donora (Pennsylvania, EEUU) 20 defunciones y luego en la segunda mitad del siglo pasado, la catástrofe de Londres, en Diciembre de 1952, con 4000 muertes en exceso, hicieron recapacitar a los gobiernos acerca de la importancia de tener políticas de control de la contaminación del aire en centros urbanos.

---

<sup>63</sup> Holz, J. C. *Estimación de costos unitarios en morbilidad y mortalidad, su aplicación para calcular los beneficios del plan de prevención y descontaminación atmosférica de la Región Metropolitana*. Santiago. Universidad de Chile, 2000

Estados Unidos, Canadá y países europeos han sido quienes más han desarrollado e implementado políticas ambientales que se han traducido en importantes reducciones de las concentraciones de contaminantes en el aire urbano, políticas sobre todo orientadas al transporte, fuente principal de contaminantes en el medio urbano.

Si bien los niveles actuales de contaminación se consideran moderados, la preocupación de los efectos adversos en salud continúa, ya que la evidencia de estudios epidemiológicos realizados en distintas ciudades como vimos en la bibliografía dan como resultados que aún por debajo de los estándares adoptados o de los niveles considerados seguros hay asociación con un incremento en la mortalidad y morbilidad.

La mayoría de los estudios han sido observacionales y se han enfocado en efectos a corto plazo, es decir aparición del efecto en el período de días después de la exposición y que variables como lugar y tiempo son determinantes de los resultados y deben ser controladas en el análisis además de otras variables confusoras como el tabaco, sobrepeso, ocupación.

Se ha recalcado la existencia de dos estudios prospectivos de cohortes muy importantes que mostraron la asociación de la contaminación atmosférica y la mortalidad a largo plazo jerarquizando los escenarios de exposición

También estudios multicéntricos como el APHEA, que aporta información reciente con nueva metodología para el análisis de series temporales.

Mencionamos en este momento el aporte de la medicina experimental que en los últimos años dio evidencia del mecanismo fisiopatológico de las partículas en el aire urbano y que su toxicidad se debe a la alta composición de partículas ultrafinas con metales y HAP's transportados por las mismas, los estudios han sido realizados por la Universidad de Harvard, en ratas (Hamada K. et al, Godleski J. et al) y caninos (Clarke R. et al)

El conocimiento científico es abundante y la estrategia es transformar el conocimiento en herramienta para la gestión. En nuestro caso, la propuesta de desarrollo de indicadores de aire y salud como una forma de contribuir a la mejor planificación y ejecución de intervenciones aportando indicadores que permitan establecer prioridades y evaluar medidas implementadas, todo ello con el propósito de mejorar la salud de la población como consecuencia en la mejora en la calidad del aire

Este indicador intenta mostrar en el tiempo un cambio en los indicadores de salud como resultado de la mejora en la calidad del aire. Para poder implementar este Indicador es necesaria una estrategia que abarque en forma integrada la problemática de salud y sus determinantes, entre ellos el medio ambiente, en el marco de políticas sustentables que

se traduzcan en intervenciones eficaces en función del costo y oportunas en el tiempo y que faciliten la sinergia entre las medidas en materia de ambiente y salud. Una de las maneras es facilitar la interpretación de información a veces en estancos

## RECOPIACIÓN DE LOS ANTECEDENTES DISPONIBLES

Para el desarrollo de los indicadores de calidad del aire en salud es necesario contar con datos validados de meteorología, calidad del aire y mortalidad, para el período comprendido entre los años 2000-2009, según disponibilidad de datos.

Para el análisis de la mortalidad, se utilizará la información generada por el DEIS (Ministerio de Salud) que registra los certificados de mortalidad los cuales son universalmente mantenidos, donde los datos se encuentran bajo la Clasificación Internacional de Patologías – 10ª Revisión (código CIE-10). En el caso de la Región Metropolitana, se cuenta con series de tiempo de mortalidad a partir del año 1997 bajo dicha clasificación. Lo anterior significa que se cuenta con el número de muertes diarias atribuidas a causas respiratorias y cardiovasculares para las comunas de la región para el período 1997-2009.

Dado que el objetivo de este estudio es analizar el impacto en la salud de todas las personas que habitan en la zona latente por MP10 y que están expuestas a la contaminación atmosférica, el análisis fue realizado en una primera instancia a nivel comunal para analizar el impacto de la variación de los contaminantes en diferentes sectores de la región. Sin embargo la falta de información de morbilidad y mortalidad para la región llevó a la contraparte a realizar un análisis preliminar que compare mortalidad entre MP2,5 y MP10 para analizar dichos resultados a la luz de lo esperado por la SEREMI MA RM.

Para las variables meteorológicas, se cuenta con datos diarios de temperatura máxima, mínima, promedio diario, humedad relativa, dirección del viento y cambio en la presión atmosférica diaria validados para el período en estudio. Es necesario que los datos disponibles sean representativos de las condiciones de entorno de cada estación de monitoreo de calidad del aire, por lo cual fue necesario realizar algunas aproximaciones que se describen más adelante.

## DATOS DE MORTALIDAD

La información epidemiológica que se genera en Chile es administrada por el DEIS (Departamento de Estadísticas e Información de Salud) dependiente del Ministerio de Salud. Los datos son codificados según el ICD-10, CIE en español (ver anexo 1), clasificación diagnóstica internacional estándar para todos los análisis epidemiológicos en general, usado para fines de gestión de la salud y para el uso clínico. Estos incluyen el análisis de la situación sanitaria general de los grupos de población y el seguimiento de la incidencia y prevalencia de enfermedades y otros problemas de salud en relación con otras variables como las características y circunstancias de las personas afectadas, reembolso, la asignación de recursos, la calidad y directrices.

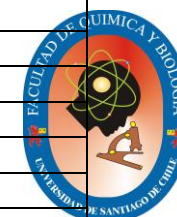
El formato de la información de mortalidad se detalla a continuación:

- Información disponible para todo el año, para todas las comunas del país, desagregada a nivel comunal.
- La información incluye todas las muertes (sector público y privado).
- La información se entrega de forma “innominada” por individuo.
- Los datos son procesados con dos años de desfase, razón por la cual al año 2011 sólo están disponibles datos hasta el año 2009.
- Información es codificada según código CIE-10

La información que se reporta es la siguiente, la cual es desagregada a nivel de cada comuna.

**Tabla 1. Formato de la información de mortalidad entregada por el DEIS a nivel de comunas**

Gender	Age_type	Age_cant	Class_ins	Level_ins	Def_day	Def_Mo	Def_Yr	Comuna	Urb-rur	Diag1	Diag2
1	1	81	6	3	7	1	2000	455		J180	
2	1	74	0	5	6	2	2000	455		J180	
1	1	79	6	4	12	2	2000	455		J180	
2	1	94	6	4	25	3	2000	455		J180	
2	1	92	3	4	3	4	2000	455		J180	
1	1	94	6	4	8	4	2000	455		J180	
2	1	90	0	5	17	4	2000	455		J180	
2	3	10	0	5	17	4	2000	455		J180	
2	1	91	6	3	27	4	2000	455		J180	
2	1	92	0	5	21	6	2000	455		J180	
1	1	84	4	4	21	6	2000	455		J180	





**Tabla 2: Campos de información de mortalidad entregada por el DEIS a nivel de comunas**

Nombre Campo	Descripción	Valores
GENDER	Género	1, 2
AGE_TYPE	Unidad en que se expresa edad	1: años; 2: meses; 3 días; 4: horas
AGE_CANT	Edad	Número de años, meses, días, horas
CLASS_INS	Nivel Educacional	1 a 9
LEVEL_INS	Nivel de ingresos	1 a 9
DEF_DAY	Día de defunción	1 a 31
DEF_MO	Mes de defunción	1 a 12
DEF_YR	Año de defunción	aaaa
COMUNA	Comuna	código de comunas
URB-RUR	Comuna urbana o rural	1, 2
DIAG1	Diagnóstico 1	Código ICD-10
DIAG2	Diagnóstico 2	Código ICD-10

## INDICADOR DE IMPACTO EN SALUD RELACIONADO CON CALIDAD DEL AIRE EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO

### *Indicador de Salud del Aire - Material Particulado (MP10) y Material Particulado Fino (MP2,5)*

Las poblaciones están regularmente expuestas a la contaminación del aire proveniente de fuentes externas como actividades de transporte e industriales. Esta exposición puede conducir al desarrollo de enfermedades pulmonares crónicas, ataques al corazón e infartos cardíacos, y al inicio o empeoramiento de dificultades respiratorias. Estos efectos en la salud contribuyen a pérdida de productividad, visitas a médicos y salas de emergencia, ingreso a hospitales y mortalidad. El ISA ha sido desarrollado como una herramienta para monitorear los impactos de la exposición a la contaminación del aire exterior en el tiempo sobre la salud de las Comunidades.

Específicamente, el ISA monitorea el porcentaje de la mortalidad total que puede atribuirse a la exposición a 2 contaminantes importantes del aire exterior: MP2,5 (monitoreado en 4 estaciones de calidad del aire) y MP10 (monitoreado en 7 estaciones) para el período en análisis.

Proponemos un método para evaluar la eficacia de los programas de manejo de la calidad del aire para mejorar la salud pública que estima tendencias temporales del riesgo para la salud atribuible a la contaminación del aire. Definimos el Indicador de Salud del Aire (ISA) como el porcentaje de la mortalidad diaria atribuible a la exposición al contaminante de interés, que es proporcional al nivel de riesgo. El ISA se estima empleando un modelo de regresión aditiva generalizada de Poisson con técnicas estadísticas alisadoras, y el nivel del contaminante de interés. El modelo se ajusta para covariables específicas de tiempo y ubicación tales como condiciones meteorológicas y día de la semana. Se usan modelos de efectos aleatorios para obtener una distribución de riesgo en el espacio. En este informe ilustramos la utilidad del ISA, que puede interpretarse como una medida del progreso en el manejo de la calidad del aire en el tiempo, usando datos chilenos. Ilustramos cómo el cambio en el ISA para niveles de MP10 en 7 áreas desde el año 1997 al 2009, reflejando cambios en el porcentaje de muertes no accidentales atribuibles al MP10 en el tiempo. Luego determinamos el impacto de los niveles extremos de contaminación del aire categorizados como alerta, preemergencia y emergencia sobre la salud pública, determinando la cantidad de personas que mueren prematuramente debido a la exposición a la contaminación del aire urbano en Chile en días con esos niveles.

Examinar la tendencia por la exposición sola ha sido típicamente el enfoque utilizado para determinar la efectividad de mejorar la calidad del aire. Sin embargo, eso entrega una imagen incompleta del impacto de la contaminación del aire. El ISA entrega una medición informativa del cambio de la carga de enfermedad asociada con la contaminación del aire en el tiempo y facilita la responsabilidad.

El Indicador de Salud del Aire (ISA) proporciona una visión de los impactos en la salud pública atribuibles a la contaminación del aire exterior. Muestra una tendencia decreciente en la mortalidad atribuible a la exposición a MP10 y MP2,5.

La mortalidad total no es el resultado solamente de la exposición a la contaminación del aire (material particulado y particulado fino) sino más bien a la combinación de una variedad de factores de riesgo. Otros factores de riesgo que contribuyen incluyen edad,

sexo, raza, obesidad, historia como fumador, educación, estado civil, dieta, consumo de alcohol y exposición ocupacional. El ISA pretende identificar el factor de riesgo de mortalidad relacionado solamente con la exposición a la contaminación del aire.

El modelo del componente  $PM_{10}$  del ISA predice que 11% de la mortalidad total se podía atribuir a la exposición a  $PM_{10}$  en 1997, disminuyendo a 6,6% en 2009. El componente  $MP_{2,5}$  del ISA sugiere una tendencia decreciente entre 2000 y 2009. Alrededor de 3,36% de la mortalidad total podía atribuirse a la exposición a  $MP_{2,5}$  en el año 2000, disminuyendo a 2,74% en el 2009.

### **Introducción**

Eventos históricos extremos de contaminación del aire como los que experimentó Londres en las décadas de 1950 y 1960 demostraron claramente el potencial de la contaminación ambiental del aire para exacerbar las enfermedades cardiorrespiratorias, manifestadas en hospitalización y mortalidad prematura. En los años siguientes se han hecho considerables esfuerzos para reducir la contaminación por la combustión de combustibles fósiles y la actividad industrial. Aunque estas estrategias de mitigación de la contaminación se han considerado fundamentalmente exitosas, la evidencia de estudios recientes de salud de la población sigue identificando la calidad del aire ambiental como una preocupación para la salud de la población<sup>64 65</sup>.

El progreso en la mitigación de la contaminación se suele medir de varias maneras. Las emisiones de contaminantes primarios a la atmósfera pueden medirse o estimarse y controlarse en el tiempo. Alternativamente, las concentraciones ambientales de contaminantes primarios y secundarios atmosféricos pueden medirse y monitorearse en lugares representativos. Sin embargo, con frecuencia es deseable demostrar que el gasto

---

<sup>64</sup> Çakmak S, Dales RE, et al. (2006) Do Gender, Education, and Income Modify the Effect of Air Pollution Gases on Cardiac Disease?, J. Occup Environ. Med. 2006; 48:89-94.

<sup>65</sup> Çakmak S, Dales RE and Vidal C.B. (2009) Air Pollution and Mortality in Chile: susceptibility among the elderly, Environmental Health Perspectives, 115(4), 524-27.

de la sociedad para mejorar la calidad del aire ha logrado mejoras en la salud pública, y cuantificar estas mejoras.

Aquí tenemos tres objetivos principales asociados con el desarrollo de un Indicador de Salud del Aire (ISA): 1) Avances en el uso de la estadística para comprender la relación entre calidad del aire y mortalidad; 2) proporcionar evaluaciones confiables del riesgo de la contaminación del aire y su impacto en la salud pública; y 3) identificar tendencias en la contaminación del aire relacionadas con el riesgo en el tiempo. Como ilustración, calculamos el ISA para MP10 y MP2,5 y usamos el índice para estimar la efectividad de la mitigación de la contaminación para el período 1° de enero de 1997 hasta el 31 de diciembre de 2009 para MP10 y 1° de enero de 2000 hasta el 31 de diciembre de 2009 para MP2,5. Luego determinamos la carga de mortalidad asociada con tres categorías de niveles extremos de MP10 y MP2,5. Para MP10, alerta ( $200-299 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)); preemergencia ( $300-499 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)); y emergencia ( $>500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)); para MP2,4, se tiene alerta ( $80-109 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)); preemergencia ( $110-169 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)); y emergencia ( $>170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (promedio de 24 hr)).

### ***Modelo Estadístico del Riesgo de la Contaminación Aire para la Salud Pública***

Nuestra meta principal era evaluar el riesgo de concentraciones de contaminación del aire sobre la salud de la población en el tiempo. Nuestro modelo basal incluye tiempo, temperatura, día de la semana y nivel de contaminación del aire como factores de riesgo. Se cree que la mortalidad diaria causada por la contaminación del aire depende del tiempo y el clima de manera no lineal. Se puede usar un modelo aditivo generalizado de regresión de Poisson para relacionar estas dos series de tiempo. El supuesto es que las observaciones son independientes y el logaritmo de la cantidad esperada de puntos terminales de salud, en este caso mortalidad, es modelado por una función aditiva de variables independientes. Asimismo, se supone que el resultado depende de una suma de

funciones lineales no paramétricas para cada variable<sup>66</sup>.

Consideremos una serie temporal del número diario de muertes en el día  $t$  dentro de la comunidad  $i$  en el año  $j$ ,  $Y_{ij}(t)$ , y la correspondiente concentración de un contaminante ambiental del aire,  $x_{ij}(t)$ . Estas dos series temporales pueden relacionarse por medio del siguiente modelo:

$$\log\{E(y_{ij}(t))\} = f_{1ij}(t; \delta) + f_{2ij}(w(t); \phi) + \beta_{ij} x_{ij}(t) \quad , \quad (1)$$

donde  $f_{1ij}$  y  $f_{2ij}$  son funciones alisadoras no lineales que describen la asociación potencialmente no lineal entre las variables tiempo y clima, y los resultados en la salud, como la mortalidad. Estas funciones se conocen hasta los parámetros  $\delta$  y  $\phi$ , que deben ser estimados de los datos. El parámetro desconocido  $\beta_{ij}$  representa el logaritmo de la tasa relativa del resultado en salud atribuible a un cambio unitario de la contaminación del aire específicamente para una comunidad (o localidad)  $i$  en el año  $j$ . Se necesita una estimación dependiente del tiempo de la asociación entre exposición a la contaminación y mortalidad,  $\beta_{ij}$ , para nuestro Indicador de Salud del Aire. La especificación del modelo se completa suponiendo que la varianza de  $Y(t)$  es  $\pi E[Y(t)]$ , donde  $\pi$  es la cantidad de sobre(sub)dispersión relativa a la variación de Poisson ( $\pi=1$ ).

El parámetro desconocido  $\beta$  se estima por métodos de cuadrados mínimos iterativamente ponderados (3). Este enfoque implica obtener estimaciones actualizadas de los parámetros desconocidos. La ecuación para la estimación de  $\beta$ , suponiendo que  $\delta$  y  $\phi$  son conocidos, es

---

<sup>66</sup> Lindstrom MJ, Bates DM. 1990. Nonlinear mixed effects models for repeated measures data. *Biometrics* 46:673-687.

$$\hat{\beta}^{(l+1)} = \hat{\beta}^{(l)} + \left( \sum_{t=1}^T \hat{\mu}^l(t) \times x^2(t) \right)^{-1} \times \left( \sum_{t=1}^T x(t) \{y(t) - \hat{\mu}^l(t)\} \right) , \quad (2)$$

donde  $\hat{\mu}(t)$  es la estimación esperada de  $y(t)$  en la iteración  $i$  en el tiempo  $t$ . Las iteraciones continúan hasta la convergencia de la rutina (2), generalmente definida por una pequeña diferencia relativa en estimaciones consecutivas de parámetros, en nuestro caso  $1 \times 10^{-5}$ .

Para la ubicación elegida  $i$ ,  $\{\exists_{i1}, \exists_{i2}, \dots, \exists_{in}\}$  es el conjunto de los coeficientes de riesgo de contaminación del aire a lo largo de  $n$  años. Nuestro interés es describir cómo  $\exists(t)$  varía de manera pareja en el tiempo. Esperamos un conjunto de  $n$  estimaciones de riesgo para proporcionar información sobre una tendencia temporal de riesgo en una ubicación seleccionada.

### ***Una Medida de Progreso en el Manejo de la Calidad del Aire: Indicador de Salud del Aire***

El Indicador de Salud del Aire (ISA) se define como el porcentaje de la mortalidad diaria atribuible a la exposición al contaminante que se está modelando<sup>67</sup>. El ISA para el año  $j$  y la ubicación  $i$  se define algebraicamente por

$$AHI_i(j) = \hat{r}_i(j) \hat{X}_i(j) \times 100 , \quad (3)$$

donde  $\hat{r}_i(j) \hat{X}_i(j)$  son una estimación “temporalmente alisada” del riesgo y una estimación temporalmente alisada de la concentración de la contaminación del aire durante el año  $j$ , respectivamente.

Suponemos que los riesgos para la salud asociados con la contaminación del aire cambian de manera pareja con el tiempo. Sin embargo, los riesgos se estiman directamente de los datos y, por lo tanto, el error de estimación puede producir considerables variaciones de

---

<sup>67</sup> Morgan MG, Henrion M. Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1990.

año en año, haciendo necesarios los ajustes de las estimaciones de riesgo. Las estimaciones de riesgo de los últimos  $n$  años se usan para ajustar la estimación de riesgo en el año  $j$  para una ciudad  $i$ :

$$\hat{r}_i(j) = \sum_{m=j-n+1}^j w_{i,m} \beta_i(m), \quad (4)$$

donde  $w_{i,m}$  es la ponderación y  $\beta_i(m)$ , es la estimación del riesgo para esa ciudad  $i$  en el año  $m$ . A los años más cercanos al año elegido  $j$  se les asigna mayor peso usando una a función tricúbica:

$$w_{i,m} = \begin{cases} (1-u_m^3)^3 & \text{for } 0 < u_m < 1 \\ 0 & \text{Otherwise} \end{cases}$$

$$\text{donde } u_m = \frac{j-m}{n}$$

La incertidumbre de las estimaciones del ISA se pueden obtener combinando las incertidumbres de  $\hat{w}_i(t)$ ,  $\hat{r}_i(t)$  y  $\hat{X}_i(t)$  usando métodos de Monte Carlo (4). El Indicador de Salud del Aire para todas las ubicaciones combinadas se define como la suma ponderada de los ISA de cada ubicación.

***El Indicador de Salud del Aire (ISA) respecto al Material Particulado (MP10) y Mortalidad***

Las cantidades diarias de muertes no accidentales en 7 comunas chilenas (Las Condes, Cerrillos, El Bosque, Florida, Independencia, Parque y Pudahuel) se obtuvieron para el período 1° de enero de 1997 a 31 de diciembre de 2009, además de los valores promedio diarios de las concentraciones de material particulado (MP10). Puesto que el ISA representa el porcentaje de mortalidad atribuida a la exposición a un contaminante, la reducción del ISA en el tiempo es una medida de las reducciones de las consecuencias de

ese contaminante sobre la salud. El resultado de las medidas de control de MP10 para las cargas de mortalidad en cada comuna se presenta en la Figura 1. Los gráficos ilustran que se puede ver progreso constante en la reducción del ISA, la mortalidad asociada con (MP10), en todas las comunas. Al combinar estas comunas usando los promedios ponderados de los valores específicos de las ciudades, el valor del ISA al comienzo del periodo de estudio, 1 de enero de 1997, era 11,0% y bajó a 6,6% al final del periodo del estudio, 31 de diciembre de 2009. Como resultado de ello, estimamos que globalmente, los cambios de las concentraciones ambientales de MP10 en estas 7 áreas han contribuido a una reducción del 4,4% de las muertes atribuidas a la exposición de dicho contaminante.

### ***El Indicador de Salud del Aire con material particulado fino (MP2,5) y Mortalidad***

Las muertes diarias no accidentales en las 7 áreas de la región (Las Condes, Cerrillos, El Bosque, Florida, Independencia, Parque O'Higgins y Pudahuel) fueron obtenidas entre el 1° de enero de 1997 al 31 de diciembre de 2009. Sin embargo, el MP2,5 se encuentra disponible solamente para 4 estaciones de monitoreo, Las Condes, Parque O'Higgins, Pudahuel y La Florida, desde el 1° de enero de 2000 al 31 de diciembre de 2009.

La medida de progreso para estas cuatro comunas se presenta en la Figura 2. El ISA muestra una mejora significativa en todas las comunas. Es así como se puede ver un progreso bastante constante en el manejo de MP2,5 en las cuatro áreas analizadas. El valor del ISA a comienzos del periodo del estudio, 1° de abril de 2000, era de 3,36% basado en un promedio ponderado de los valores específicos de las ciudades, y el valor al final del periodo de estudio, el 31 de diciembre de 2009, era 2,74%.

Por lo tanto, predecimos que los cambios de las concentraciones ambientales de MP2,5 en 4 de las zonas urbanas contribuyeron a una reducción de 0,62% en el porcentaje de muertes atribuidas a la exposición a la contaminación.

Concluimos que ha habido progreso significativo en la mejora de la salud de la población debido a las mejoras en las concentraciones ambientales de material particulado (MP2,5) en las 4 zonas urbanas examinadas.



## DETERMINACIÓN DEL NÚMERO DE PERSONAS QUE FALLECEN PREMATURAMENTE DEBIDO A LA EXPOSICIÓN A NIVELES CRÍTICOS DE CONTAMINACIÓN: ALERTA, PREEMERGENCIA Y EMERGENCIA EN CHILE

### ***MP10 v/s mortalidad***

El número de días de alerta varió mucho entre las comunas incluidas en este estudio. En total, durante este periodo de estudio de 13 años hubo un total de 379 alertas, 131 preemergencias y 7 emergencias en las 7 áreas. Pudahuel tuvo el mayor número de días con niveles extremos de contaminación del aire, con 253 días en la categoría de alerta, 98 días en preemergencia y 5 días en emergencia. En contraste, Las Condes tuvo solo 4 días en el nivel de alerta y un día de preemergencia. Las Condes no tuvo ningún día con concentraciones en nivel de emergencia durante 1997-2009.

Hubo un total de 73 alertas en 1997, el primer año del periodo de estudio, mientras que la contaminación del aire llegó al nivel de alerta en solo 20 y 13 días en 2008 y 2009, respectivamente. Basada en medidas sumarias de las 7 áreas urbanas, la contaminación exterior estuvo implicada en 14,98% de las muertes. Es decir, la tasa de muertes diarias hubiese disminuido aproximadamente un 15% si el nivel de MP10 se encontrase bajo la norma.

Hubo un total de 41 preemergencias en 1997, mientras que la contaminación del aire llegó al nivel de preemergencia en solo 6 y 2 días en 2008 y 2009, respectivamente. Basada en medidas sumarias de las 7 zonas urbanas, la contaminación exterior estuvo relacionada con 21% de las muertes cuando llegó al nivel de preemergencia. Es decir, la tasa de muertes diarias habría disminuido casi 21% si el contaminante MP10 disminuyera más allá de su nivel estándar.

Hubo 75 muertes/día durante el periodo de estudio desde 1997 a 2009. Por lo tanto, hubo  $0,1498 \times 75 = 11,23$  muertes/día, si el día es de alerta y  $0,21 \times 75 = 15,75$  muertes/día si el día es de Preemergencia, lo que aproximadamente corresponde a  $73 \times 11,23 + 41 \times 15,75 + 143 \sim 1608$  muertes atribuibles a exposición a la contaminación ambiental del aire en 1997

para las 7 zonas examinadas (143 corresponden a defunciones por calidad del aire en el rango de emergencia). No podemos calcular el número de años de vida perdidos como resultado de la exposición a MP10; pero de las 27.000 muertes, 1.608 personas murieron prematuramente en 1997 como resultado de aumentos de los niveles de MP10 por encontrarse más allá de los niveles estándar ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Sin embargo, los valores en 2008 y 2009 fueron 319 y 178 muertes, respectivamente. Estas muertes se produjeron primariamente en días en que las concentraciones de la contaminación del aire alcanzaron los niveles de alerta o preemergencia, con solo 7 días de emergencia para toda la población del estudio. En consecuencia, las muertes resultantes de niveles de emergencia contribuyen relativamente poco a la carga de mortalidad.

Mientras que la reducción del número de días de alerta en las 7 áreas examinadas indican una tendencia a la reducción de las concentraciones ambientales de los niveles de MP10, el ISA que hemos desarrollado indica que estas reducciones han resultado en mejoras significativas cuantificables en la salud pública.

### ***MP2,5 v/s Morbilidad***

El número de días de alerta basados en los niveles de MP2,5 varía significativamente entre las áreas analizadas. Durante el periodo estudiado, 10 años, hubo un total de 343 alertas, 99 preemergencias y cero emergencias en las áreas establecidas. Parque O'Higgins tuvo el mayor número de días con niveles extremos de contaminación del aire, con 149 días en la categoría de alerta y 49 días en preemergencia. En contraste, Las Condes tuvo solo 7 días en nivel de alerta y no tuvo preemergencias. La estación de monitoreo situada en Las Condes tampoco tuvo días con niveles de concentración de emergencia durante el período 2000-2009.

Hubo en total de 40 alertas el año 2000, el primer año del periodo de estudio para morbilidad, mientras que la contaminación del aire alcanzó el nivel de alerta solo en 3 días en 2009. Basada en medidas sumarias de las 4 zonas urbanas definidas para morbilidad, la contaminación exterior estuvo implicada en 9,98% de las defunciones. Esto indica que

la tasa de muerte diaria habría disminuido casi 10% si el contaminante MP10 fuese menor al nivel estándar.

Hubo un total de 3 preemergencias el año 2000, mientras que la contaminación del aire no llegó al nivel de preemergencia en 2009. Basada en medidas sumarias de las 7 áreas urbanas, la contaminación exterior estuvo asociada a 14,7% de las defunciones cuando se alcanzó el nivel de preemergencia. Es decir, la tasa de muerte diaria habría disminuido casi 15% si el contaminante MP10 hubiera disminuido más allá del nivel estándar.

Hubo 75 muertes/día durante el periodo de estudio desde 2000 a 2009. Por lo tanto, hubo  $0.0998 \times 75 = 7.49$  muertes/día si un día era un día de alerta, y  $0.15 \times 75 = 11.25$  muertes/día si un día era un día de Pre-emergencia, o aproximadamente  $40 \times 7.49 + 3 \times 11.25 \sim 234$  muertes atribuibles a la exposición a la contaminación del aire ambiental en 2000 en los 4 zonas examinados. No podemos calcular el número de años de vida perdidos como resultado de la exposición a MP2,5: de las 21.000 muertes, 234 personas murieron prematuramente en 2000 como resultado de aumentos de los niveles de MP2,5 más allá de los niveles estándar. Sin embargo, el valor en 2009 fue 23. Estas muertes se produjeron primariamente en días en que las concentraciones de la contaminación del aire alcanzaron los niveles de alerta.

Mientras que la reducción del número de días de alerta en las 4 áreas examinadas indica un progreso en la reducción de las concentraciones ambientales de los niveles de MP2,5, el indicador desarrollado muestra que estas reducciones han resultado en mejoras significativas, cuantificables de la salud pública.

### ***Discusión***

El ISA puede usarse como una medida de la efectividad de la mitigación de la contaminación del aire y puede ser útil para demostrar que los gastos para mejorar la calidad del aire han mejorado la salud pública. Por ejemplo, estimamos que en las 7 zonas de la región examinadas aquí la proporción de la mortalidad atribuida a la exposición a material particulado (MP10) ha declinado significativamente durante los últimos 13 años, indicando que las estrategias de mitigación han tenido éxito. Específicamente, en 1997

hubo 1.608 muertes atribuibles a la exposición a MP10 ambiental en las 7 áreas analizadas. Sin embargo, el número de muertes atribuibles a MP10 ambiental cayó a 319 en 2008 y a 178 en 2009, y estas muertes se produjeron primariamente en días en que la contaminación del aire alcanzó el nivel de alerta o preemergencia. Estos resultados sugieren que el riesgo de muerte atribuible a MP10 declinó junto con la declinación de las concentraciones de contaminación ambiental del aire y con la declinación del número de días en las categorías de alerta y preemergencia. Las mejoras en la calidad del aire se han traducido en mejoras para la salud de la población.

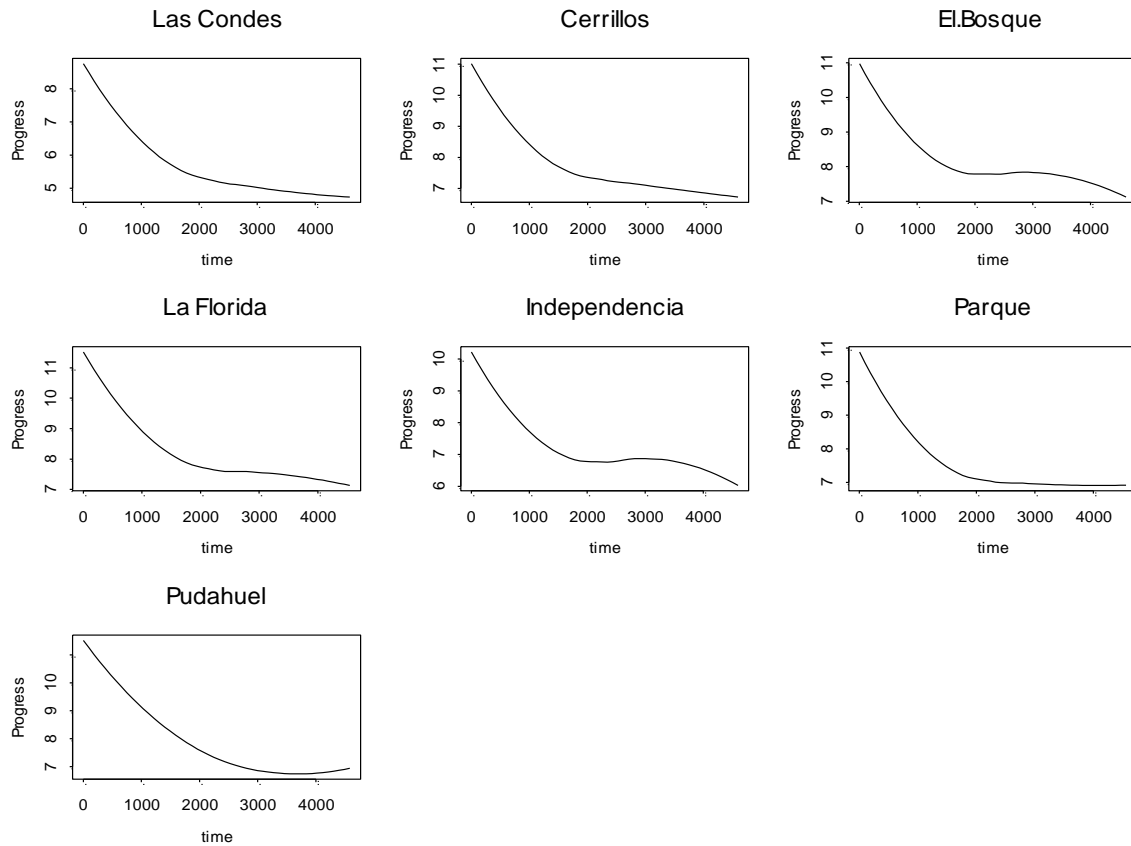
Respecto a la exposición al contaminante MP2,5 hubo 234 muertes atribuibles a la exposición ambiental en las 4 zonas examinadas durante el año 2000. Sin embargo, el número de muertes atribuibles al contaminante MP2,5 cayó a 23 en 2009, donde estas defunciones se produjeron básicamente en días en que la contaminación del aire alcanzó el nivel de alerta.

Aunque cada contaminante predice distintas cantidades de muertes debidas a mejoras en la calidad del aire a lo largo de los años, ambos contaminantes predicen aproximadamente los mismos números de días con extremos de contaminación (ambos predicen 3 preemergencias en 2000 y cero en 2009 en cuatro comunas). La diferencia en el número de muertes asociadas con cada contaminante podrían deberse a diferencias en su toxicidad. Aunque comúnmente se ha considerado el MP2,5 más peligroso que el MP10, el efecto del tamaño de las partículas no fue mayor con el MP2,5 en este trabajo. Por lo tanto, este estudio entrega una percepción de las variaciones de los resultados por indicadores de exposición, y pone en duda algunas suposiciones comunes.

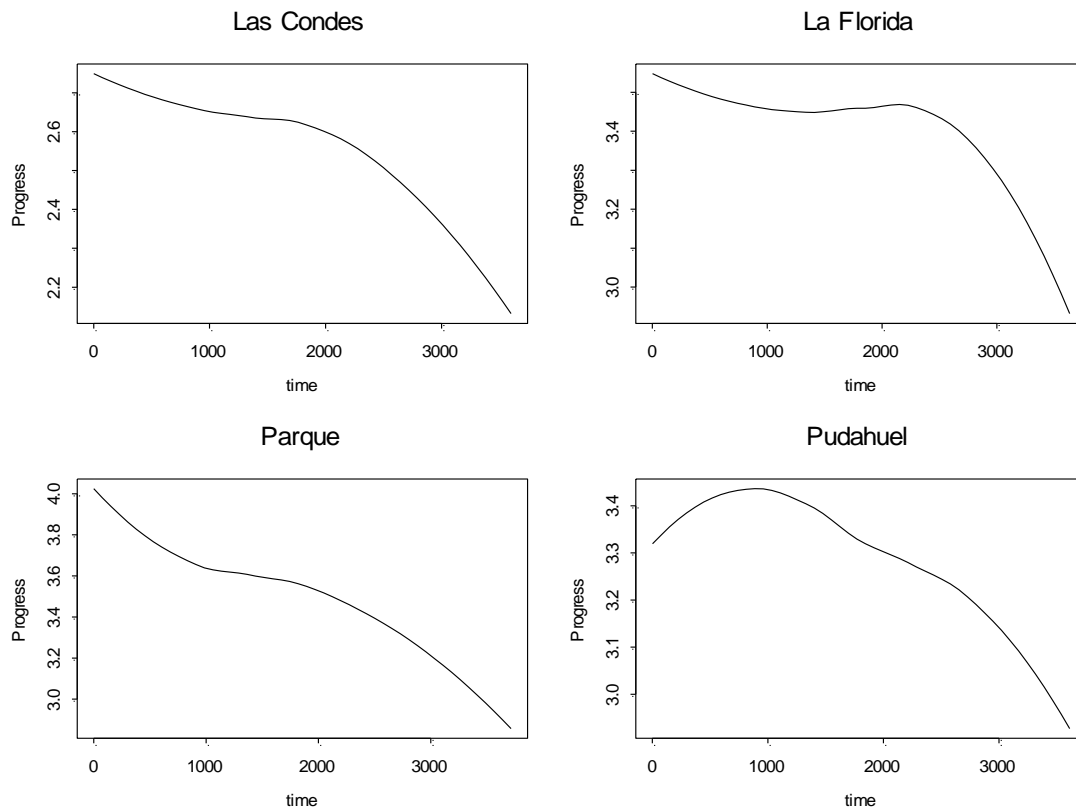
Además de cuantificar la efectividad de las estrategias de mitigación de la contaminación del aire, el ISA desarrollado aquí también podría usarse como una herramienta para evaluar si los componentes más importantes de la contaminación atmosférica han sido usados como objetivos para la reducción. Por ejemplo, el material particulado está constituido por varias características físicas y químicas de diversa toxicidad. Las estrategias de mitigación que afectan a un solo contaminante o a un número limitado de

ellos pueden no producir las mejoras esperadas en la salud de la población si las reducciones generales no reflejan reducciones de los componentes más tóxicos de la fase de partículas de la contaminación.

**Figura 1:** Estimaciones del ISA específicas de las ciudades y totales de las 7 áreas urbanas en el tiempo para la asociación de MP10 y mortalidad. La variable tiempo representa un día de estudio.



**Figura 2:** Estimaciones del ISA específicas de las áreas urbanas en el tiempo de asociación entre MP2,5 y mortalidad. La variable tiempo representa cada día de análisis.



## ANÁLISIS DE TENDENCIA EN MORTALIDAD (MP10) Y CALIDAD DEL AIRE

El indicador del impacto de la calidad del aire (ISA) proporciona una visión de los impactos en salud pública atribuibles a la contaminación. En el caso analizado, se ve una tendencia a la baja muy pequeña en la mortalidad atribuible a la exposición MP10.

La mortalidad total no es solamente el resultado de la exposición al material particulado sino más bien a una combinación de diversos factores de riesgo. Los otros factores que

contribuyen corresponden a la edad, género, raza, obesidad, historial si el individuo es fumador, educación, estado marital, dieta, consumo de alcohol y ocupación. El ISA busca identificar el factor de riesgo para la mortalidad relacionada solamente a la exposición a la contaminación atmosférica.

El contaminante MP10 del modelo utilizado predice que, en un comienzo, 4,68% del total de la mortalidad es atribuible a la exposición de dicho contaminante, reduciéndose a 4,29% en el año 2010.

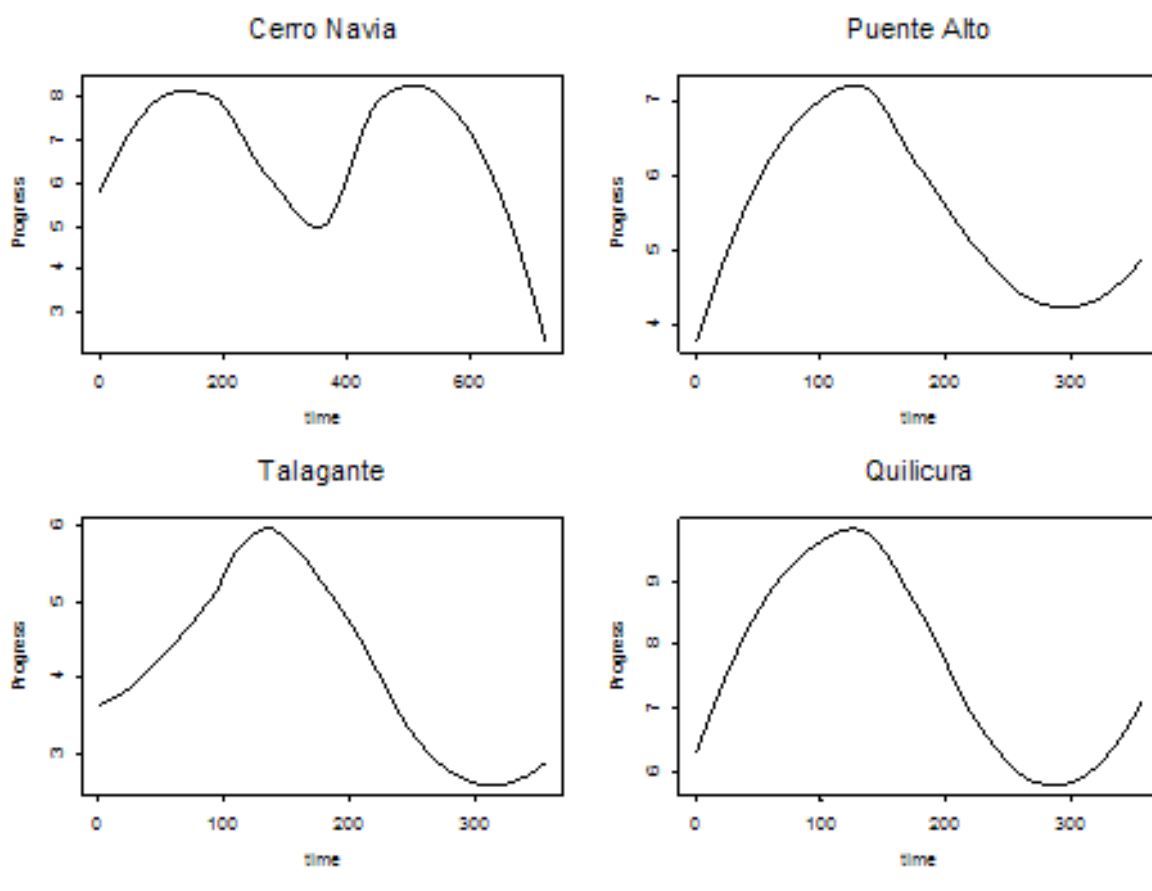
El número de muertes diarias no accidentales para las áreas consideradas en las nuevas estaciones de monitoreo (Cerro Navia, Puente Alto, Talagante and Quilicura) fueron obtenidas para el período 1° de enero de 1997 al 31 de diciembre de 2010. Los valores promedios diarios de MP10 estuvieron disponibles para el período 2008-2011 para Cerro Navia y para los años 2009-2011 para las otras tres comunas. Por otra parte, los datos de mortalidad estuvieron disponibles solo hasta el año 2010 por lo que el análisis fue realizado para los años 2009 y 2010.

Por lo anterior, se acordó con el consultor realizar solamente un análisis de las nuevas estaciones de la Red Macam III debido a que no se puede aún comparar la red anterior con la actual por contar con insuficientes datos para dicha actividad. No obstante lo anterior, los resultados de las nuevas estaciones dan luz sobre el efecto de las medidas del PPDA en áreas específicas.

Dado que el ISA representa el porcentaje de mortalidad atribuible a la exposición de un contaminante, la reducción del ISA en el tiempo es una medida de las consecuencias que tuvo dicho contaminante en su reducción. El resultado de las medidas de control para MP10 como carga en la mortalidad de cada área se muestra en el cuadro 1. Los gráficos ilustran algún progreso en la reducción para las zonas de Cerro Navia y Talagante, mientras el riesgo se incrementa en las otras dos áreas (Puente alto y Quilicura). Si se combinan todas las áreas usando un promedio ponderado de cada comuna en especial, el valor del ISA al inicio del estudio es de 4,68 y se reduce a 4,29% al final del período, 31 de

diciembre de 2010. Como resultado, se estima en total, que los cambios en las concentraciones ambientales de MP10 en las 4 áreas estudiadas han contribuido en una pequeña reducción al porcentaje de muertes atribuibles a la exposición de MP10 (0,39%). Sin embargo, se estima que la disminución en la proporción de mortalidad atribuible a la exposición al MP10 para el período 2009-2010 indica que las estrategias de mitigación han sido exitosas. Sin embargo, el riesgo varía significativamente por estación del año. En los meses de verano, el riesgo disminuye significativamente pero en los meses más fríos el riesgo casi fue el doble lo que indica que la variabilidad del MP10 se debe probablemente al incremento en las concentraciones.

**Figura 1.** Estimaciones específicas de cada área del ISA a través del tiempo para MP10 y mortalidad. La variable tiempo representa cada día de análisis.





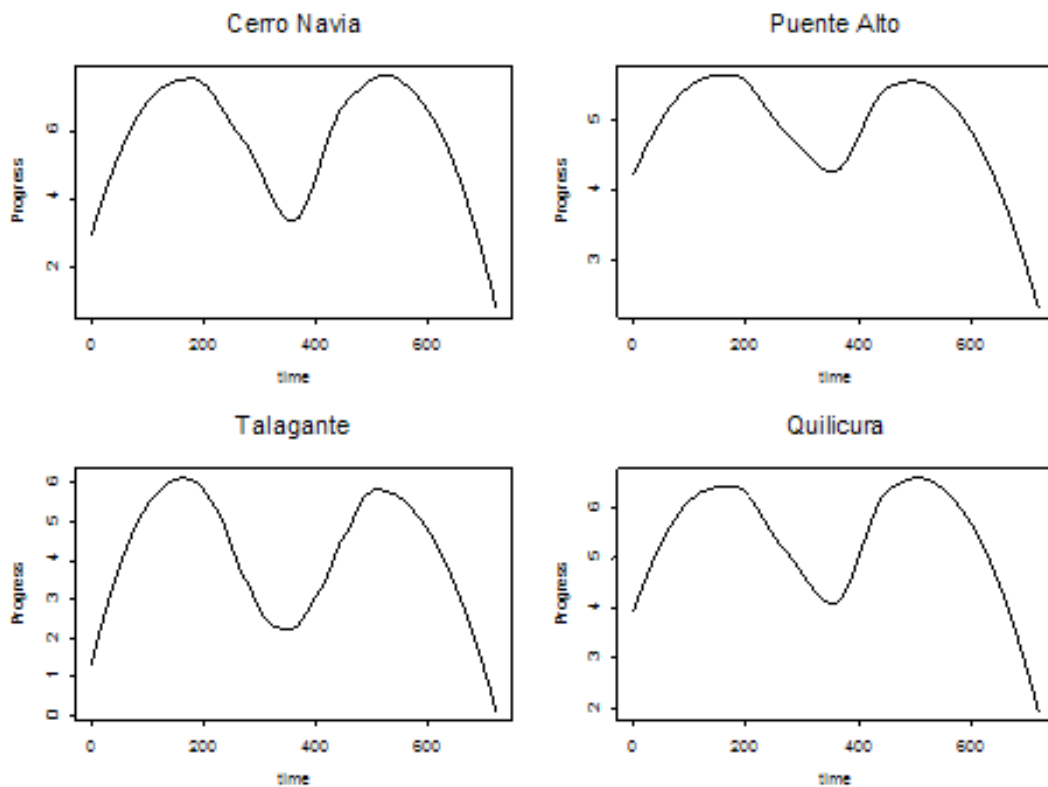
## EL INDICADOR DEL IMPACTO DE LA CALIDAD DEL AIRE (MP<sub>2,5</sub>) PARA LAS ÁREAS RELACIONADAS A LAS CUATRO NUEVAS ESTACIONES DE MONITOREO

El ISA proporciona una visión de los impactos en salud pública atribuibles a la contaminación atmosférica. En el caso de la exposición a MP<sub>2,5</sub> muestra una pequeña tendencia que sea atribuible respecto a la mortalidad.

La mortalidad total no es solamente el resultado a la exposición a la contaminación sino más bien a una combinación a una variedad de factores de riesgo. El contaminante MP<sub>2,5</sub> del modelo predice que 3,10% del total de las defunciones fueron atribuibles a la exposición del MP<sub>2,5</sub> en un comienzo, decreciendo a 1,28% en 2010.

El número de muertes diaria no-accidentales en para las comunas aledañas a las nuevas estaciones de monitoreo de calidad del aire fueron obtenidas para el período 1° de enero de 1997 al 31 de diciembre de 2010. Los valores promedios diarios de las concentraciones de material particulado (MP<sub>2,5</sub>) estuvieron disponibles para el período 2009-2010. Ya que el ISA representa el porcentaje de mortalidad atribuible a la exposición de un contaminante, una reducción en el ISA a través del tiempo corresponde a una medida de la reducción del impacto de la contaminación en la salud. El resultado de las medidas de control del MP<sub>2,5</sub> respecto al peso de la se muestra en la figura 1. Combinando las áreas y utilizando los promedios ponderados de cada comuna específicamente, los valores del ISA al inicio del estudio fueron de 3,10% en tanto la final de éste, 31 de diciembre de 2010 fue de 1,28% Como resultado, se estima en total que los cambios en las concentraciones atmosféricas de MP<sub>2,4</sub> en las 4 áreas han contribuido en un 1,80% de reducción en el porcentaje de defunciones atribuibles a la exposición al MP<sub>2,5</sub> lo cual indica que las estrategias de mitigación han sido exitosas. Sin embargo, nuevamente el riesgo varía significativamente durante el año. En los meses calurosos, el riesgo disminuye mucho respecto a los meses invernales donde el riesgo casi se duplica indicando una variabilidad en el MP<sub>2,5</sub> debido probablemente a un aumento en las concentraciones.

**Figura 1.** Estimaciones específicas de cada área del ISA a través del tiempo para MP2,5 y mortalidad. La variable tiempo representa cada día de análisis.



### EL INDICADOR DE SALUD AMBIENTAL DE MP2,5 Y LA MORBILIDAD PARA LAS NUEVAS AREAS RELACIONADAS A LAS CUATRO NUEVAS ESTACIONES DE MONITOREO

Como se ha explicado anteriormente, el ISA proporciona una visión de los impactos en salud pública atribuibles a la contaminación atmosférica. En el caso de la exposición a MP2,5 muestra una pequeña tendencia que sea atribuible respecto a la mortalidad.

El total de las enfermedades no solamente responde a la contaminación sino que a otras variables que afectan a cada individuo en particular. Es por esto que el ISA trata de identificar el factor de riesgo asociado a la morbilidad relacionado a la exposición de calidad del aire. Para MP2,5 el modelo relacionado al ISA predice que un 1,42% del total de las enfermedades son atribuibles al MP2,5 al inicio del estudio, aumentando a 1,84% para el año 2009.

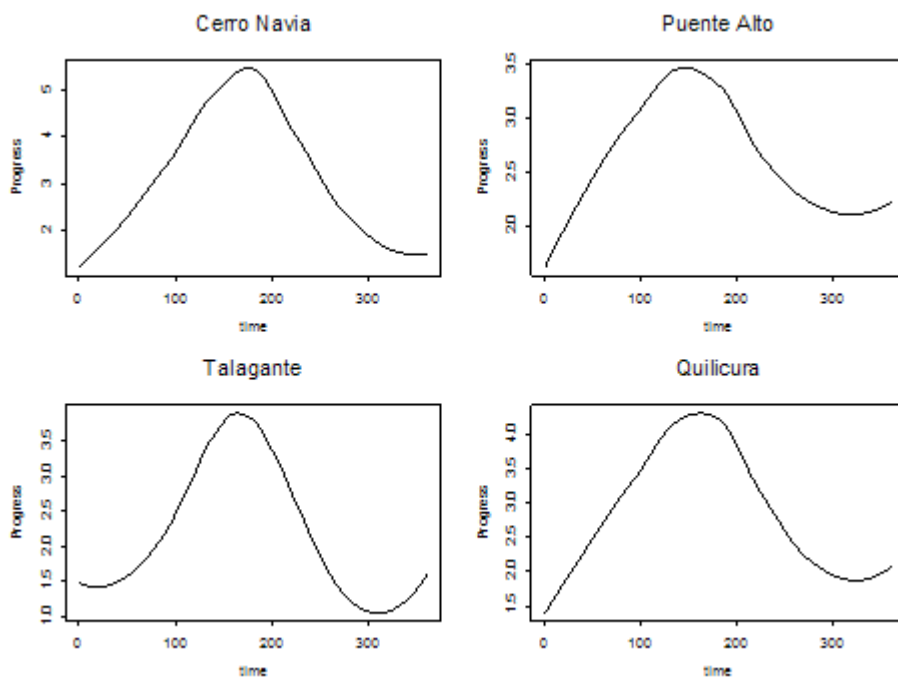
El número diario de enfermedades no-accidentales para las cuatro áreas de la región fueron obtenidos para el período 1° de enero de 1997 al 31 de diciembre de 2011. Los valores diarios de las concentraciones de material particulado estuvieron disponibles para las cuatro áreas para el período julio de 2009 a 2010.

Dado que el ISA representa el porcentaje de morbilidad atribuible a la exposición a los contaminantes, la variación del ISA a través del tiempo es una medida de la reducción del MP2,5. El resultado de las medidas de control de MP2,5 para morbilidad en cada área se muestra en la Figura 1. Los gráficos muestran que no ha habido progreso en la reducción del ISA en todas las áreas. Agrupando las áreas y siendo los promedios ponderados para las áreas, el valor del ISA en un principio del estudio fue de 1,42% y se incrementó a 1,84% al final del estudio.

Finalmente, se estimó que total, las variaciones en las concentraciones ambientales de MP2,5 han contribuido a un aumento de 0,42%, lo que es un muy pequeño aumento respecto al aumento de las muertes atribuibles a la exposición de MP2,5. Este incremento fue sobre el año 2009. Nuevamente, el riesgo varía entre las estaciones calurosas y frías, casi siendo triplicado durante estos últimos lo que indica una variabilidad en el MP2,5 debido a un probable aumento en las concentraciones.

Cabe destacar que no se pudo realizar el ISA entre morbilidad y MP10, ya que no se encuentran disponibles los datos de morbilidad para el año 2010, solo para el año 2009. Lo anterior fue discutido con la contraparte técnica, quien aceptó que no se realizase dicho análisis. Lo anterior debido a que no se podría obtener ningún resultado estadísticamente significativo sobre el impacto de la calidad del aire en MP10 v/s morbilidad

**Figura 1:** Estimaciones específicas de cada área del ISA a través del tiempo para MP2,5 y morbilidad. La variable tiempo representa cada día de análisis.



## CAPACITACIÓN DE FUNCIONARIOS PÚBLICOS EN EL DESARROLLO DE INDICADORES DE LA ASOCIACIÓN ENTRE CALIDAD DEL AIRE Y SALUD

Con el objetivo de generar nuevas capacidades humanas respecto al impacto que tiene la contaminación atmosférica en la salud de la población se realizó una capacitación y una presentación para la contraparte técnica involucrada en su desarrollo. La capacitación se realizó el día martes 06 de diciembre en tanto la presentación se realizó el día miércoles 07 de diciembre. Ambas actividades se realizaron en la ciudad de Santiago, Chile.

La visita del Dr. Cakmak se realizó entre el 04 y 07 de diciembre de 2011. Dicha visita tuvo por objeto entregar el software a las personas capacitadas técnicamente en su uso tanto de la Seremi MA-RM, y el Departamento de Estadísticas e Información en Salud (DEIS) del Ministerio de Salud. Los profesionales seleccionados por las distintas jefaturas fueron:

## SEREMI MA-RM

1. Joyce Vera (con post-natal)
2. Marcelo Corral
3. Claudia Blanco

## MINISTERIO DE SALUD

1. Javiera Burgos

Dadas los distintos software disponibles en cada institución, el Dr. Cakmak consideró necesario entregar a la contraparte técnica una herramienta computacional que sirva a ambas instituciones, así como capacitó a ambas contrapartes en su uso. Asimismo, el Dr. Cakmak realizó una presentación a la contraparte técnica de los Ministerios de Salud y de Medio Ambiente, la cual se encuentra en el anexo 5.

Durante su visita, se reunió con el Jefe de la Oficina de Calidad del Aire del Ministerio de Medio Ambiente, Sr. Marcelo Fernández junto al Jefe de Departamento de Planes de Descontaminación a quienes presentó los resultados de las actividades relacionadas con su visita.

Durante su visita, el Dr. Cakmak presentó a profesionales del Ministerio de Medio Ambiente (Oficina de Estudios y Oficina de Calidad del Aire), de la Seremi MA-RM y del Departamento de Estadísticas e Información en Salud (DEIS) del Ministerio de Salud junto a la Dra. María Angélica Rubio, coordinadora de la consultoría los resultados de la consultoría.

## BIBLIOGRAFÍA

Avendaño, L., J. Parra et al (2003), *“Impacto en Salud Infantil del Invierno 2002: Disociación entre Factores Ambientales y Virus Respiratorio Sincial, en Santiago”*, Revista Médica de Chile **131**(8): 902-908

Avendaño, L. A. Céspedes et al (1999), *“Influencia de Virus Respiratorios, Frío y Contaminación Aérea en la Infección Respiratoria Aguda Baja del Lactante”*, Revista Médica de Chile **127**(9): 1073-1078

Bell, M., D. Davis, et al. (2005) *“The avoidable Health Effects of Air Pollution in Three Latin American Cities: Santiago, Sao Paulo, and Mexico City”*, Environmental Research

Burnett RT, S. Cakmak (2002), *“Measuring Progress in the Management of Ambient Air Quality: The Case for Population Health”* Journal of Toxicology and Environmental Health

Burnett R., Ma R, Jerrett et al (2001) *“The spatial association between community air pollution and mortality: a new method of analyzing correlated geographic cohort data”* Environmental Health Perspectives **109**(3), 375-380.

Burnett RT, J. Brook et al (2000), *“Association between Particulate-and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in 8 Canadian Cities”*, Inhalation Toxicology **12**(4), 15–39

Burnett RT, S. Cakmak et al (1998), *“The Effect of the Urban Ambient Air Pollution Mix on Daily Mortality Rates in 11 Canadian Cities”*, Journal of Canadian Public Health Association **89**: 152 – 156

Canadian Institute for Health Information (2007), *Health Indicators*.

Canadian Institute for Health Information (2005), *The Health Indicators Project: The Next 5 Years. Report from the Second Consensus Conference on Population Health Indicators*.

Canadian Institute for Health Information (2002), *Privacy and Confidentiality of Health Information at CIHI*, 3ª Edición.

Cakmak S., Dales R., et al (2006), *“Do Gender, Education, and Income Modify the Effect of Air Pollution Gases on Cardiac Disease?”* Journal of Occupational and Environmental Medicine, **48**: 89–94)

Çakmak S, Dales RE, et al. (2006) *Do Gender, Education, and Income Modify the Effect of Air Pollution Gases on Cardiac Disease?*, J Occup Environ Med 2006;48:89-94.

Cakmak, S., S. Bartlett, S, et al (2002), *“Environmental Health Indicators”*. Environmental Health Policy Research Bulletin, vol 1, issue 4. Health Canada Publication.

Cakmak S, Burnett R.,et al (2001) *“Spatial regression models for large cohort studies linking community air pollution and health”*, The Journal of Toxicology and Environmental Health

Cifuentes, L., V. Borja-Aburto, et al (2001), *“Assessing the Health Benefits of Urban Air Pollution Reductions Associated with Climate Change Mitigation (2000-2020): Santiago, Sao Paulo, Mexico City, and New Cork City”*, Environmental Health Perspectives **109**: 419-425”

Cifuentes, L., J. Vega et al (2000) *“Effect of the Fine Fraction of Particulate Matter versus the Coarse Mass and Other Pollutants on Daily Mortality in Santiago, Chile”*, Journal of Air & Waste Management Assoc. **50**: 1287-1298

CONAMA (2004), *Actualización del “Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana de Santiago”*

CONAMA (2001), *“Análisis General del Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Plan de Prevención Y Descontaminación de la Región Metropolitana “*

CONAMA, (2000), *“Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana”*.

CONAMA (1997), *“Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana de Santiago”*

CONAMA (1995), Ley Nº 13.600 de Bases del Medio Ambiente

Dales R., Cakmak S. et al (2006), *“Gaseous Air Pollutants and Hospitalization for Respiratory Disease in the Neonatal Period”*, Environmental Health Perspectives **114**: 1751-1754

Holz JC (2000) *“Estimación de Costos Unitarios en Morbilidad y Mortalidad y su aplicación para calcular los Beneficios del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana”*.

Ilabaca, M., I. Olaeta, et al. (1999), *“Association between Levels of Fine Particulate and Emergency Visits for Pneumonia and other Respiratory Illnesses among Children in Santiago, Chile”*, Journal of the Air & Waste Management Association **49**: 174-185

Lindstrom MJ, Bates DM. 1990. *Nonlinear mixed effects models for repeated measures data*. Biometrics 46:673-687.

Ministry of Health (1954), *“Mortality and Morbidity during the London Fog of December 1952. Reports on Population Health and Medical Subjects”*, Nº95. London: HMSO.

Morgan MG, Henrion M. *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1990.

O’Ryan, R., J.M. Sánchez, (2002) *“Comparing the Net Benefits of Incentive Based and Command and Control Regulation in a Developing Context: The Case of Santiago, Chile”*, Documento de Trabajo Nº 221 de la Pontificia Universidad Católica de Chile

Organización Panamericana de la Salud (2005), *“Evaluación de los Efectos de la Contaminación del Aire en la Salud de América Latina y el Caribe”*

Ostro, B.D., J.M. Sanchez, et al (1995), *Air Pollution and Mortality: Results from Santiago, Chile*. The World Bank, Policy Research Working Paper

Rojas-Bracho, L. Helen Suh, et al.(2001) *Measurements of children's exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago, Chile*, The Science of the Total Environment

Sánchez, JM., S. Valdés de Ferrari et al (1998) *Estimación de los Beneficios en Salud del Plan de Descontaminación de Santiago*, El Trimestre Económico **65**(259): 363-406

United States Environmental Protection Agency (2002), *The EPA's Particulate Matter (PM) Health Effects Research Centers Program*

United States Environmental Protection Agency (1999), *The Benefits and Costs of the Clear Air Act, 1990 to 2010*.

United States Environmental Protection Agency (1997) *The Benefits and Costs of the Clear Air Act, 1970 to 1090*.

World Health Organization (1999), *WHO Air Quality Guidelines 1999*

World Health Organization (2005), *WHO Air Quality Guidelines Global Update 2005*



## ANEXOS

### ANEXO 1: Clasificación Internacional de Enfermedades

ICD 10 / International Classification of Diseases  
CIE 10 / Clasificación Internacional de Enfermedades.

Fuente: Edición original en inglés: International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems, 10th Revision (c) Ginebra, OMS, 1992.

Grupo	Categoría	Códigos
I	Enfermedades infecciosas y parasitarias	(A00-B99)
II	Tumores [neoplasias]	(C00-D48)
III	Enfermedades de la sangre y de los órganos hematopoyéticos, y ciertos trastornos que afectan el mecanismo de la inmunidad	(D50-D89)
IV	Enfermedades endocrinas, nutricionales y metabólicas	(E00-E90)
V	Trastornos mentales y del comportamiento	(F00-F99)
VI	Enfermedades del sistema nervioso	(G00-G99)
VII	Enfermedades del ojo y sus anexos	(H00-H59)
VIII	Enfermedades del oído y de la apófisis mastoides	(H60-H95)
IX	Enfermedades del sistema circulatorio	(I00-I99)
X	Enfermedades del sistema respiratorio	(J00-J99)
XI	Enfermedades del sistema digestivo	(K00-K93)
XII	Enfermedades de la piel y del tejido subcutáneo	(L00-L99)
XIII	Enfermedades del sistema osteomuscular y del tejido conjuntivo	(M00-M99)
XIV	Enfermedades del sistema genitourinario	(N00-N99)
XV	Embarazo, parto y puerperio	(O00-O99)
XVI	Ciertas afecciones originadas en el periodo perinatal	(P00-P96)
XVII	Malformaciones congénitas, deformidades y anomalías cromosómicas	(Q00-Q99)
XVIII	Síntomas, signos y hallazgos anormales clínicos y de laboratorio, no clasificados en otra parte	(R00-R99)
XIX	Traumatismos, envenenamientos y algunas otras consecuencias de causas externas	(S00-T98)
XX	Causas externas de morbilidad y de mortalidad	(V01-Y98)
XXI	Factores que influyen en el estado de salud y contacto con los servicios de salud	(Z00-Z99)



## ANEXO 2: The Air Health Indicator- Particulate Matter (PM<sub>10</sub>) and Fine Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>)

Populations are regularly exposed to air pollution from outdoor sources such as transportation and industrial activities. This exposure can lead to the development of chronic lung disease, heart attacks and strokes, and to the onset or worsening of breathing difficulty. These health effects contribute to lost productivity, doctors' and emergency room visits, hospital admissions and mortality. The AHI has been developed as a tool to monitor the impacts of outdoor air pollution exposure over time on the health of Communities.

Specifically, the AHI monitors the percentage of all total mortality that can be attributed to exposure to 2 important outdoor air pollutants: PM<sub>2.5</sub> (monitored in 4 communities) and PM<sub>10</sub> (monitored in 7 communities).

We propose a method to assess the effectiveness of air quality management programs for improving public health which estimates temporal trends in the health risk attributable to air pollution. We define the Air Health Indicator (AHI), the percentage of daily mortality attributable to exposure to the pollutant of interest, which is proportional to the level of risk. The AHI is estimated using a generalized additive Poisson regression model with statistical smoothing techniques, and the level of the pollutant of interest. The model is adjusted for time and location-specific covariates such as meteorological conditions and day of week. Random effects models are used to obtain a distribution of risk over space. In this report, we illustrate the utility of AHI, which can be interpreted as a measure of the progress in air quality management over time, using Chilean data. We illustrate how change in the AHI for PM<sub>10</sub> levels in 7 Chilean communities from 1997 to 2009 reflects changes in the percent of non-accidental deaths attributable to this PM<sub>10</sub> over time. We then determine the impact of extreme air pollution levels categorized as Alert, Pre-Emergency and Emergency levels on public health by determining of number of persons dying prematurely due to exposure to urban air pollution in Chile on days with these levels.

Examining trends in exposure alone has typically been the approach used to determining the effectiveness of air quality amelioration. However this provides an incomplete picture of the impact of air pollution. The AHI provides an informative measure of the change in the burden of illness associated with air pollution over time and facilitates accountability

The Air Health Indicator (AHI) provides a view of the public health impacts attributable to outdoor air pollution. It shows an downward trend in mortality attributable to  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  exposure.

Total mortality is not the result solely of air pollution exposure (particulate and fine particulate matter) but rather the combination of a variety of risk factors. Other risk factors that contribute include age, sex, race, obesity, smoking history, education, marital status, diet, alcohol consumption and occupational exposures. The AHI aims to identify the risk factor for mortality related solely to exposure to air pollution.

The  $PM_{10}$  component of the AHI model predicts that 11% of total mortalities were attributable to  $PM_{10}$  exposure in 1997, decreasing to 6.6% in 2009. The  $PM_{2.5}$  component of AHI suggests a decreasing trend between 2000 and 2009. About 3.36% of total mortalities could be attributable to  $PM_{2.5}$  exposure in 2000, decreasing to 2.74% in 2009.

## Introduction

Historical extreme air pollution events such as those experienced in London in the 1950s and 60s clearly demonstrated the potential of ambient air pollution to exacerbate of cardio-respiratory disease, manifested as hospitalization and pre-mature mortality. In the intervening years, considerable effort has been made to reduce pollution from the combustion of fossil fuels and industrial activity. Although these pollution mitigation strategies have been largely viewed as successful, evidence from recent population health studies continues to identify ambient air quality as a population health concern (1, 2).

Progress in pollution mitigation is generally measured in several ways. Primary pollutant emissions into the atmosphere can be measured or estimated and tracked over time. Alternatively, ambient air concentrations of primary and secondary pollutants can be measured at representative sites and monitored. It is frequently desirable, however, to demonstrate that societal expenditures to improve air quality have yielded improvements in public health and to quantify this improvement.

Here we have three main objectives associated with the development of an Air Health Indicator (AHI): 1) advance the use of statistics to understand the relationship between air quality and mortality, 2) provide reliable assessments of the risk of air pollution and its impact on public health, and 3) identify trends in air pollution related risk over time. As an illustration, we calculate AHI for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  and use the index to estimate the effectiveness of pollution mitigation from January 1, 1997 to December 31, 2009 for  $PM_{10}$  and from January 1, 2000 to December 31, 2009 for  $PM_{2.5}$ . We then determined the

burden mortality associated with three categories of extreme PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> levels: For PM<sub>10</sub>, Alert (200-299 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)); Pre-Emergency (300-499 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)); and Emergency (>500 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)), and for PM<sub>2.5</sub>, Alert (80-109 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)); Pre-Emergency (110-169 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)); and Emergency (>170 ug/m<sup>3</sup> (24 hr avg)).

### Statistical Model for Risk of Air Pollution on Public Health

Our main goal is to assess the risk of air pollution concentrations on population health over time. Our base model includes time, temperature, day of the week, and air pollution level as risk factors. Daily mortality caused by air pollution is believed to depend on time and weather in non-linear fashion. A generalized additive Poisson regression model can be used to relate these two time series. It is assumed that the observations are independent and that the logarithm of the expected number of daily health endpoints, in this case mortality, is modeled by an additive function of the independent variables. The outcome is assumed to depend on a sum of non-parametric smooth functions for each variable.

Consider a time series of the daily number of mortality on day  $t$  within community  $i$  in year  $j$ ,  $Y_{ij}(t)$ , and corresponding concentration of an ambient air pollutant,  $x_{ij}(t)$ . These two time series can be related through the following model

$$\log\{E(y_{ij}(t))\} = f_{1ij}(t; \delta) + f_{2ij}(w(t); \phi) + \beta_{ij} x_{ij}(t) \quad , \quad (1)$$

where  $f_{1ij}$ , and  $f_{2ij}$  are non-linear smoothing functions and describe the potentially non-linear association between time and weather variables, and health outcomes, such as mortality. These functions are known up to the parameters  $\delta$  and  $\phi$ , which are to be estimated from the data. The unknown parameter  $\beta_{ij}$  represents the logarithm of the relative rate of health outcome attributable to a unit change in air pollution specifically for a community (or a location)  $i$  in year  $j$ . A time dependent estimate of the association between pollution exposure and mortality,  $\beta_{ij}$ , is required for our Air Health Indicator. The model specification is completed by assuming that the variance of  $Y(t)$  is  $\pi E[Y(t)]$ , where  $\pi$  is the amount of over(under)dispersion relative to Poisson variation ( $\pi=1$ ).

The unknown parameter  $\beta$  is estimated by iteratively re-weighted least squares methods (3). This approach involves obtaining updated estimates of the unknown parameters. The estimating equation for  $\beta$  assuming  $\delta$  and  $\phi$  are known is

$$\hat{\beta}^{(l+1)} = \hat{\beta}^{(l)} + \left( \sum_{t=1}^T \hat{\mu}'(t) \times x^2(t) \right)^{-1} \times \left( \sum_{t=1}^T x(t) \{y(t) - \hat{\mu}'(t)\} \right) \quad , \quad (2)$$

where  $\hat{\mu}(t)$  is the estimated expectation of  $y(t)$  at the  $l$ -th iteration at time  $t$ . Iterations continue until convergence of routine (2), usually defined by a small relative difference in consecutive parameter estimates, in our case  $1 \times 10^{-5}$ .

For a chosen location  $i$ ,  $\{\Xi_{i1}, \Xi_{i2} \dots \Xi_{in}\}$  is the set of the risk coefficients of air pollution through  $n$  years. Our interest is in describing how  $\Xi(t)$  varies smoothly in time. We expect a set of  $n$  risk estimates to provide information on a time trend in risk in a selected location.

### A Measure of Progress in Air Quality Management: Air Health Indicator

The Air Health Indicator (AHI) is defined as the percentage of daily mortality attributable to exposure to the pollutant being modeled. The AHI for year  $j$  and location  $i$  is defined algebraically by

$$AHI_i(j) = \hat{r}_i(j) \hat{X}_i(j) \times 100 \quad , \quad (3)$$

where  $\hat{r}_i(j)$  and  $\hat{X}_i(j)$  are a “temporally smoothed” estimate of risk and temporarily smoothed estimate of the air pollution concentration through the year  $j$  respectively.

We assume that the health risks associated with air pollution changes smoothly over time. However, yearly risks are estimated directly from data and, as a result, estimation error can lead to considerable variations from year to year making adjustment of the risk estimates necessary. Here risk estimates from the past  $n$  years are used to adjust the risk estimate in year  $j$  for a city  $i$

$$\hat{r}_i(j) = \sum_{m=j-n+1}^j w_{i,m} \beta_i(m), \quad (4)$$

where  $w_{i,m}$  is the weight and  $\beta_i(m)$ , is the risk estimate for that city  $i$  in year  $m$ . Years which are closer to the chosen year  $j$  are assigned greater weight using a tri-cube function:

$$w_{i,m} = \begin{cases} (1-u_m^3)^3 & \text{for } 0 < u_m < 1 \\ 0 & \text{Otherwise} \end{cases}$$

$$\text{where } u_m = \frac{j-m}{n}$$

Uncertainty in the estimates of AHI can be obtained by combining the uncertainties in  $\hat{w}_i(t)$ ,  $\hat{r}_i(t)$ , and  $\hat{X}_i(t)$  using Monte Carlo methods (4). The Air Health Indicator for all locations combined is defined as the weighted sum of the AHI for each location.

### **The Air Health Indicator with particulate matter (PM<sub>10</sub>) and Mortality**

The daily numbers of non-accidental deaths in 7 Chilean communities (Les Condes, Cerrillos, El Bosque, Florida, Independencia, Parque, and Pudahuel) were obtained from January 1, 1997 to December 31, 2009 in addition to the daily average values of particulate matter concentrations (PM<sub>10</sub>). Since the AHI represents the percentage of mortality attributed to exposure to a pollutant, reduction in the AHI over time is a measure of reductions in the health consequences of that pollutant. The result of PM<sub>10</sub> control measures for mortality burdens in each community are shown in Figure 1. The graphs illustrate that steady progress in the reduction of AHI, the mortality associated with (PM<sub>10</sub>), can be observed for all the communities. Combining these communities using weighted averages of the city-specific values, the value of the AHI at the beginning of the study period, January 1, 1997, was 11.0% and decreased to 6.6% by the end of the study period, December 31, 2009. As a result, we estimate that overall, changes in ambient concentrations of PM<sub>10</sub> in these 7 of Chilean communities have contributed to a 4.4% reduction in the percentage of deaths attributed to PM<sub>10</sub> exposure.

### **The Air Health Indicator with fine particulate (PM<sub>2.5</sub>) and Mortality**

The daily numbers of non-accidental deaths in 7 regional communities (Las Condes, Cerrillos, El Bosque, Florida, Independencia, Parque, and Pudahuel) were obtained from January 1, 1997 to December 31, 2009. However, PM<sub>2.5</sub> was available from only four stations, Les Condes, Parque, Pudahuel and La Florida from January 1, 2000 to December 31, 2009.

The progress measure is displayed for each of those four communities in Figure 2. The AHI shows significant improvement for all communities. Fairly steady progress in the management of PM<sub>2.5</sub> can be observed for all four communities. The value of the AHI at the beginning of the study period, April 1, 2000, was 3.36% based on a weighted average of the city-specific values, and the value at the end of the study period, December 31, 2009, was 2.74%.

Thus we predict that changes in ambient concentrations of PM<sub>2.5</sub> in 4 of Chilean communities contributed to a 0.62% reduction in the percentage of deaths attributed to pollution exposure.

We conclude that significant progress have been made in the improvement of population health due to improvements in ambient concentrations of particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in the 4 communities examined.



## Determination of Number of Persons Dying Prematurely Due to Exposure to Extreme Urban Air Pollution such as Alert, Pre-emergency and Emergency levels in Chile

### PM<sub>10</sub> and Mortality

The number of Alert days varied widely among the communities included in this study. In total, during this 13 year study period, there were a total of 379 Alerts, 131 Pre-Emergencies and 7 emergencies in the 7 communities. Pudahuel had the greatest number of days with extreme levels of air pollution with 253 days in Alert category, 98 days in the Pre-Emergency and 5 days emergency category. In contrast, Las Condes had only four days at the Alert level and one day Pre-Emergency. Las Condes did not have any days with pollution concentrations at the Emergency level during 1997-2009.

There were a total of 73 Alerts in 1997, the first year of the study period, while air pollution reached the Alert level on only 20 and 13 days in 2008 and 2009, respectively. Based on summary measures for all 7 urban centers, outdoor pollution was implicated in 14.98% of deaths. That is, the daily death rate would have decreased by almost 15% if PM<sub>10</sub> was lowered to below the standard level.

There were a total of 41 Pre-emergencies in 1997, while air pollution reached the Pre-emergency level on only 6 and 2 days in 2008 and 2009 respectively. Based on summary measures for all 7 urban centers, outdoor pollution was implicated in 21% of deaths when it reached Pre-emergency level. That is, the daily death rate would have decreased by almost 21% if PM<sub>10</sub> was lowered to below the standard level.

There were 75 deaths/day over the study period from 1997 to 2009. Thus, there were  $0.1498 \times 75 = 11.23$  deaths/day if a day was alert day and  $0.21 \times 75 = 15.75$  deaths/day if a day was a Pre-emergency day or approximately  $73 \times 11.23 + 41 \times 15.75 + 143 \sim 1608$  deaths attributable to ambient air pollution exposure in 1997 in the 7 Chilean centers examined (143 is emergency deaths). We cannot calculate the number of life years lost as a result of the PM<sub>10</sub> exposure; however of 27,000 deaths 1,608 people died prematurely in 1997 as a result of increases in PM<sub>10</sub> levels beyond standard levels (50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). However, the values in 2008 and 2009 were 319 and 178 deaths, respectively. These deaths primarily occurred on days where air pollution concentrations reached the Alert or Pre-emergency levels. Only 7 days Emergency for the entire study population. Consequently, deaths resulting from Emergency levels are a relatively minor contribution to the burden of mortality.

While the reduction in the number of Alert days in the 7 communities examined here indicates progress in reducing ambient concentrations PM<sub>10</sub> levels, the AHI we have

developed indicates that these reductions have resulted in significant, quantifiable improvements in public health.

### **PM<sub>2.5</sub> and Morbidity**

The number of Alert days based on PM<sub>2.5</sub> levels varied widely among the communities included in this study. In total, during this 10 year study period, there were a total of 343 Alerts, 99 Pre-Emergencies and zero emergencies in the 4 communities. Parque had the greatest number of days with extreme levels of air pollution with 149 days in Alert category, 49 days in the Pre-Emergency. In contrast, Las Condes had only seven days at the Alert level and no Pre-Emergency. Las Condes also did not have any days with pollution concentrations at the Emergency level during 2000-2009.

There were a total of 40 Alerts in 2000, the first year of the study period, while air pollution reached the Alert level on only 3 days in 2009. Based on summary measures for all 4 urban centers, outdoor pollution was implicated in 9.98% of deaths. That is, the daily death rate would have decreased by almost 10% if PM<sub>10</sub> was lowered to below the standard level.

There were a total of 3 Pre-emergencies in 2000, while air pollution did not reached the Pre-emergency level in 2009. Based on summary measures for all 7 urban centers, outdoor pollution was implicated in 14.7% of deaths when it reached Pre-emergency level. That is, the daily death rate would have decreased by almost 15% if PM<sub>10</sub> was lowered to below the standard level.

There were 75 deaths/day over the study period from 2000 to 2009. Thus, there were  $0.0998 \times 75 = 7.49$  deaths/day if a day was alert day and  $0.15 \times 75 = 11.25$  deaths/day if a day was a Pre-emergency day or approximately  $40 \times 7.49 + 3 \times 11.25 \sim 234$  deaths attributable to ambient air pollution exposure in 2000 in the 4 Chilean centers examined. We cannot calculate the number of life years lost as a result of the PM<sub>2.5</sub> exposure; however of 21,000 deaths 234 people died prematurely in 2000 as a result of increases in PM<sub>2.5</sub> levels beyond standard levels. However, the values in 2009 were 23. These deaths primarily occurred on days where air pollution concentrations reached the Alert levels.

While the reduction in the number of Alert days in the 4 communities examined here indicates progress in reducing ambient concentrations PM<sub>2.5</sub> levels, the AHI we have developed indicates that these reductions have resulted in significant, quantifiable improvements in public health.



## Discussion

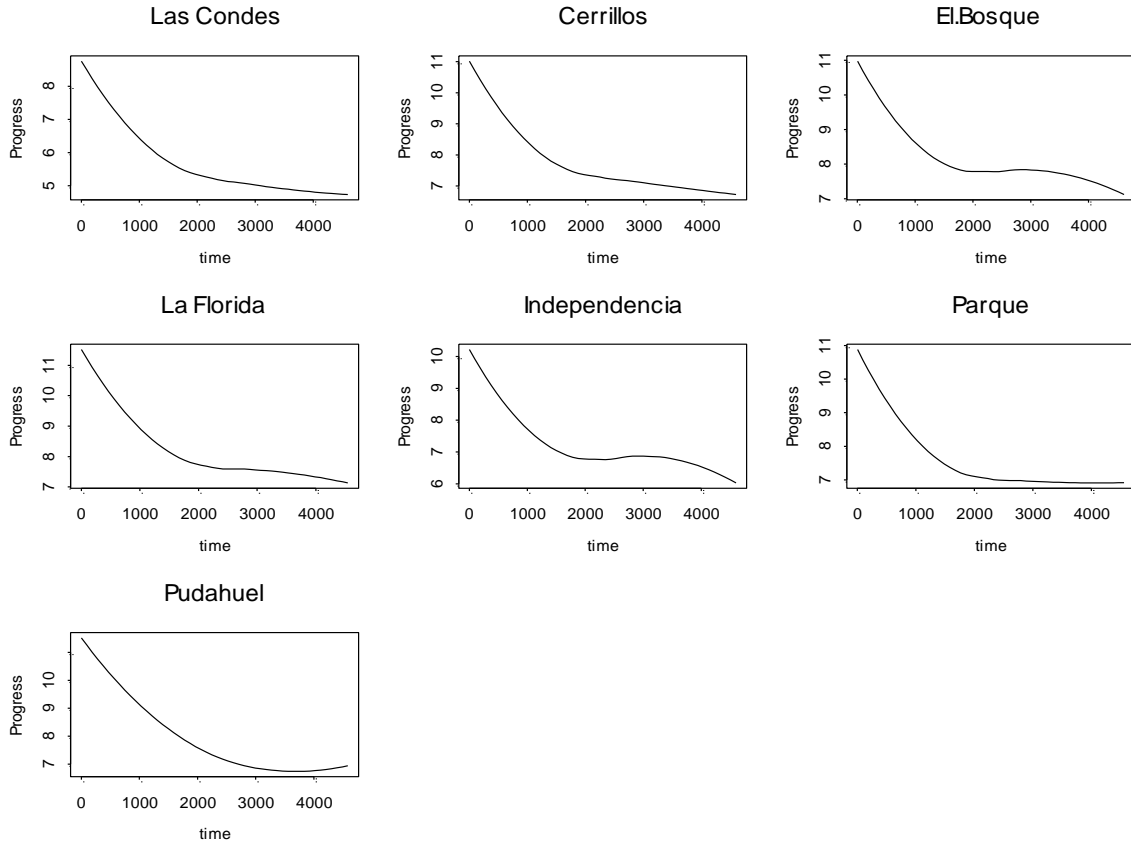
The AHI can be used as a measure of the effectiveness of air pollution mitigation and can be helpful in demonstrating expenditures to improve air quality have improved public health. For example we estimate that in the 7 Chilean communities examined here, the proportion of mortality attributed to particulate matter ( $PM_{10}$ ) exposure has declined significantly over the past 13 years indicating that mitigation strategies have been successful. Specifically, in 1997 there were 1,608 deaths attributable to ambient  $PM_{10}$  exposure in the 7 Chilean centers examined here. However, the number of deaths attributable to ambient  $PM_{10}$  fell to 319 in 2008 and 178 in 2009 and these deaths occurred primarily on days where air pollution reached the Alert or Pre-emergency level. These results suggest that the  $PM_{10}$  attributable-risk of death declined in conjunction with declining ambient air pollution concentrations and with the declining number of days in the Alert and Pre-emergency categories. Improvements in air quality have translated into improvements in population health.

There were 234 deaths attributable to ambient  $PM_{2.5}$  exposure in the 4 Chilean centers examined here in 2000. However, the number of deaths attributable to ambient  $PM_{2.5}$  fell to 23 in 2009 and these deaths occurred primarily on days where air pollution reached the Alert level.

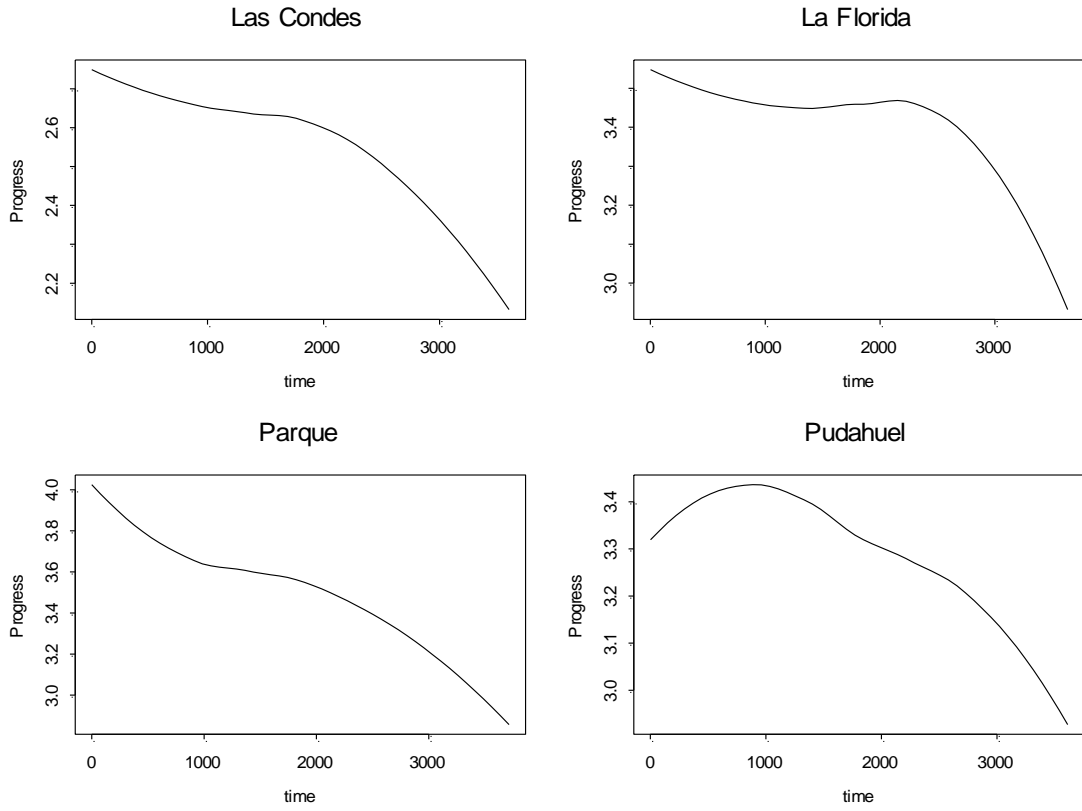
Even though each pollutant predict different number of deaths due to improvements in air quality over the years, the both pollutants predicts approximately equal numbers days with extreme pollution days (both predicts 3 pre-emergency in 2000 and zero in 2009 in four communities). The difference in the number of deaths associated with each pollutant could be due to difference in their toxicity. Although  $PM_{2.5}$  has usually been considered to be more hazardous than  $PM_{10}$ , the effect sizes in the present paper were not larger with  $PM_{2.5}$ . Thus, this study provides insight on variations in results by exposure indicators, and challenges some commonly held assumptions.

In addition to quantifying the effectiveness of air pollution mitigation strategies, the AHI developed here could also be used as a tool to assess whether the most important components of the atmospheric pollution have been targeted for reduction. For example, particulate matter is comprised of several physical and chemical characteristics with varying toxicity. Mitigation strategies that affect a single or a limited number of pollutants may not yield the expected improvements in population health if overall reductions do not reflect reductions in the most toxic components of particle phase pollution.

**Figure 1:** City-specific and total from all 7 community estimates of the AHI over time for PM<sub>10</sub> and Mortality association. The time variable represent day of study.



**Figure 2:** City-specific estimates of the AHI over time for PM<sub>2.5</sub> and mortality association. The time variable represent day of study.



### Anexo 3. The Air Health Indicator- Particulate Matter (PM<sub>10</sub>) for four new monitoring stations

The Air Health Indicator (AHI) provides a view of the public health impacts attributable to outdoor air pollution. It shows a very small downward trend in mortality attributable to PM<sub>10</sub> exposure.

Total mortality is not the result solely of air pollution exposure (particulate matter) but rather the combination of a variety of risk factors. Other risk factors that contribute include age, sex, race, obesity, smoking history, education, marital status, diet, alcohol consumption and occupational exposures. The AHI aims to identify the risk factor for mortality related solely to exposure to air pollution.

The PM<sub>10</sub> component of the AHI model predicts that 4.68% of total mortalities were attributable to PM<sub>10</sub> exposure in the beginning, decreasing to 4.29% in 2010.

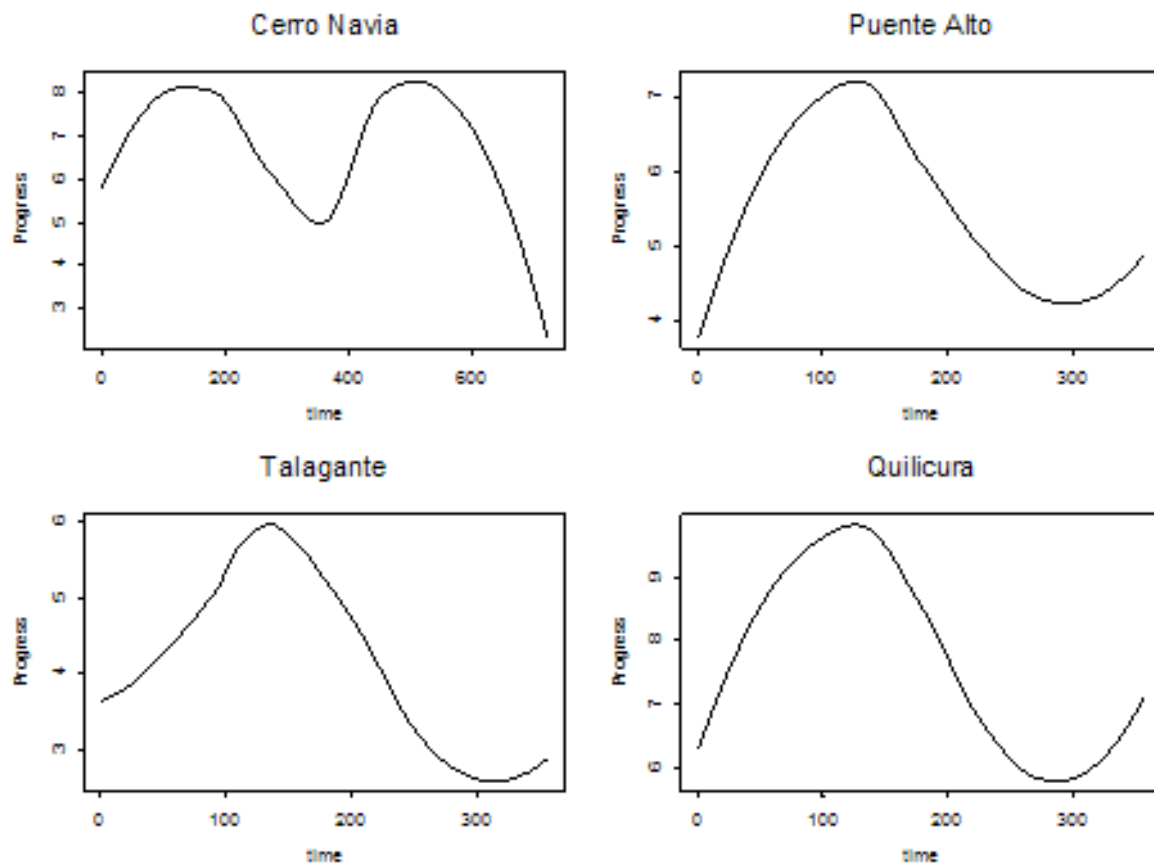
The daily numbers of non-accidental deaths in 4 Chilean communities (Cerro Navia, Puente Alto, Talagante, and Quilicura) were obtained from January 1, 1997 to December 31, 2010. The daily average values of particulate matter concentrations (PM<sub>10</sub>) were available for 2009-2011 periods for Cerro Navia and for the years of 2010-2011 for the other three zones. Yet mortality was only available up to year 2010, thus we agreed with the technical counterpart to analyze only the new stations of Red Macam III since we didn't have enough data for analysis.

Since the AHI represents the percentage of mortality attributed to exposure to a pollutant, reduction in the AHI over time is a measure of reductions in the health consequences of that pollutant. The result of PM<sub>10</sub> control measures for mortality burdens in each community are shown in Figure 1. The graphs illustrate that some progress in the reduction of AHI for two zones (Cerro Navia and Talagante), while increased risk for the other two zones (Puente Alto and Quilicura). Combining these communities using weighted averages of the city-specific values, the value of the AHI at the beginning of the study was 4.68 and decreased to 4.29% by the end of the study period, December 31, 2010. As a result, we estimate that overall, changes in ambient concentrations of PM<sub>10</sub> in these 4 of Chilean communities have contributed to a small amount (0.39% ) reduction in the percentage of deaths attributed to PM<sub>10</sub> exposure.

We estimate that in the 4 Chilean areas examined here, the proportion of mortality attributed to particulate matter (PM<sub>10</sub>) exposure has declined 0.39% over the year 2009-2010 indicating that mitigation strategies have been successful. However, the risk varies

significantly by season. In warmer months, the risk significantly decreased but in colder months risk almost doubled indicating variability in the PM<sub>10</sub> due to probably increased concentrations.

**Figure 1:** City-specific estimates of the AHI over time for PM<sub>10</sub> and mortality association. The time variable represent day of study.



#### Anexo 4. The Air Health Indicator- Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) for the new four monitoring stations' areas

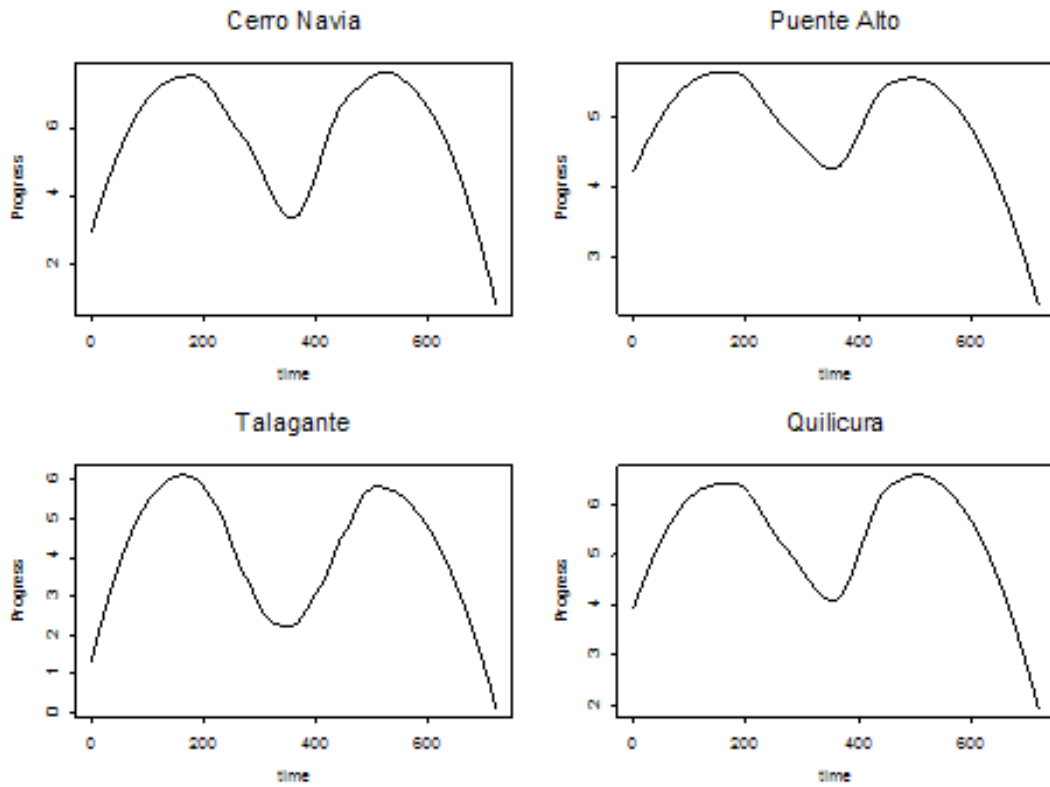
The Air Health Indicator (AHI) provides a view of the public health impacts attributable to outdoor air pollution. It shows a very small downward trend in mortality attributable to PM<sub>2.5</sub> exposure.

Total mortality is not the result solely of air pollution exposure (particulate matter) but rather the combination of a variety of risk factors. Other risk factors that contribute include age, sex, race, obesity, smoking history, education, marital status, diet, alcohol consumption and occupational exposures. The AHI aims to identify the risk factor for mortality related solely to exposure to air pollution. The PM<sub>2.5</sub> component of the AHI model predicts that 3.10% of total mortalities were attributable to PM<sub>2.5</sub> exposure in the beginning, decreasing to 1.28% in 2010.

The daily numbers of non-accidental deaths in 4 Chilean communities (**Cerro Navia, Puente Alto, Talagante, and Quilicura**) were obtained from January 1, 1997 to December 31, 2010. The daily average values of particulate matter concentrations (PM<sub>2.5</sub>) were available for 2009-2010 periods for all areas. Since the AHI represents the percentage of mortality attributed to exposure to a pollutant, reduction in the AHI over time is a measure of reductions in the health consequences of that pollutant. The result of PM<sub>2.5</sub> control measures for mortality burdens in each community are shown in Figure 1. The graphs illustrate that some progress in the reduction of AHI for all areas. Combining these communities using weighted averages of the city-specific values, the value of the AHI at the beginning of the study was 3.10% and decreased to 1.28% by the end of the study period, December 31, 2010. As a result, we estimate that overall, changes in ambient concentrations of PM<sub>2.5</sub> in these 4 of Chilean communities have contributed to a 1.80% reduction in the percentage of deaths attributed to PM<sub>2.5</sub> exposure.

We estimate that in the 4 Chilean communities examined here, the proportion of mortality attributed to particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) exposure has declined 1.80 % over the year 2009-2010 indicating that mitigation strategies have been successful. However, the risk varies significantly by season. In warmer months, the risk significantly decreased but in colder months risk almost doubled indicating variability in the PM<sub>2.5</sub> due to probably increased concentrations.

**Figure 1:** City-specific estimates of the AHI over time for PM<sub>2.5</sub> and mortality association. The time variable represent day of study.



#### Anexo 4. The Air Health Indicator- Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) and Morbidity for 4 new monitoring stations' zones.

The Air Health Indicator (AHI) provides a view of the public health impacts attributable to outdoor air pollution. It shows a very small downward trend in morbidity attributable to PM<sub>2.5</sub> exposure.

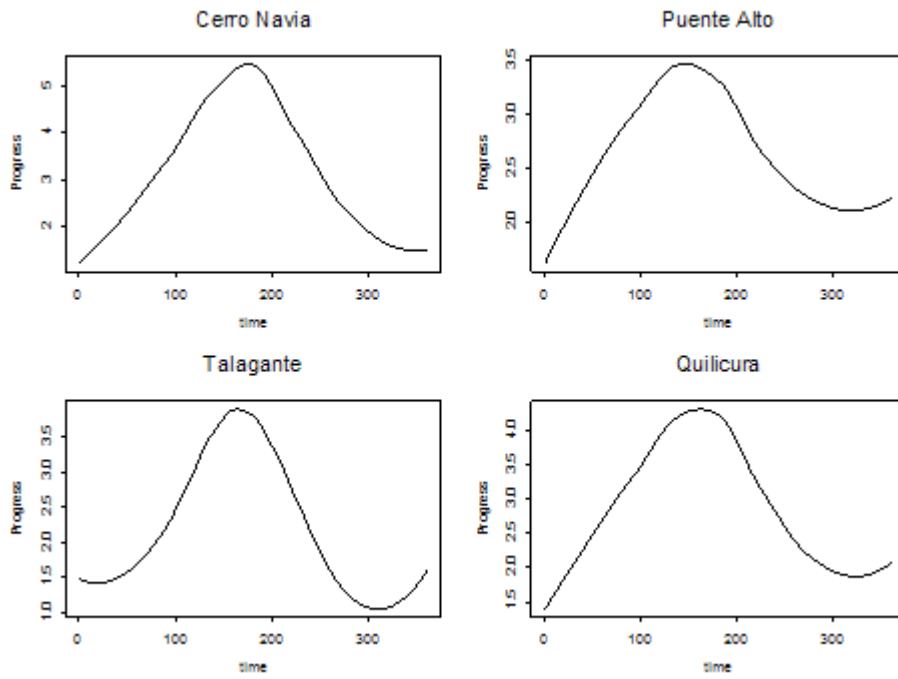
The PM<sub>2.5</sub> component of the AHI model predicts that 1.42% of total morbidities were attributable to PM<sub>2.5</sub> exposure in the beginning, increasing to 1.84% in 2009.

The daily numbers of non-accidental morbidities in 4 Chilean communities (**Cerro Navia, Puente Alto, Talagante, and Quilicura**) were obtained from January 1, 1997 to December 31, 2009. The daily average values of particulate matter concentrations (PM<sub>2.5</sub>) were available for 2009-2010 periods for all zones. Since the AHI represents the percentage of morbidity attributed to exposure to a pollutant, reduction in the AHI over time is a measure of reductions in the health consequences of that pollutant. The result of PM<sub>2.5</sub> control measures for morbidity burdens in each community are shown in Figure 1. The graphs illustrate that no progress in the reduction of AHI for all zones. Combining these communities using weighted averages of the city-specific values, the value of the AHI at the beginning of the study was 1.42% and increased to 1.84% by the end of the study period, December 31, 2009. As a result, we estimate that overall, changes in ambient concentrations of PM<sub>2.5</sub> in these 4 of Chilean communities have contributed to a 0.42% increase, which is relatively very small increase, in the percentage of deaths attributed to PM<sub>2.5</sub> exposure.

We estimate that in the 4 Chilean communities examined here, the proportion of morbidity attributed to particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) exposure has increased 0.42 % over the year 2009. However, the risk varies significantly by season. In warmer months, the risk significantly decreased but in colder months risk almost tripled indicating variability in the PM<sub>2.5</sub> due to probably increased concentrations.



**Figure 1:** City-specific estimates of the AHI over time for  $PM_{2.5}$  and morbidity association. The time variable represent day of study.



Anexo 5. Presentación Dr. Cakmak (07 de diciembre de 2011)



FACULTAD  
DE QUÍMICA  
Y BIOLÓGIA