

LOS EFECTOS EN SALUD DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR PM10 EN SANTIAGO*

**José Miguel Sánchez,
Sebastián Valdés y Bart D. Ostro**

En este trabajo se presenta una metodología para estimar los impactos en salud que se pueden asociar a un programa que reduce las concentraciones de PM10 en Santiago. Los menores efectos en salud valorados en términos monetarios, tanto en mortalidad como en morbilidad, representan los costos evitados por el programa y, por lo tanto, son una medida de sus beneficios en salud. La metodología se aplica a un programa que reduce las concentraciones de PM10 en forma lineal hasta alcanzar la norma de calidad ambiental en un plazo de 20 años. Los resultados de este ejercicio de valoración sugieren que los beneficios son de una magnitud considerable y son crecientes en el tiempo.

JOSÉ MIGUEL SÁNCHEZ CALLEJAS. Ingeniero Comercial, P. Universidad Católica de Chile. Ph. D. en Economía, University of Minnesota. Profesor del Departamento de Economía de la Universidad de Chile.

SEBASTIÁN VALDÉS DE FERARI. Ingeniero Comercial, Universidad de Chile. Ph. D. en Economía Agraria y Recursos Naturales, University of Maryland. Profesor del Departamento de Economía de la Universidad de Chile.

BART D. OSTRO. Ph. D. en Economía, Brown University. Actualmente es Jefe de la Unidad de Epidemiología y Contaminación Atmosférica de la Oficina de Evaluación de Riesgos Ambientales en Salud de la Agencia de Protección Ambiental de California.

* Este trabajo aparecerá también en publicación que recoge las ponencias del Congreso Internacional de Derecho del Medio Ambiente, efectuado en Santiago de Chile los días 10 y 11 de julio de 1997.

1. Introducción

En cualquier proyecto de mejoramiento ambiental, la estimación de los beneficios es un ejercicio de enorme complejidad por la incertidumbre que hay en cada una de sus etapas, bastante mayor que la existente en las estimaciones de los costos del proyecto.

Un Proyecto o Programa que reduzca las concentraciones de contaminantes atmosféricos hasta alcanzar las normas de calidad ambiental en un cierto plazo, produce una serie de beneficios ambientales que se reflejan en la salud de las personas, la visibilidad, la salud de ecosistemas, la agricultura y los materiales. Sin embargo, cuando el Proyecto es para una zona urbana como Santiago, es probable que sus principales beneficios sean aquellos relacionados con la salud de las personas que están expuestas a los contaminantes atmosféricos cuyos niveles superan las normas.

Los beneficios en salud dependen de los efectos adversos que los contaminantes producen en las personas, de la magnitud del cambio en el efecto en salud producto de un cambio en la contaminación (dosis-respuesta), del tamaño de la población expuesta a las concentraciones de contaminantes y de la valoración monetaria de los efectos físicos.

En este trabajo se presenta una metodología para estimar los impactos en salud que se pueden asociar a un Programa que reduce las concentraciones de PM10 en Santiago. Los menores efectos en salud valorados en términos monetarios, tanto en mortalidad como en morbilidad, representan los costos evitados por el Programa y, por lo tanto, son una medida de sus beneficios en salud. La metodología se aplica a un Programa que reduce las concentraciones de PM10 en forma lineal hasta alcanzar la norma de calidad ambiental en un plazo de 20 años. El ejercicio sólo considera el PM10 por ser el principal contaminante durante un número significativo de meses al año y cuyos niveles de concentración promedio anual superan largamente la norma para el mismo período. Por los niveles de concentraciones de este contaminante en la ciudad de Santiago y por las asociaciones entre efectos adversos en salud y PM10, se espera que la mayor parte de los efectos en salud provengan de la reducción de este contaminante. Hay una amplia literatura epidemiológica que vincula efectos adversos en salud y concentraciones ambientales de PM10, siendo éste el caso más documentado, contándose incluso con trabajos realizados específicamente con datos de Santiago (véanse, por ejemplo, Ostro y otros, 1996).

El trabajo está organizado de la siguiente manera: la Sección 2 contiene la metodología empleada para las estimaciones de los efectos en

salud. En la Sección 3 se presenta la situación base y la situación meta a la cual se quiere llegar con el Proyecto. En la Sección 4 se presentan los supuestos y los criterios de selección de las funciones dosis-respuesta. También se incluyen los efectos en salud considerados en la evaluación. Por último se reportan las funciones dosis-respuesta seleccionadas para los distintos efectos en salud considerados y los parámetros utilizados en su aplicación. En la Sección 5 se describe la metodología para la valoración económica de los efectos estimados en salud. La Sección 6 contiene los resultados de las estimaciones.

2. Metodología para la estimación de los beneficios en salud

Para la estimación de los efectos en salud producto del Programa, se utiliza una metodología que ha sido usada extensamente en diversos estudios de estimación de beneficios ambientales. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), por ejemplo, ha utilizado una metodología similar en el estudio para determinar una nueva norma primaria federal para material particulado y para estimar los beneficios en salud del Acta de Aire Limpio en las dos décadas que van desde el año 1970 en que es promulgada y 1990 (EPA, 1996a; EPA, 1996b). Asimismo, el Banco Mundial ha utilizado esta metodología para evaluar los efectos en salud de la contaminación atmosférica en Jakarta (Ostro, 1994) y para estimar los beneficios en salud de un Programa de Control de Contaminación Atmosférica en la ciudad de Santiago (Eskeland, 1994).

Recientemente, el Directorado General de Ciencia, Investigación y Desarrollo de la Comunidad Económica Europea ha publicado los resultados del Proyecto Externe en el cual se evaluaron monetariamente los impactos ambientales asociados con los ciclos de la energía. En dicho trabajo, de seis volúmenes, se utiliza la misma metodología para evaluar los impactos sobre la salud poblacional, así como también sobre la salud ocupacional, los ecosistemas terrestres, la agricultura, los bosques, las pesquerías, los materiales y la belleza escénica (Externe, 1995). También se utilizó esta metodología en la estimación de los beneficios en salud del Plan de Descontaminación de Caletones y del Plan de Descontaminación de Santiago, recientemente sometido a la discusión pública (véase J. M. Sánchez y S. Valdés, 1997).

El Gráfico N° 1 ilustra las etapas de esta metodología, que son básicamente tres:

Etapla 1: Se deben estimar los efectos de cambios en las emisiones que resulten del proyecto sobre la calidad del aire medida en términos de concentraciones de contaminantes en la atmósfera. Generalmente esto se realiza utilizando un modelo de dispersión de contaminantes. Para este trabajo, se ha supuesto un escenario en el cual las concentraciones de contaminantes disminuyen en forma lineal desde su nivel actual (1995, último año para el cual se dispone de información completa) hasta alcanzar la norma de calidad en un plazo de veinte años.

Etapla 2: Se estiman los efectos que estos cambios (reducciones) en las concentraciones de contaminantes tienen sobre distintos efectos en la salud de las personas. Específicamente, interesa evaluar los efectos físicos sobre la mortalidad y la morbilidad de la población expuesta. Para un Proyecto, la disminución en la mortalidad y la morbilidad representan los beneficios en salud asociados con éste. Los cambios en los efectos en salud se cuantifican utilizando funciones dosis-respuesta para un conjunto de efectos en salud, que se detallan en la sección 4, para los cuales existen relaciones estadísticas bien establecidas en la literatura científica.

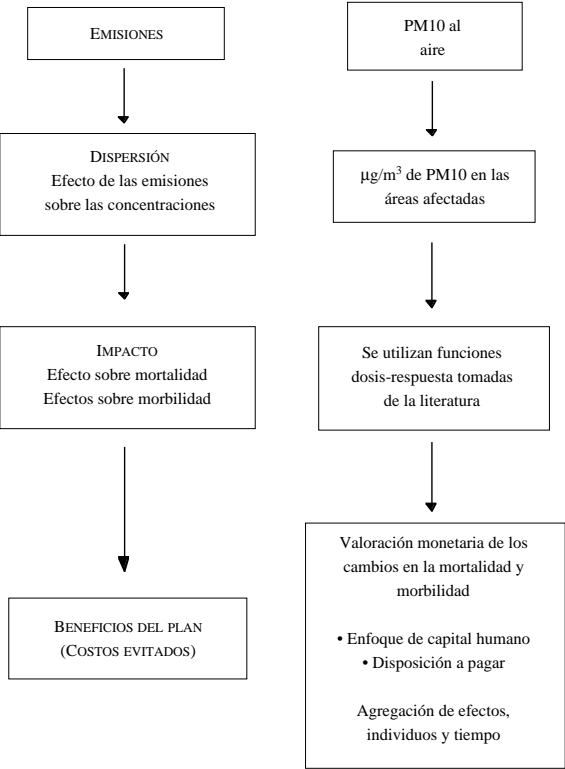
Etapla 3: Por último, se procede a valorar en términos monetarios los efectos físicos encontrados en la Etapa 2 y se procede a agregar los valores monetarios a través de los distintos efectos, los individuos expuestos y el tiempo, dado que los beneficios se producen repartidos en el tiempo. Hay tres enfoques principales para asociar valores monetarios a la mortalidad: el *enfoque de valoración contingente*, el *enfoque de diferenciales salariales* y el *enfoque de capital humano*. Para valorar los efectos asociados a la morbilidad, generalmente se utilizan tres enfoques alternativos: *costos directos asociados con la enfermedad*, *gastos preventivos (defensivos)* y la *valoración contingente*.

3. Situación base y situación meta

En esta sección se presenta la situación inicial y final en relación con la población y el PM10, contaminante para el cual se desarrolla el ejercicio cuantitativo.

Debido a que las concentraciones medias anuales de PM10 tienen una variación espacial significativa dentro de la ciudad de Santiago, las concentraciones utilizadas en la estimación de los efectos corresponden a las estimadas a partir de un modelo de dispersión de contaminantes que maneja la CONAMA R.M. y que produjo concentraciones promedio anual para una grilla de 17 por 17 donde cada celda tiene 2 x 2 km.

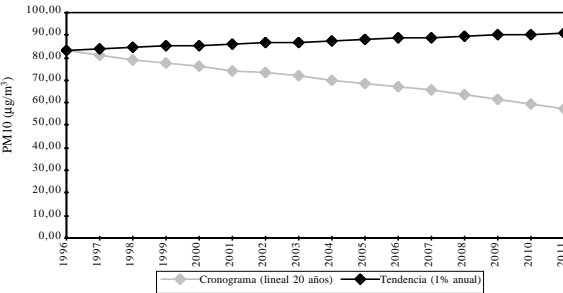
GRÁFICO Nº 1: METODOLOGÍA PARA ESTIMAR LOS BENEFICIOS EN SALUD



Fuente: Elaboración propia.

La evolución temporal de la grilla a partir de la situación inicial (año 1996) se realiza escalando cada celda de la grilla por un factor de crecimiento igual al 1% anual (situación sin proyecto). En el Gráfico N° 1 se presenta el cronograma de descontaminación de PM10 evaluado en este ejercicio.

GRÁFICO N° 2: CRONOGRAMA DE DESCONTAMINACIÓN DE PM10



Para aproximar el grado en que la población está expuesta a las concentraciones de PM10 en los distintos lugares de la ciudad, a la grilla de concentraciones se le superpuso una grilla de densidad poblacional con lo cual se calcularon las concentraciones promedio. Las ponderaciones utilizadas para cada celda corresponden al porcentaje de la población de Santiago que se supone que reside en esa celda.

Esta aproximación al problema de la exposición tiene la ventaja de ser simple y es mejor que suponer que toda la población de Santiago está expuesta al promedio de las concentraciones medidas en las estaciones monitoras fijas. Sin embargo, tiene la limitación de que no considera que las personas se mueven durante el día entre el lugar en que residen y su lugar de trabajo y estudio. Para el año 1995, el promedio anual de PM10 ponderado por las densidades poblacionales es menor (84.22) que el promedio de las cuatro estaciones monitoras fijas.

La reducción de las concentraciones consideradas es del orden de 50% en un plazo de 20 años hasta alcanzar la norma anual de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (norma de los EE.UU.).

4. Funciones dosis-respuesta

Para traducir los cambios (reducciones) en las concentraciones de contaminantes a efectos en salud cuantificables, se utilizan funciones dosis-respuesta para un conjunto de efectos en salud para los cuales existen relaciones estadísticas bien establecidas en la literatura científica. La epidemiología que se ocupa de estudiar los efectos en salud de la contaminación atmosférica es hoy, y continuará siéndolo en los próximos años, un área de mucha actividad de investigación científica. En consecuencia, los resultados probablemente irán cambiando en tanto aparezcan nuevos estudios e investigaciones, sobre todo para países en desarrollo como el nuestro donde el crecimiento de este tipo de investigación será exponencial en los próximos años a medida que nuevas bases de datos se van haciendo disponibles. Esto es importante de tener en cuenta porque al seleccionar funciones dosis-respuesta para una aplicación empírica se utiliza la mejor información disponible en el momento sobre cuestiones que son objeto de investigación activa y también sujeto de legítimo debate científico.

En la actualidad hay suficiente evidencia de las relaciones cuantitativas entre los efectos agudos en salud y la contaminación atmosférica, aun cuando los mecanismos a través de los cuales ocurren estos efectos no son completamente entendidos por la ciencia médica. De esta literatura se obtienen las funciones utilizadas en este trabajo. Desafortunadamente, encontrar relaciones entre efectos crónicos en salud y contaminación atmosférica es mucho más difícil y por consiguiente hay muy pocas funciones dosis-respuesta que sean lo suficientemente confiables como para ser utilizadas en el análisis.

4.1. Aplicación y supuestos

La aplicación de las funciones dosis-respuesta para estimar efectos en salud puede ser descrita de la siguiente manera: el impacto estimado en

el efecto en salud que se desea analizar (mortalidad, hospitalizaciones, etc.) está dado por¹:

$$dH_i = b * POP_i * dA \quad (1)$$

donde:

dH_i = cambio en el riesgo de la población del efecto en salud i.

b = la pendiente de la función de dosis-respuesta.

POP_i = población en riesgo de ser afectada por el efecto i.

dA = cambio en la contaminación atmosférica bajo consideración.

Las funciones dosis-respuesta provienen en su mayoría de estudios epidemiológicos que toman una muestra amplia de personas a través del tiempo (serie de tiempo) o entre lugares expuestos a distintos niveles de contaminación (corte transversal), para estimar los efectos en salud que pueden ser atribuidos a la contaminación atmosférica una vez que se ha controlado apropiadamente por otras variables que también pueden afectar la probabilidad de sufrir los efectos en salud, tales como: hábitos alimenticios, temperatura, tiempo de exposición al aire libre, oferta de servicios médicos, hábito tabáquico, etc. El control por este tipo de variables, denominadas variables confundentes, es fundamental para poder aislar en la estimación estadística el efecto atribuible a la contaminación.

Los *estudios de serie de tiempo* correlacionan el cambio en las tasas de mortalidad y morbilidad en un área determinada a través del tiempo con los cambios de las variables ambientales. Los *estudios de corte transversal* comparan las tasas de mortalidad o morbilidad de áreas distintas en un instante del tiempo, relacionándolas con los niveles de calidad ambiental de cada una de ellas.

El uso de análisis de serie de tiempo posee la ventaja de minimizar los problemas de variables confundentes que son tan importantes en los modelos de corte transversal que utilizan poblaciones distintas en un momento dado en el tiempo. De este modo, variables tales como hábitos tabáquicos y alimenticios, tiempo de exposición al aire libre, acceso a la salud y condiciones socioeconómicas pueden ser obviadas en los análisis de tipo temporal si el período bajo consideración es suficientemente corto. Sin embargo, este análisis posee la desventaja de ser incapaz de capturar los efectos crónicos y de largo plazo de la contaminación.

¹ Esta formulación supone que el efecto es lineal en la dosis, sin importar el nivel de contaminación en que se encuentre.

El resultado de la aplicación de estas funciones es la cuantificación de los efectos físicos en salud que se obtienen por la disminución de las concentraciones producto del Programa.

La aplicación de funciones dosis-respuesta se basa en una serie de supuestos que conviene hacer notar:

a) La metodología utilizada es apropiada para estimar efectos agudos en salud, pero no para estimar efectos crónicos. Este hecho se refleja en la disponibilidad de funciones dosis-respuesta en la literatura. La falta de funciones confiables para efectos crónicos hace que en este trabajo sólo se incluyan efectos agudos en salud. Esto no quiere decir que los efectos crónicos no sean importantes, sino que la evidencia científica disponible no permite, por el momento, considerarlos de manera cuantitativa. De hecho, sólo para el caso de la mortalidad por PM10, basado en un trabajo reciente de Pope y otros (1995), se incluyó, en el parámetro *alto*, un ajuste para considerar algún efecto crónico. En consecuencia, si hay efectos crónicos en salud producto de la exposición permanente y prolongada a los contaminantes atmosféricos de la población de Santiago, entonces los efectos en salud cuantificados serán una subestimación de los verdaderos efectos.

b) Al usar esta metodología se asume que las funciones dosis-respuesta estimadas en otros medios y para otras poblaciones describe adecuadamente la relación entre contaminación y salud de las personas en el área en que se realiza la evaluación del Plan. Esto supone que las condiciones de base en esa zona, como, por ejemplo, el estado general de salud de la población, acceso a la salud, hábitos alimenticios de la población, el tiempo que se pase al aire libre y la composición química de los contaminantes, son similares a las existentes en los lugares donde se realizaron los estudios. Éste es un supuesto bastante fuerte y constituye la principal crítica a esta metodología. Plantea además la conveniencia de trabajar con funciones dosis-respuesta estimadas para el lugar y la población en la cual se desea realizar la evaluación económica. Sin embargo, cuando no se cuenta con ellas, este es el único camino posible y, tal como señalamos, ha sido usado extensamente.

Por otra parte, en un estudio recientemente publicado (Ostro *et al.*, 1996) en el cual se estiman funciones dosis-respuesta para la mortalidad y el PM10 para la ciudad de Santiago, se encuentran resultados coherentes con los obtenidos de la literatura y que han sido estimados para países desarrollados. Como el estudio realizado para Santiago es uno de los pocos estudios epidemiológicos realizados en un país en desarrollo, resulta interesante esta comparación que tiende a reafirmar que los errores cometidos al usar funciones dosis-respuesta del extranjero no serían tan graves.

c) Otro supuesto que se utiliza en la aplicación de esta metodología es que la función se puede aplicar en forma lineal cualquiera sea el nivel de las concentraciones en que estamos evaluando la función dosis-respuesta. Es decir, sin considerar los niveles base de contaminación. Obviamente la realidad es mucho más compleja que esto y este supuesto constituye una simplificación. Si la verdadera función dosis-respuesta es no lineal, entonces los efectos podrían ser mayores a niveles de concentraciones menores. Generalmente, cuando se consideran cambios grandes en los niveles de contaminación, como es el caso del PM10 en Santiago, en que los cambios diarios en concentración están fuertemente ligados a los cambios anuales, suponer linealidad es un supuesto razonable con lo que se aplica la reducción porcentual al cambio anual.

Tampoco se consideran posibles efectos umbrales en las funciones. Una pregunta importante en la estimación de efectos en salud vinculados a la contaminación es si hay un nivel de PM10 que sea un umbral bajo el cual no hay efectos en salud o que la pendiente de la función dosis-respuesta disminuya de manera sustantiva a bajas concentraciones.

La mayoría de los estudios epidemiológicos que se utilizan aquí han estimado funciones lineales o lineales en los logaritmos que sugieren un continuo de efectos hasta los niveles más bajos de contaminación observados en la muestra. Para material particulado, cuando se ha tratado de identificar un umbral, no se ha podido concluir que exista uno (Ostro, 1984). Muchos estudios epidemiológicos recientes muestran una asociación entre material particulado y efectos en salud en todo el rango de concentraciones medidas, incluso para valores bajo los estándares de calidad de la EPA. El Panel de Expertos del estudio de Canadá (1997), al considerar la evidencia específica para sulfatos, determinó que no había evidencia suficiente de la existencia de umbrales y, en consecuencia, basados en la evidencia de efectos en salud a bajas concentraciones de material particulado, supusieron que no existen umbrales. El estudio Externe (1995), a su vez, concluye respecto de este punto que “aun cuando hay alguna evidencia que los riesgos relativos por unidad de exposición son mayores cuando los niveles de concentración de material particulado son bajos, la representación más simple de aumentos porcentuales constantes en los efectos por unidad de exposición, sin umbrales, parece ser la mejor representación de la relación en condiciones de base normales”.

Consecuentemente, en ese estudio se aplican todas las funciones linealizadas, suponiendo que la pendiente de la función dosis-respuesta es la misma para cualquier nivel de concentración y, por lo tanto, se contabiliza

zan efectos evitados hasta niveles aun más bajos que la norma de calidad ambiental de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2. Criterios de selección

Las funciones dosis-respuesta utilizadas en este estudio fueron seleccionadas y adaptadas a partir de la literatura epidemiológica publicada en revistas científicas y que, por consiguiente, ha pasado por revisiones de pares. Exceptuando las funciones para el caso de mortalidad por exposición a PM10, efecto para el que se cuenta con funciones dosis-respuesta estimadas con datos de Santiago (Ostro y otros, 1996), las demás funciones han sido estimadas para poblaciones y medios distintos a los afectados por el PdD.

Todas las funciones dosis-respuesta utilizadas en el análisis cuantitativo están basadas en estudios epidemiológicos de contaminación atmosférica con información agregada. Se restringen a estudios sólidos metodológicamente que muestran una asociación estadísticamente significativa entre el contaminante y el efecto de salud de interés. El estudio debe estar bien diseñado y debe usar técnicas estadísticas apropiadas, poniendo especial cuidado en el control de variables confundentes.

Específicamente, la selección de las funciones dosis-respuesta se realiza a partir de estudios epidemiológicos que cumplen los siguientes criterios (Ostro, 1996):

i) Primero, debe tener un diseño adecuado y utilizar una metodología adecuada. Los estudios deben estar basados en un monitoreo continuo de los contaminantes relevantes. Deben haber realizado una selección cuidadosa de las medidas de exposición y haber minimizado las posibilidades de sesgo de selección de muestra y de reporte de los resultados. Además, los estudios deben proveer relaciones dosis-respuesta para un continuo de niveles de exposición.

ii) Los estudios deben reconocer y minimizar los efectos de variables omitidas y confundentes. Por ejemplo, estudios que comparan dos regiones o ciudades y las caracterizan como áreas de contaminación “alta” y “baja” no se incluyen para fines cuantitativos por el problema potencial de la existencia de otras variables confundentes y de la vaga definición de la exposición.

iii) Se debe controlar por los efectos de la estacionalidad y climatología, especialmente por temperatura. Esto se puede hacer estratificando la

muestra y analizando los datos por estaciones, examinando los efectos independientes de la temperatura y la humedad, o por medio de otras técnicas estadísticas.

iv) Debe contener un análisis razonablemente completo de los datos. Este análisis debe incluir una cuidadosa exploración de la hipótesis primaria y preferentemente un análisis de sensibilidad de los resultados a formas funcionales alternativas, especificaciones de los modelos y de observaciones influyentes (*outliers*). Cuando los estudios reportan los resultados de esos análisis alternativos, las estimaciones cuantitativas que se consideraron más representativas de los resultados globales se seleccionaron para esta evaluación.

v) Los estudios deben considerar directamente PM10 o, al menos, proveer una medida de contaminación que pueda convertirse al contaminante que interesa. En consecuencia, los estudios que no caracterizan cuantitativamente la contaminación de manera adecuada o para los cuales la evaluación de la exposición no estaba adecuadamente caracterizada, no fueron considerados.

vi) Los estudios deben trabajar con niveles de contaminación del aire relevantes. Estudios que sólo consideran episodios con niveles elevados de contaminación no fueron considerados para fines cuantitativos.

vii) Finalmente, sólo estudios que tratan efectos clínicos o cambios en conducta claramente identificables fueron incluidos. Por lo tanto, estimaciones para efectos tales como cambios en la función pulmonar, que son difíciles de vincular a síntomas clínicamente significativos, no fueron incluidas. Además, se dio preferencia a los estudios que se basan en grupos representativos de la población para asegurar la mayor y mejor cobertura posible de la población general. Por ejemplo, estudios de visitas a salas de emergencia, que incluyan a todos los segmentos de la población, fueron seleccionados de manera preferente frente a los estudios basados, por ejemplo, en visitas de asmáticos.

Específicamente, los efectos en salud que fueron considerados en este estudio son los siguientes:

- Mortalidad.
- Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias (CIE 460, 480-486, 490-494, 496).
- Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares (CIE 410, 413, 427 y 428).
- Visitas a salas de emergencia por enfermedades respiratorias.
- Días de actividad restringida en adultos.

- Enfermedades respiratorias bajas en niños.
- Bronquitis crónica.
- Síntomas respiratorios agudos.
- Ataques de asma.

Para todos estos efectos hay evidencia estadística robusta que los asocia al PM10.

4.3. Incertidumbre

Hay mucha incertidumbre en el ejercicio de producir estimaciones monetarias de los beneficios en salud de un programa de descontaminación. Respecto a la etapa 2 de la metodología, el panel de expertos del estudio de Canadá (1997) identificó una serie de posibles omisiones, sesgos e incertidumbres que también son relevantes para este estudio. Éstos son:

a) En primer lugar, se debe reconocer que las asociaciones estadísticas en los estudios epidemiológicos no implican causalidad. Sin embargo, en el caso de la contaminación atmosférica, esta causalidad está bastante aceptada. En este sentido, el tema más crítico está en la selección de las funciones específicas a emplear en la cuantificación. Los aspectos específicos relacionados a los modelos y los datos empleados en las estimaciones, tales como el tratamiento de las variables confundentes y omitidas, la elección de las formas funcionales, etc., son considerados explícitamente en la selección de las funciones. De ahí la importancia de los criterios expresados en la sección 4.2.

b) La mayoría de las funciones utilizadas están estimadas para otros lugares y poblaciones distintos de Santiago. La transferencia de esos parámetros a la población de Santiago agrega una fuente adicional de incertidumbre por la posible existencia de diferencias significativas que no hayan sido consideradas. El uso de estudios específicos para Santiago ayudan a disminuir esta fuente de incertidumbre y, en consecuencia, cuando estos existen y cumplen con los criterios de selección adoptados, son utilizados.

c) Otro aspecto que puede ser relevante al momento de transferir funciones de un lugar a otro se refiere al contaminante mismo. El PM10 no es uniforme en todos los lugares, sino que su composición química depende del tipo de fuente que lo emite. Esto implica que si las fuentes son muy distintas en Santiago respecto de los lugares en donde se realizaron los estudios, los cambios en efectos en salud asociados a cambios en las concentraciones del contaminante pueden ser también muy distintos.

d) También hay una fuente de incertidumbre en la manera en que se mide la exposición de la población a los contaminantes. En la mayoría de los estudios se usan mediciones de monitores ubicados en zonas centrales de las ciudades que no necesariamente reflejan el grado de exposición verdadero a que están sujetos los individuos. Por este motivo, en este trabajo se utilizó una medida ponderada de PM₁₀, donde los ponderadores son las densidades poblacionales dentro de una grilla en que fue dividida la ciudad así como se explicó en la sección 3.

e) Tal como se argumentó, hay evidencia de que los efectos adversos en salud ocurren incluso a niveles de exposición bajo la norma de calidad. Sin embargo, si eso no es así y los efectos adversos terminan al llegar a la norma de calidad, entonces estaremos incurriendo en una sobrestimación de los efectos.

f) Además del supuesto de ausencia de un umbral, existe la posibilidad de que la asociación entre efectos en salud y PM₁₀ no sea lineal y en consecuencia al suponer linealidad se estén afectando las estimaciones de los beneficios.

g) Por último, hay también una serie de efectos en salud que no han sido cuantificados en este análisis y cuya incorporación no es posible en este momento dado el estado actual de conocimiento. Éste es el caso de los efectos crónicos y de otros efectos agudos que no se puedan identificar clínicamente. Además, hay beneficios asociados con las disminuciones en las concentraciones de otros contaminantes que no fueron cuantificados en este trabajo.

Aunque en las distintas etapas del análisis se trata de minimizar la incertidumbre, todavía persisten distintas fuentes de incertidumbre que son inevitables. Por esa razón para cada función dosis-respuesta presentada en este trabajo, se seleccionaron tres estimaciones: un valor medio, un mínimo y un máximo. El valor central es comúnmente obtenido del valor medio del rango reportado por el estudio o grupo de estudios que se han seleccionado como aquellos que proveen los resultados más confiables para el efecto en salud determinado, basados en los criterios antes enunciados.

Se reporta además un intervalo de confianza con un valor máximo y un valor mínimo. Estos rangos para las funciones no intentan representar cotas máximas o mínimas absolutas para los efectos, sino que rangos razonables para los efectos estudiados. Por ejemplo, rangos basados en un solo estudio se eligen como más/menos una desviación estándar del valor central y no los valores máximos y mínimos encontrados. Cuando hay varios estudios que pasan los criterios de selección para un efecto dado, el

rango seleccionado refleja la variación en los resultados a través de los estudios.

Ciertamente, estos rangos no pretenden capturar toda la incertidumbre en las funciones dosis-respuesta debido a que ésta no es cuantificable. Sin embargo, es un intento para presentar de manera más realista el grado de incertidumbre presente y en buena parte refleja el juicio de los investigadores.

4.4. Funciones dosis-respuesta seleccionadas

En el Cuadro N° 1 se presentan las funciones dosis-respuesta utilizadas para cuantificar los impactos sobre la salud de las personas de las concentraciones de PM10.

Con el fin de reducir posibles dobles contabilizaciones de los casos, es necesario realizar una serie de ajustes para restar algunas de las potenciales superposiciones de los efectos. Se asume que las admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias también quedan registradas como visitas a salas de emergencia. Se supone, además, basado en estadísticas nacionales, que una admisión hospitalaria por enfermedad respiratoria dura, en promedio, 7,3 días, y una admisión hospitalaria por enfermedad cardiovascular dura en promedio 10 días. Se supone que todos los días en el hospital, todas las visitas a salas de emergencia y todos los días de ataque de asma son también días de actividad restringida y por lo tanto se restan del total de los días de actividad restringida. Los siguientes ajustes se realizan antes de proceder a la valoración económica :

- Visitas a salas de emergencia netas = visitas a salas de emergencia - admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias.
- Días de actividad restringida netos = días de actividad restringida - (% de población adulta) * (7,3 * admisiones hosp. respiratorias) + (10 * admisiones cardiovasculares) + visitas a salas de emergencia netas + días con ataque de asma).
- Síntomas respiratorios agudos netos = síntomas respiratorios agudos - días de actividad restringida.

En la aplicación de las funciones dosis-respuesta de PM10 se utilizaron los promedios anuales de concentración del contaminante debido a que los cambios diarios en concentración están fuertemente ligados a los cambios anuales, por lo cual es razonable suponer linealidad y aplicar la reducción porcentual al cambio anual.

CUADRO Nº 1: FUNCIONES DOSIS-RESPUESTA USADAS EN EL ESTUDIO: PM10

<p style="text-align: center;"><i>Mortalidad</i></p> <p>Nivel alto: Número de casos anuales = $0.336 * dPM10(\mu g/m^3)/100 * \text{tasa mortalidad cruda} * \text{población afectada}$.</p> <p>Nivel medio: Número de casos anuales = $0.1 * dPM10(\mu g/m^3)/100 * \text{tasa mortalidad cruda} * \text{población afectada}$.</p> <p>Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.0864 * dPM10(\mu g/m^3)/100 * \text{tasa mortalidad cruda} * \text{población afectada}$.</p> <p>(Fuente: Nivel alto: Pope y otros, 1995; Nivel medio y bajo: Ostro y otros, 1996.)</p> <p style="text-align: center;"><i>Morbilidad</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Cambio en admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias (CIE 466, 480-486, 490-494, 496) <p>Nivel alto: Número de casos anuales = $0.000788 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>Nivel medio: Número de casos anuales = $0.000673 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.000788 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>(Fuente: Burnett y otros, 1995.)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cambio en admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares (CIE 410, 413, 427 y 428) <p>Nivel alto: Número de casos anuales = $0.000788 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>Nivel medio: Número de casos anuales = $0.000673 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.000788 * (\text{Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares} / \text{Población total}) * dPM10 \text{ concentraciones anuales } (\mu g/m^3) * \text{Población expuesta}$.</p> <p>(Fuente: Burnett y otros, 1995.)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Visitas a salas de emergencia por enfermedades respiratorias <p>No se usa función dosis-respuesta directamente. Se usa la relación existente entre el total de visitas a sala de emergencia y el total de admisiones hospitalarias en 1995. Esto lleva a que las visitas a salas de emergencia son 6 veces las admisiones hospitalarias.</p>
--

(Continuación Cuadro N° 1)

• Días de actividad restringida

Nivel alto: Número de casos anuales = $0.0238 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población de adultos}$.

Nivel medio: Número de casos anuales = $0.0168 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población de adultos}$.

Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.0097 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población de adultos}$.

(Fuente: Ostro, 1990.)

• Enfermedades respiratorias bajas en niños (bronquitis y tos)

Nivel alto: Número de casos anuales = $0.0016 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{Tasa anual de consultas por infecciones respiratorias bajas} * \text{población niños}$.

Nivel medio: Número de casos anuales = $0.0011 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{Tasa anual de consultas por infecciones respiratorias bajas} * \text{población niños}$.

Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.0007 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{Tasa anual de consultas por infecciones respiratorias bajas} * \text{población niños}$.

(Fuente: Dockery, 1996.)

• Bronquitis crónica

Nivel alto: Número de casos anuales = $0.000093 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población mayores de 25 años}$.

Nivel medio: Número de casos anuales = $0.000061 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población mayores de 25 años}$.

Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.00003 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población mayores de 25 años}$.

(Fuente: Abbey *et al.*, 1993.)

• Síntomas respiratorios agudos

Nivel alto: Número de casos anuales = $0.2555 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población expuesta}$.

Nivel medio: Número de casos anuales = $0.1679 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población expuesta}$.

Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.0803 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * \text{población expuesta}$.

(Fuente: Krupnick *et al.*, 1990.)

• Ataques de asma

Nivel alto: Número de casos anuales = $0.1971 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * 4,7\% * \text{población expuesta}$.

Nivel medio: Número de casos anuales = $0.0584 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * 4,7\% * \text{población expuesta}$.

Nivel bajo: Número de casos anuales = $0.0329 * \text{dPM10 concentraciones anuales } (\mu\text{g}/\text{m}^3) * 4,7\% * \text{población expuesta}$.

(Fuente: Ostro *et al.*, 1991; Whittemore y Korn, 1980.)

4.5. Parámetros utilizados

Para la aplicación de las funciones dosis-respuesta se requiere información sobre incidencia base de los efectos en salud considerados. Asimismo, para la valoración monetaria de los efectos, se requieren estimaciones de costos unitarios para cada uno de los efectos. Los parámetros de incidencia base de los efectos son los siguientes.

Mortalidad

Se utilizó la tasa de mortalidad de la Provincia de Santiago, según el Cuadro N° 2.

CUADRO N° 2: PARÁMETROS DE MORTALIDAD PROVINCIA DE SANTIAGO

Población (1997)	Defunciones	Tasa de mortalidad cruda (‰)
4.703.954	20.075	4.27

Fuente: INE. La población expuesta corresponde a las proyecciones de población para la Región Metropolitana realizadas por el INE hasta el año 2005.

Para el resto de los efectos en salud, al no existir información primaria (sólo para algunos) se realizaron una serie de aproximaciones basadas en diversos supuestos que se detallan a continuación:

Admisiones hospitalarias

Para estimar el número base de admisiones hospitalarias se utilizó la siguiente información. Del Anexo 3 del trabajo “Estudio epidemiológico sobre efectos de la contaminación atmosférica” de la Intendencia Regional Metropolitana, se obtuvo que la tasa bruta general (todas las edades) de asma (CIE 493) en Santiago era en 1988 de 86,49 por cada 10.000 consultas. Para infecciones respiratorias (CIE 480-486) (todas las edades), la tasa correspondiente era de 159,8 por cada 10.000 consultas y para el caso de bronquitis aguda no específica (CIE 490), la tasa bruta fue (todas las edades) de 357,2 por cada 10.000 consultas. Aplicando estas tasas al total de

consultas médicas en la Región Metropolitana en 1995, considerando todos los establecimientos, tanto públicos como privados, tenemos una estimación de 66.991 consultas por asma, 123.773 consultas por infecciones respiratorias y 276.670 consultas anuales por bronquitis aguda no específica.

Por otra parte, en 1995, en la Región Metropolitana, considerando todos los establecimientos, tanto públicos como privados, el porcentaje de egresos hospitalarios sobre consultas totales fue de 6,58% (Ministerio de Salud, 1996). Aplicando este porcentaje a la estimación del total de consultas para cada causa, tenemos una estimación del número de admisiones hospitalarias por esos motivos. El supuesto central es que la fracción de hospitalizaciones a consultas médicas totales se cumple también para las causas que son de interés para este análisis. Los resultados de estos cálculos son los siguientes: 4.408 admisiones hospitalarias anuales por asma, 8.144 admisiones hospitalarias por infecciones respiratorias y 18.205 admisiones anuales por bronquitis aguda no específica.

Infecciones respiratorias agudas en niños

El número de infecciones respiratorias agudas en niños se aproximó por el número de primeras consultas realizadas por médico en todos los servicios de salud de la Región Metropolitana, diagnosticadas como esa patología para el año 1995 y publicadas en el *Anuario 1995: Indicadores de atención de salud del Ministerio de Salud*.

Incertidumbre respecto a las incidencias base

- a) En la aplicación de las funciones, por ausencia de la información adecuada se debió recurrir en algunos casos a tasas de incidencia de los efectos que no son para Santiago, de manera que pueden no representar las tasa efectivas en esta ciudad.
- b) Como la evaluación considera un horizonte a 15 años, hay incertidumbre respecto a cómo evolucionarán las tasas de incidencia de los efectos en el tiempo, así como también si la población crecerá de acuerdo a las proyecciones.

5. Valoración monetaria de efectos en salud

En esta sección se procede a la etapa 3 de la metodología general que consiste en asignar valores monetarios a los efectos físicos obtenidos

en la etapa 2. En la primera parte se realiza una discusión metodológica y después se presentan los parámetros utilizados en la evaluación.

5.1. Mortalidad

Hay tres enfoques principales para asociar valores monetarios a la mortalidad: el *enfoque de valoración contingente*, el *enfoque de diferencias salariales* y el *enfoque de capital humano*. Ninguno de ellos está exento de críticas y todos presentan limitaciones².

El *enfoque de capital humano* es el más simple, pero probablemente el menos exacto. Tiene la gran ventaja de requerir relativamente poca información para la valoración. Considera a las personas como unidades de capital humano que producen bienes y servicios para la sociedad. El enfoque supone que el valor de cada unidad de capital humano es equivalente al valor presente de los ingresos que el individuo hubiese generado de no haber muerto en forma prematura. Es importante notar que, por la razón anterior, el método de capital humano subestima los valores de las verdaderas disposiciones a pagar por la vida. Podemos apreciar que, por ejemplo, a medida que la edad avanza, la vida de un individuo vale cada vez menos, pudiendo llegar a ser cero si el individuo ya no trabaja. Obviamente, los valores no instrumentales no pueden ser reflejados bajo esta metodología, por lo cual se estima sólo como una *cota inferior* en lo que se refiere al verdadero costo de la mortalidad.

El *enfoque de diferencias salariales* está más cercanamente relacionado con la disposición a pagar por la mejora ambiental y utiliza las diferencias de salario como un mercado relacionado que refleja las percepciones de los agentes respecto a los riesgos de morir en el trabajo. Las diferencias en los salarios debieran reflejar cualquier riesgo diferencial. El método está fundamentalmente concebido para diferentes riesgos laborales y adolece de importantes limitaciones, entre las que se encuentran el que las diferencias en los salarios pueden reflejar otras características del empleo o simplemente preferencias de los trabajadores por asumir riesgos. Requiere además una importante cantidad de información tanto de salarios como de las demás características de las ocupaciones para poder controlar por ellas.

² Véanse, por ejemplo, Banco Mundial (1993) y Philip Musgrove (1993).

En el *enfoque de valoración contingente* se pregunta, mediante cuestionarios a las personas, su disposición a pagar por la reducción en la probabilidad de muerte prematura. En consecuencia, es la medida más completa de los beneficios personales de reducir la mortalidad, incluyendo tanto los costos directos asociados con la hospitalización, como efectos menos tangibles sobre el bienestar tales como el dolor y el sufrimiento. La principal limitación son sus costos de aplicación, debido a la necesidad de diseñar, realizar y procesar una encuesta de tamaño suficiente para tener significancia estadística.

En este trabajo, frente a la imposibilidad de realizar un estudio de valoración contingente para obtener la disposición a pagar, se ha optado por el método más simple: el de capital humano. Se debe notar, sin embargo, que este método entrega un mínimo valor atribuible a la mortalidad y no refleja el “valor de una vida”.

Bajo el enfoque de capital humano, se supone que el valor de cada unidad de capital humano se puede estimar como el valor presente de los ingresos futuros que la persona habría generado de no haber muerto en forma prematura. El valor presente de los ingresos futuros depende de la esperanza de vida y de la estructura de los salarios y se estima de la siguiente manera:

$$PV_j = \sum_{n=j} \frac{Prob[n/j]_{W_n}}{(1+r)^{n-j}}$$

donde:

- PV_j : es el valor presente de los ingresos futuros de un individuo de edad j ;
 $Prob[n/j]$: es la probabilidad que un individuo de edad j esté vivo a la edad n ;
 W_n : es el promedio de ingresos laborales anuales para un individuo de edad n ;
 r : es la tasa de descuento para los años posteriores a la muerte.

Es importante hacer notar que la tasa de descuento se introduce en el cálculo para reflejar la valoración relativa que la sociedad asigna al hecho de morir a distintas edades. Si $r=0$, una muerte que ocurre, por ejemplo, a los 60 años, se valora en menos de lo que se valora una muerte a los 30,

simplemente porque quedan menos años de vida laboral. Con este supuesto, se “exagera” el valor de los más jóvenes. El introducir una tasa de descuento positiva hace que se disminuya la diferencia que tiene el valor de morir joven *versus* morir más tarde en la vida. Con un $r > 0$, pero no muy alto, morir a mayor edad es menos malo para la sociedad que morir joven, pero la diferencia se reduce respecto al caso en que $r=0$, porque la tasa de descuento castiga los flujos de los que murieron jóvenes.

Debe destacarse que esta tasa de descuento no es una tasa “social” de descuento en el sentido tradicional de reflejar el costo de oportunidad para la sociedad de los fondos invertidos en el proyecto. Es simplemente una manera de reflejar, de manera más o menos arbitraria, el efecto que tiene para la sociedad el que un individuo muera a distintas edades. Por este motivo, en todos los estudios se utilizan tasas positivas pero relativamente bajas. Entre 3 y 5%³.

5.2. Morbilidad

Para estimar los costos asociados a la morbilidad, generalmente se utilizan tres enfoques alternativos: *costos directos asociados con la enfermedad*, *gastos preventivos* (defensivos) y la *valoración contingente*.

La valoración de los beneficios por disminución en la morbilidad utilizando el *enfoque de los costos directos estimados* consiste en obtener el costo directo de la enfermedad, que incluye los costos directos de tratamiento y los salarios perdidos, donde este último es estimado como el valor de la productividad perdida durante el episodio de la enfermedad. Constituye una cota mínima de la verdadera disposición a pagar por reducciones en las enfermedades debido a que no considera otros costos tales como el dolor, la inconveniencia, etc.

El *enfoque de los gastos defensivos*, se basa en la idea de que los individuos que viven en una zona contaminada toman medidas defensivas para reducir su riesgo por enfermedades. De este modo, a partir de los gastos que ellos realizan por este concepto es posible inferir cuál es la mínima cantidad que están dispuestos a pagar para reducir ese riesgo. Este enfoque no es muy utilizado, pues es común que la gente no esté informada acerca de los riesgos de la contaminación, y, por lo tanto, no haga nada para evitarla.

³A modo de ejemplo, en Eskeland (1994) se utilizó un $r=5\%$ mientras que en G. Van Houten y M. Cropper (1996) se utiliza un 3%.

El *enfoque de valoración contingente* constituye, tal como se mencionó, la más completa medición de los beneficios, pero tiene la limitación de la complejidad en su aplicación.

En este estudio, se utilizó el enfoque de *costos directos de la enfermedad* considerando costos directos de tratamiento y productividad perdida. Esta metodología, si bien tiene la ventaja de la simpleza en su aplicación, no está exenta de limitaciones. En primer lugar, se está obteniendo una subestimación de los costos, ya que no se están computando todos los costos de la enfermedad. Además, no se toma en cuenta el hecho de que las personas pueden tomar una serie de medidas defensivas.

i) Costos de tratamiento

A partir de las estadísticas de Salud Pública se obtiene información acerca de los mecanismos de diagnóstico, tratamiento y días hospitalizados y/o de baja laboral o escolar de las personas afectadas.

Cada una de estas etapas representa costos a las personas y al Servicio de Salud, desde donde es posible calcular el total de costos de tratamiento utilizando valores unitarios para cada caso.

ii) Costos por pérdida de días de trabajo

Las enfermedades respiratorias provocan una serie de efectos en las personas que afectan el desarrollo de sus actividades diarias. La población puede verse afectada por la pérdida de días de trabajo y por la existencia de actividad restringida, tanto para el sector laboral y escolar.

El valor económico de los *días perdidos* se calcula utilizando el enfoque de capital humano, computando el salario de las personas afectadas, bien sea debido al perjuicio que se le causa a la persona, dejando de percibir ingresos por no trabajar; o debido a la pérdida social de tener que cubrir con otra persona el puesto. En definitiva, se resume en la pérdida marginal en la producción que viene reflejada por el salario de mercado.

Al costo de los *días de actividad restringida* se le imputa el valor de una fracción del salario que refleje la pérdida de productividad ocasionada por la enfermedad. En la literatura, las valoraciones para este factor fluctúa entre el 40 y 50 por ciento del salario de mercado. En el caso de aquellas personas que desempeñan trabajos domésticos y no perciben salario, se les imputa el salario de mercado de la actividad análoga.

Para la valoración monetaria de los efectos en salud y debido a restricciones de tiempo con que se contó para desarrollar este trabajo, se utilizaron dos conjuntos alternativos de valores, ambos tomados de la literatura. El primer conjunto de valores corresponde a los utilizados por Eskeland (1994) en su estimación de los costos y beneficios de un Programa de Control de la contaminación atmosférica para Santiago. Los Costos Unitarios de efectos en salud reportados en ese trabajo (Tabla 3.13) fueron actualizados usando el ingreso promedio proveniente del trabajo para Santiago según la última encuesta de Ocupación y Desocupación desarrollada por el Departamento de Economía de Universidad de Chile. El salario diario utilizado fue de \$ 3.754.

El segundo conjunto de valores utilizados en la Evaluación corresponde a los valores utilizados por el Panel de Expertos (Canadá, 1997) en su evaluación del contenido de sulfuros en los combustibles. Los valores originales reportados en la Tabla 5-4 de ese estudio fueron transformados a dólares americanos y ajustados por la PPP (Paridad del Poder de Compra) para expresarlos en términos del poder de compra nacional. Es importante notar que mientras todos los valores del estudio de Eskeland (1994) se basan en las pérdidas de productividad (días laborales perdidos) tanto para mortalidad como para morbilidad más costos directos de tratamiento en el caso de morbilidad.

El valor atribuible a la mortalidad corresponde a los salarios perdidos por mortalidad prematura respecto al perfil típico dado por las tablas de sobrevivencia utilizadas por la Superintendencia de Valores y Seguros para la población de Santiago considerando la distribución de la mortalidad por edades.

Para la morbilidad, estos valores consideran costos directos de tratamiento más los salarios perdidos por los días en que no se puede trabajar por enfermedad de un adulto o por acompañar a un menor enfermo.

Por ese motivo, la valoración monetaria debe interpretarse como una cota inferior para los verdaderos beneficios monetarios que pueden lograrse con las reducciones supuestas en las concentraciones basados en el enfoque de capital humano para mortalidad y en el enfoque de costos directos de tratamiento y productividad perdida para morbilidad.

Los valores utilizados por el estudio de Canadá están basados en estudios de disposición a pagar en su mayor parte y el resto en costos directos de tratamiento y productividad perdida. Por ese motivo, los valores nacionales resultan bastante más bajos que los canadienses. En el Cuadro N° 3, se presentan los valores utilizados denominados en pesos chilenos corrientes.

CUADRO N° 3: VALORES UNITARIOS UTILIZADOS EN LA VALORACIÓN MONETARIA
(\$ chilenos corrientes)

Efecto en salud	Costo unitario Eskeland (1994)	Costo unitario Canadá (1997)
Mortalidad	\$ 17.636.292	516.600.000
Morbilidad:		
Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias	\$ 198.662	\$ 840.000
Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares	\$ 198.662	\$ 1.075.200
Visitas a salas de emergencia	\$ 13.026	\$ 77.700
Días de actividad restringida	\$ 2.253	\$ 9.660
IRA baja en niños	\$ 75.455	\$ 46.620
Bronquitis crónica adultos	\$ 21.176.314	\$ 37.500.000
Días síntomas de asma	\$ 3.003	\$ 6.300
Días de actividad restringida menor	\$ 1.276	\$ 4.620
Días con síntomas respiratorios agudos	\$ 451	\$ 1.806

Como los beneficios se producen en un horizonte de 20 años, la agregación de los valores sobre efectos y sobre años se hace utilizando una tasa de descuento del 12%.

En esta etapa también hay fuentes de incertidumbre. La primera se refiere a que los valores unitarios asignados a los distintos efectos en salud son estimaciones y en consecuencia tienen un margen de error asociado. En particular dada la metodología empleada para asignar valores monetarios, las estimaciones tienen un sesgo hacia abajo y deben ser consideradas estimaciones conservadoras. Por esa razón es que se presentan las estimaciones de los efectos valorados utilizando dos conjuntos de valores.

También debe tenerse presente que hay una serie de beneficios en salud que no fueron cuantificados y, por consiguiente, los valores estimados aquí son probablemente una subestimación de los verdaderos beneficios.

6. Resultados

Para ilustrar los resultados obtenidos, en el Gráfico N° 3 se muestra la evolución de los casos de mortalidad evitados con el cronograma de descontaminación en los tres niveles evaluados (véase Gráfico N° 2)⁴. Cabe

⁴ En consideración al espacio no se incluyeron los anexos con los resultados año a año, los que pueden ser solicitados a los autores.

hacer notar, que en el nivel alto, la mortalidad evitada empieza a incorporar gradualmente el efecto crónico incluido en el parámetro de la función dosis-respuesta de dicho nivel, con lo que se aleja progresivamente de las medidas media y baja.

Con respecto a la morbilidad, en el Gráfico N° 4 se muestra la evolución de los casos de admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias y cardiovasculares, y de bronquitis aguda, evitados con el PdD estudiado (nivel medio).

GRÁFICO N° 3: MORTALIDAD EVITADA CON CRONOGRAMA DE DESCONTAMINACIÓN DE PM10

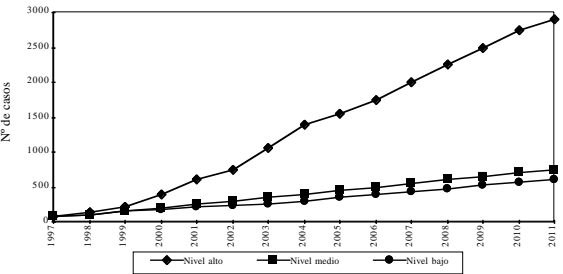
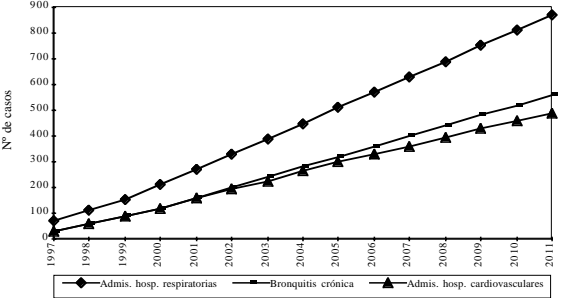


GRÁFICO N° 4: MORBILIDAD EVITADA CON CRONOGRAMA DE DESCONTAMINACIÓN DE PM10



Finalmente, en el Cuadro N° 4 se muestran los casos evitados en un año cualquiera, de mortalidad y morbilidad por la reducción de PM10. Se reportan los resultados con los tres valores para las funciones dosis-respuesta (alto, medio y bajo).

CUADRO N° 4: MORTALIDAD Y MORBILIDAD POR CONTAMINACIÓN POR PM10 EVITADA CON PROGRAMA 20 AÑOS LINEAL EN UN AÑO SELECCIONADO
(Número de casos)

Efecto	Nivel	Año 2005
Mortalidad	Alto	1.604
	Medio	477
	Bajo	412
Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias	Alto	578
	Medio	495
	Bajo	433
Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares	Alto	369
	Medio	300
	Bajo	226
Visitas a salas de emergencia	Alto	2.794
	Medio	2.392
	Bajo	2.093
ASMA - Días con síntomas	Alto	1.035.764
	Medio	306.893
	Bajo	172.890
Días de actividad restringida (neto)	Alto	1.170.365
	Medio	1.128.693
	Bajo	655.471
Enfermedades respiratorias bajas en niños	Alto	49.424
	Medio	35.075
	Bajo	22.908
Síntomas respiratorios agudos	Alto	1.342.657
	Medio	882.318
	Bajo	421.978
Bronquitis crónica	Alto	489
	Medio	321
	Bajo	158

El Cuadro N° 5 presenta el valor actual total de los beneficios en salud producto de las reducciones de PM10 en 20 años usando los dos conjuntos de parámetros de valoración.

CUADRO N° 5: BENEFICIOS TOTALES EN SALUD (MORTALIDAD Y MORBILIDAD) POR CONTAMINACIÓN POR PM10 EVITADA CON PdD EN 20 AÑOS
Valor actual (12%)

Efecto	Nivel	Total (US\$, valores chilenos)	Total (US\$, valores de Canadá equivalentes)
TOTAL	Alto	498.375.948	8.315.978.266
	Medio	241.162.454	3.004.292.964
	Bajo	161.611.112	2.494.748.073

En el Cuadro N° 4 se presenta la información del número de casos evitados con el Programa a 20 años. En el Cuadro N° 3 se muestran los beneficios en salud por efecto y agregados a través de efectos y años descontados a una tasa del 12% anual usando los parámetros de valoración canadienses descritos en la sección anterior.

Cabe hacer notar algunos aspectos de los resultados que surgen de este ejercicio de valoración. En primer lugar resulta interesante constatar que la morbilidad aporta más a los beneficios totales que la mortalidad cuando usamos los parámetros de valoración nacional. Esto es importante porque sugiere que no se deben descuidar los efectos sobre morbilidad.

En segundo lugar, se debe notar la enorme diferencia en la estimación de los beneficios en salud cuando se usan los valores nacionales *versus* los valores tomados del trabajo de Canadá. Esto ilustra la afirmación de que los valores nacionales sólo pueden ser considerados como una cota inferior de los verdaderos beneficios en salud.

Por último es interesante destacar que los beneficios estimados son de una magnitud considerable y son crecientes en el tiempo. La razón para esto es que las caídas en PM10 consideradas son significativas, del orden del 50%, y la población expuesta está creciendo así como también lo hace la línea base de PM10 contra la cual se compara.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbey, D. E.; Petersen, F.; Mills, P. K.; y Beeson, W. L. (1993). "Long Term Ambient Concentrations of Total Suspended Particulates, Ozone and Sulfur Dioxide and Respiratory Symptoms in a Non-Smoking Population". *Arch. of Environmental Health*, 48 (1): pp. 33-46.
- Banco Mundial (1993). "Valuation of Health Effects". *Environment Dissemination Notes*, N° 2 (septiembre).
- Burnett, R. T.; Dales, R. E.; Raizenne, M. E.; Krewski, D.; Summers, P. W.; Roberts, G. R.; Raad-Young, M.; Dann, T.; Brook, J. (1994). "Effect of Low Ambient Levels of Ozone and Sulfates on the Frequency of Respiratory Admissions to Ontario Hospitals. Environmental". Res. 65, pp. 172-194.
- ; Krewski, D.; Vincent R.; Dann, T.; Brook, J. (1995). "Associations Between Ambient Particulate Sulfate and Admissions to Ontario Hospitals for Cardiac and Respiratory Diseases". *Am. J. Epidemiology*, 142, pp. 15-22.
- Environmental Protection Agency (1996a). "Review of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Policy Assessment of Scientific and Technical Information". *External Review* (abril).
- (1996b). "The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990". Preparado por US Congress, octubre 1996. Borrador.
- Eskeland, Gunnar (1994). "The Net Benefits of an Air Pollution Control Scenario for Santiago". En Banco Mundial, "Chile: Managing Environmental Problems". Informe N° 13061-Ch. Banco Mundial.
- European Commission (1995). "Externe: Externalities of Energy". *Science, Research and Development*, volúmenes 1 a 6.
- Expert Panel (1997). "Health and the Environment Valuation Report". Report of the Expert Panel: Sulphur in Fuels Study". Mimeo. Canadá (marzo).
- Intendencia Regional Metropolitana (1989). "Estudio epidemiológico sobre efectos de la contaminación atmosférica". ARA, SEECLA y CONSECOL.
- Ministerio de Salud (1995). *Indicadores de la atención en salud: Región Metropolitana*. Vol. 10.
- Musgrove, Philip (1993). "The Burden of Death at Different Ages: Assumptions, Parameters and Values". Banco Mundial, *Latin American Human Resources Division*, N° 12.
- Ostro, B. D. (1987). "Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test". *J. Environ. Econ. Manage.*; 14, pp. 87-98.
- . (1990). "Associations Between Morbidity and Alternative Measures of Particulate Matter". *Risk Analysis*, 10, pp. 421-427.
- ; Lippset, M. L.; Wiener, M. B.; y Selner, J. C. (1991). "Asthmatic Response to Airborne Acid Aerosols". *American Journal of Public Health*, 81, pp. 694-702.
- ; Lippset, M. L.; Mann, J. K.; Krupnick, A. y Harrington, W. (1993). "Air Pollution and Respiratory Morbidity Among Adults in Southern California". *American Journal of Epidemiology*, 137, pp. 691-700.
- . (1994). "Estimating Health Effects of Air Pollution: A Methodology with an Application to Jakarta". Banco Mundial, Working Paper Series N° 1301 (mayo 1994).
- . (1996). "A Methodology for Estimating Air Pollution Health Effects". Office of Global and Integrated Environmental Health, Organización Mundial de la Salud (abril), Ginebra.

- ; Sánchez, José Miguel; Aranda, Carlos; y Eskeland, Gunnar (1996). "Air Pollution and Mortality: Results from a Study of Santiago, Chile". *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, Vol. 6, Nº 1.
- Pope C. A, III, Thun, M. J.; Namboodiri, M. M.; Dockery, D. W.; Evans, J. S.; Speizer, F.; y Heath, C. W. (1995). "Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults". *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 15, pp. 669-674.
- RCG / Hagler Bailly Inc. (1994). "New York State Environmental Externalities Cost Study". Informe preparado para la Empire State Electrical Energy Research Corporation (RCG/ Hagler Bailly).
- Sánchez, J. M., y Valdés, S. (1997). "Estimación de los efectos en salud del plan de descontaminación de Santiago". Informe final preparado para CONAMA Región Metropolitana. □