



Mitigación de la contaminación local y cambio climático en América Latina y el Caribe: Costos y sinergias

Jacques Clerc
Manuel Díaz

**Banco
Interamericano de
Desarrollo**

Departamento de
Investigación y
Economista Jefe

NOTA TÉCNICA
IDB-TN-616

Mayo 2014

Mitigación de la contaminación local y cambio climático en América Latina y el Caribe:

Costos y sinergias

Jacques Clerc
Manuel Díaz



Banco Interamericano de Desarrollo

2014

Catalogación en la fuente proporcionada por la
Biblioteca Felipe Herrera del
Banco Interamericano de Desarrollo

Clerc, Jacques.

Mitigación de la contaminación local y cambio climático en América Latina y el Caribe: costos y sinergias / Jacques Clerc, Manuel Díaz.

p. cm. — (Nota técnica del BID ; 616)

Incluye referencias bibliográficas.

1. Climate change mitigation—Latin America. 2. Climate change mitigation—Chile. 3. Environmental protection— Latin America. 4. Environmental protection—Chile. I. Díaz, Manuel. II. Banco Interamericano de Desarrollo. Departamento de Investigación y Economista Jefe. III. Título. IV. Serie. IDB-TN-616

<http://www.iadb.org>

Las opiniones expresadas en esta publicación son exclusivamente de los autores y no necesariamente reflejan el punto de vista del Banco Interamericano de Desarrollo, de su Directorio Ejecutivo ni de los países que representa.

Se prohíbe el uso comercial no autorizado de los documentos del Banco, y tal podría castigarse de conformidad con las políticas del Banco y/o las legislaciones aplicables.

Copyright © 2014 Banco Interamericano de Desarrollo. Todos los derechos reservados; este documento puede reproducirse libremente para fines no comerciales.

Resumen

El objetivo general de este estudio es analizar las sinergias de las iniciativas de mitigación ambiental en la práctica, a partir del enfoque propuesto por Muller y Mendelsohn (2011). Según esta metodología, las externalidades asociadas a contaminantes locales se valoran utilizando el método de la función de daño. Los principales beneficios locales que pueden obtenerse de la aplicación de medidas de mitigación son efectos en salud y agricultura. Este documento ofrece una revisión conceptual del modelo de Muller y Mendelsohn, y de la teoría de valoración de las externalidades. Posteriormente, se presenta y explica la metodología de función de daño, y se da a conocer un modelo específico para su aplicación en Chile. Por su naturaleza, el documento pretende que la metodología sea extensible a otros contextos, particularmente latinoamericanos. Por ello, para cada una de las etapas de la metodología, se incluyen explicaciones respecto de los requerimientos de información y su forma de uso. Finalmente, se presentan distintos indicadores para poder ser interpretados en un análisis de mitigación.

Códigos JEL: C13, D62, Q52, Q54

Palabras clave: Mitigación ambiental, Cambio climático, Valoración de las externalidades

1. Introducción

El presente documento ha sido elaborado por los profesionales Jacques Clerc, Manuel Díaz y Ana María Pereira, y corresponde al informe técnico final del estudio **“Mitigación de la contaminación local y cambio climático en América Latina y el Caribe: costos y sinergias”**, solicitado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID).

Los desafíos del cambio climático se han traducido en compromisos de mitigación por parte de las naciones. Cada país examina qué tipo de acciones llevará a cabo con el propósito de reducir las emisiones de gases efecto invernadero (GEI). Para discriminar entre posibles medidas, se suelen estimar los costos de cumplir las metas o los objetivos en análisis de costo-efectividad y costo-beneficio tradicionales. Las curvas de costos de abatimiento han sido resultados tradicionales de este tipo de análisis, así como también ha sido usual el uso comparativo de escenarios.

Sin embargo, en un análisis de bienestar deben además considerarse costos o beneficios que no son directamente observables o inferibles del mercado. En el caso del cambio climático, la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generalmente se asocia también a la reducción de contaminantes locales, lo cual afecta el bienestar. Estos cambios en bienestar se conocen como co-beneficios. La inclusión explícita de la valoración de una externalidad puede cambiar la métrica del costo social asociada a una iniciativa de mitigación y, por tanto, dicha inclusión resulta fundamental para que esa valoración sea considerada en la toma de decisiones por parte del regulador.

El objetivo general de este estudio es analizar las sinergias de las iniciativas de mitigación ambiental en la práctica, a partir del enfoque propuesto por Muller y Mendelsohn (2011). Según esta metodología, las externalidades asociadas a contaminantes locales se valoran utilizando el método de la función de daño. Los principales beneficios locales que pueden obtenerse de la aplicación de medidas de mitigación son efectos en salud y agricultura.

Este documento ofrece una revisión conceptual del modelo de Muller y Mendelsohn, y de la teoría de valoración de las externalidades. Posteriormente, se presenta y explica la metodología de función de daño, y se da a conocer un modelo específico para su aplicación en Chile. Por su naturaleza, el documento pretende que la metodología sea extensible a otros contextos, particularmente latinoamericanos. Por ello, para cada una de las etapas de la metodología, se incluyen explicaciones respecto de los requerimientos de información y su

forma de uso. Finalmente, se presentan distintos indicadores para poder ser interpretados en un análisis de mitigación.

2. Alternativas de modelación

El evidente impacto ambiental de la actividad humana hace necesario que se cuente con formas de cuantificarlo, determinar variaciones en el bienestar social y decidir acerca de la deseabilidad de cada actividad. La inclusión económica de externalidades en la evaluación de proyectos es hoyen día una práctica común, y la metodología tradicional utilizada se conoce con el nombre de análisis de costo-beneficio (ACB).

A continuación, se presenta el enfoque de modelación utilizado por Muller y Mendelsohn (2009), y luego se revisa la inclusión de las variables ambientales en la práctica, con eje en los efectos locales de las medidas de mitigación de GEI.

2.1 Teoría de las externalidades según Muller y Mendelsohn (2009)

2.1.1 Modelo básico

En un contexto habitual de externalidades ambientales el costo marginal de abatimiento debe ser igual al beneficio marginal de la reducción. El problema se modela formalmente maximizando la utilidad de un consumidor representativo en presencia de una externalidad. Esto queda claro en la siguiente ecuación de la formulación de Muller y Mendelsohn (2009), donde el primer término, correspondiente al daño marginal, iguala al segundo, el cual corresponde a los costos marginales de reducción del contaminante.

Ecuación 1.

$$\sum_{j=1}^J \left(\lambda_j \frac{\partial u_j}{\partial z_{jk}} \right) \left(\frac{\partial z_{jk}}{\partial e_k} \right) = \left(\mu_k \frac{\partial F_k}{\partial e_k} \right)$$

donde:

$z_{j,k}$: Concentración a la que está expuesto el individuo j producto de la emisión de la fuente k .

$\frac{\partial u_j}{\partial z_{j,k}}$: Utilidad marginal del individuo j asociada al cambio de la concentración proveniente de la fuente k que afecta al individuo j .

e_k : Emisiones de contaminante producido por la firma k .

$\frac{\partial z_{j,k}}{\partial e_k}$: Concentración marginal del contaminante que afecta al individuo j proveniente de la fuente k asociada al cambio de las emisiones de la misma fuente k .

F_k : Función de producción de la fuente k .

$\frac{\partial F_k}{\partial e_k}$: Costo marginal de la reducción del contaminante en la fuente k .

Dado que el modelo considera la interacción de los distintos contaminantes, estos se incluyen en el cálculo del daño marginal según se indica en la ecuación 2.

Ecuación 2.
Daño marginal de las emisiones

$$MD(e_{mk}) = \sum_{j=1}^J \sum_{l=1}^L \left(\lambda_j \frac{\partial u_j}{\partial z_{lj}} \right) \left(\frac{\partial z_{lj}}{\partial e_{mk}} \right)$$

donde:

$MD(e_{mk})$: Daño marginal de las emisiones del contaminante m emitido por la fuente k .

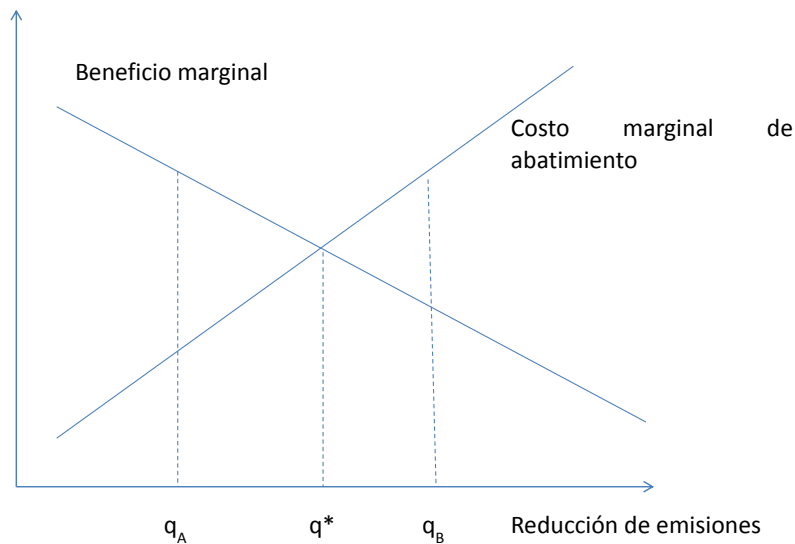
$\frac{\partial u_j}{\partial z_{lj}}$: Utilidad marginal del individuo j asociada al cambio de la concentración del contaminante l (cuando los L contaminantes incluyen además de las emisiones de M a los distintos contaminantes originados producto de las interacciones de los primeros).

z_{lj} : Concentración del contaminante l que afecta al individuo j .

$\frac{\partial z_{lj}}{\partial e_{mk}}$: Concentración marginal del contaminante l , asociada al cambio de las emisiones de m proveniente de la fuente k .

La interpretación es clara y puede apreciarse en el gráfico 1. Si se reduce q_A , entonces el beneficio marginal es mayor que el costo marginal, por lo que la sociedad gana reduciendo más. Al contrario, si se decide reducir q_B , el costo marginal de abatimiento es mayor que el beneficio, por lo que resulta conveniente reducir menos emisiones con ganancias en bienestar.

Gráfico 1. Caracterización del nivel de abatimiento óptimo



Fuente: Elaboración propia.

2.1.2 El modelo APPEP

El modelo de Air Pollution Emission Experiments and Policy (APPEP), utilizado en el estudio de Muller y Mendelsohn (2009), considera las consecuencias físicas y económicas de los contaminantes en cuanto a sus efectos en la salud humana, la disminución de los rendimientos en bosques y agricultura, la reducción de la visibilidad, la aceleración de la depreciación de los materiales y la reducción de los servicios de recreación.

El modelo relaciona los inventarios de emisiones en Estados Unidos con un modelo de calidad del aire para calcular las concentraciones de contaminantes en todo el país. Considerando la exposición a los contaminantes y en base a funciones dosis-respuestas revisadas por expertos, se calculan los impactos físicos. Posteriormente, a partir de estimaciones estándar para valores en el riesgo de mortalidad y morbilidad, se calcula el correspondiente impacto económico.

El sistema APEEP utiliza un modelo de calidad del aire basado en el Gaussian Plume Model para calcular las concentraciones anuales en todos los estados del país. Además, se mejora el modelo, considerando también las reacciones químicas que ocurren en la atmósfera y que transforman los contaminantes emitidos en otros más dañinos (por ejemplo, el SO_2 se transforma en $\text{MP}_{2.5}$ y en emisiones de NO_x , el VOC se transforman en O_3 y $\text{MP}_{2.5}$). El resultado del modelo es un set de estimaciones anuales de concentraciones promedio para cada uno de los condados en 48 estados del país.

Luego, para calcular la exposición, se estima primero la población afectada en cada condado (incluido el número de gente por edad, los cultivos, los bosques, los materiales, la visibilidad y los recursos recreacionales), y se multiplica esta población por la concentración de contaminación del condado.

Las exposiciones obtenidas se traducen en efectos físicos utilizando funciones dosis-respuesta para distintas disciplinas, entre las cuales se destaca la relación entre mortalidad y exposición crónica de $MP_{2,5}$.

Finalmente, los efectos físicos se convierten en impactos económicos utilizando los resultados de distintos estudios de valoración. El resultante daño económico por tonelada de emisión puede compararse con los costos de reducción.

Uno de los principales resultados del estudio es que la mayoría de los daños debido a exposiciones de contaminación del aire tienen relación con los efectos en la salud humana, específicamente en fatalidades prematuras.

Dado lo anterior, se hace necesario fijar un valor económico para la mortalidad prematura, para lo cual se emplea la ecuación 3. La metodología utilizada valoriza la mortalidad en términos de la pérdida de años y no tan solo como un caso de mortalidad.

Ecuación 3.
Valor presente de la mortalidad prematura

$$V_{a,c} = \sum_{t=0, \dots, T_{a,c}} [R \Gamma_{T_{a,c}} (1 + \delta)^{-t}]$$

donde:

$V_{a,c}$: Valor presente de la mortalidad prematura de una persona de la cohorte (a) en el condado (c).

R : Prima de riesgo anual de mortalidad (\$/año de vida).¹

$T_{a,c}$: Número de años de vida restantes para la persona de la cohorte (a) en el condado (c).

$\Gamma_{T_{a,c}}$: Probabilidad acumulada de sobrevivir al período (T) del grupo de cohorte (a) viviendo en el condado (c).

δ : Tasa de descuento.

¹ El valor de R corresponde a un valor tal que el valor presente de la expectativa de vida restante iguale el valor de la vida estadística para un trabajador promedio.

En el caso de las industrias de generación de electricidad, se incluyen las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) y se considera un valor de US\$27/tC (Nordhaus, 2008).²

2.2 Inclusión de la variable ambiental en la práctica

2.2.1 Marco conceptual

En principio, los costos de implementación y/u operación de un programa con impacto ambiental son observables. Sin embargo, las fallas de mercado hacen que la asignación de recursos no resulte eficiente y, por ello, los beneficios asociados a atributos ambientales no quedan reflejados en el sistema de precios. Por lo tanto, los costos o beneficios que experimentan los individuos requieren metodologías de estimación para ser cuantificados. De aquí surgen la teoría y práctica de la valoración ambiental.

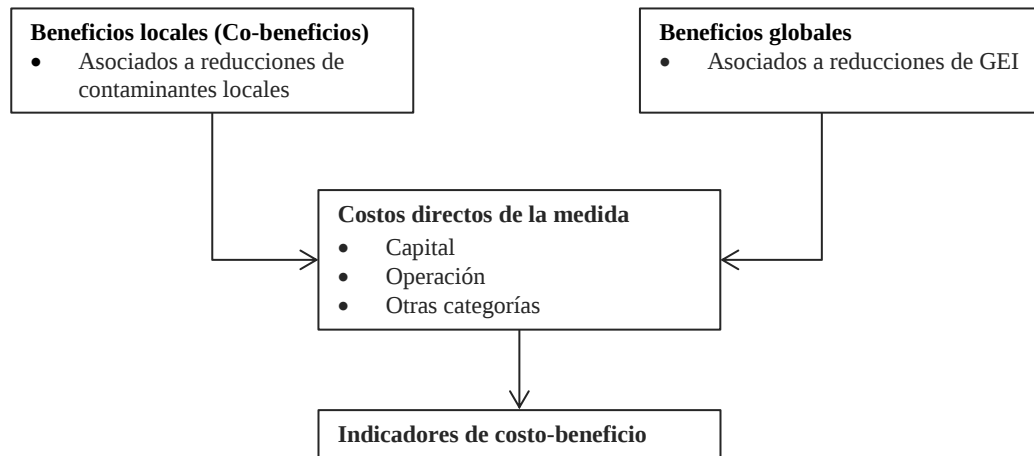
La valoración de beneficios se realiza principalmente mediante análisis contrafactuales (mediante el uso de escenarios). Esto quiere decir que los beneficios se estiman comparando dos situaciones distintas: generalmente, un escenario base o tendencial, que asume que las condiciones imperantes se mantienen, y un escenario alternativo, que introduce modificaciones al sistema inicial (por ejemplo, cambios tecnológicos o instrumentos regulatorios). La comparación entrega un cambio de emisiones relativo que posteriormente podrá cuantificarse en términos monetarios.

En esta sección se presenta un marco conceptual y metodológico para la evaluación socioeconómica de distintas medidas de mitigación, en el cual se cuantifican los beneficios y costos económicos desde una perspectiva social.

De manera general, el propósito de este enfoque es agregar explícitamente los beneficios ambientales, tanto locales como globales, en el ACB. El gráfico 2 muestra esquemáticamente el enfoque que pretende agregar beneficios ambientales a la evaluación de costos de una medida, los que finalmente serán incorporados en indicadores en cada medida.

² Este valor está expresado en términos del valor del dólar del año 2000 por tonelada de carbón, lo que equivale a US\$7,4 por tonelada de dióxido de carbono (CO₂).

Gráfico 2. Marco conceptual del enfoque metodológico



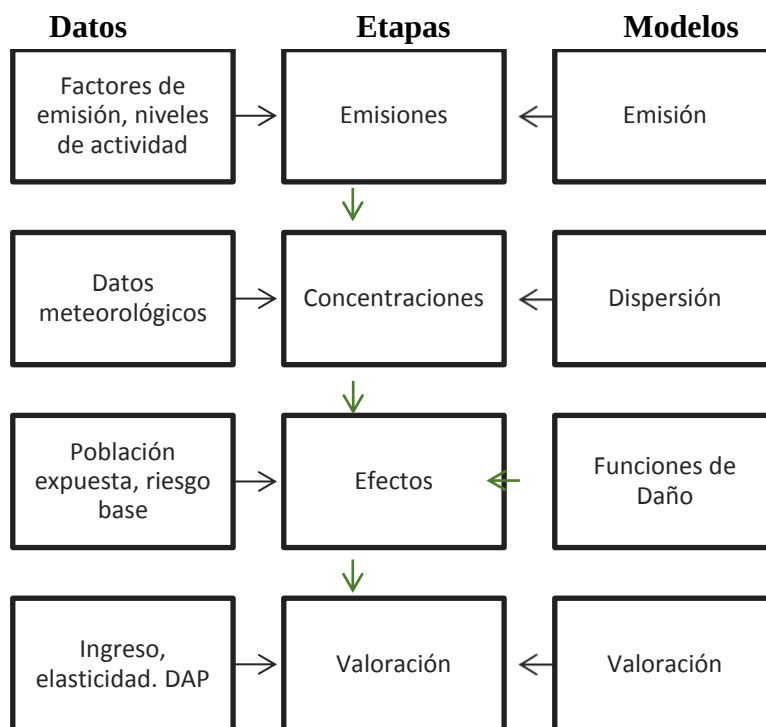
Fuente: Elaboración propia.

La metodología a utilizar para valorar los impactos en salud y agricultura derivados de cambios en los niveles de concentración de distintos contaminantes atmosféricos corresponde al método de la función de daño (en inglés, *impact pathway approach*). Este enfoque suele utilizarse tanto a nivel nacional como internacional para estimar los impactos físicos y económicos generados por la contaminación. A modo de ejemplo, los organismos ambientales de Estados Unidos, Europa, Australia y Canadá cuentan con metodologías de daño, e incluso *software*, basados en esta metodología.

La metodología considera la relación entre una cierta “carga” (emisiones) con un “impacto” y su posterior valoración. A partir de este enfoque, en general se han evaluado impactos asociados a la salud y a la mortalidad humana, a materiales y a agricultura, lo que resulta especialmente útil para orientar diversas decisiones de política.

El gráfico 3 ilustra los pasos principales de esta metodología aplicada a las consecuencias de emisiones contaminantes. Cada etapa incluye modelos detallados de diversos procesos.

Gráfico 3.
Etapas del método de la función de daño,
requerimientos de datos y modelos



Fuente: Basado en Cifuentes et al. (2005).

La estimación de los impactos utiliza funciones de concentración respuesta. Estas funciones son relaciones empíricas que vinculan cambios en la calidad del aire (de un contaminante en particular) con cambios en una variable de impacto de interés (salud: número de casos de muerte prematura o casos de enfermedades, agricultura: cambios en la producción, etc.). Estas relaciones pueden ser lineales y no lineales, así como también pueden poseer o no un valor umbral.

Una vez que los impactos han sido cuantificados en términos físicos, se procede a su posterior valoración. Algunos de estos efectos pueden ser valorados utilizando precios de mercado; por ejemplo, los daños a cultivos pueden medirse a través de la disminución del valor de la producción. Sin embargo, existe una amplia gama de impactos que no poseen valor de mercado. Entre estos se destacan aquellos efectos en salud y mortalidad, así como también el calentamiento global y la influencia en los ecosistemas. En estos casos los beneficios se estiman

a través de algún método de costo-beneficio, para lo cual se prefiere, en lo posible, una buena medida de demanda (disposición a pagar).

2.2.2 Metodología general de valoración de beneficios locales

En el cuadro 1 se presentan las principales fuentes de beneficios que pueden considerarse en una evaluación de cambios de calidad del aire.

Cuadro 1. Principales fuentes de beneficios identificados de la experiencia internacional

Fuente de beneficios	Descripción	Inclusión en evaluación
Salud	Cuantificación de prevención de mortalidad y morbilidad asociada a una menor exposición humana a agentes contaminantes.	Es la dimensión más estudiada. Es la primera dimensión en incluirse y para muchos países en desarrollo es el único componente analizado. Existe bastante consenso en metodología.
Agricultura y forestal	Contaminantes (principalmente ozono) inhiben crecimiento de plantas, por lo que las caídas en las concentraciones llevan a beneficios en productividad.	Existe relativo consenso en enfoque metodológico.
Materiales	La contaminación puede acelerar el deterioro de distintos materiales, por lo que las reducciones de las concentraciones de contaminantes reducen los plazos de reemplazo.	Efectos no siempre cuantificados. Europa y Estados Unidos cuentan con metodologías estándares o guías específicamente diseñadas para realizar la estimación de estos beneficios. Esto no quiere decir que la evaluación de estos componentes siempre se incluya en un análisis específico.
Visibilidad	Reducciones de material particulado mejorarían la visibilidad generando beneficios recreacionales y habitacionales.	Se requieren estudios específicos en los cuales se estime la disposición a pagar por mejor visibilidad y una relación creíble entre visibilidad y concentraciones de material particulado.

Fuente: Elaboración propia sobre la base de EPA (2011).

Los contaminantes que se consideran en las evaluaciones suelen incluir el material particulado (primero mediante relaciones de MP10 y más recientemente MP2.5), el ozono y SOx. En algunos casos se incluyen otros contaminantes, entre ellos NOx y COV, como precursores de ozono (y en reemplazo del ozono).

En el cuadro 2 se resumen los contaminantes que suelen considerarse en las evaluaciones de beneficios de calidad del aire.

Cuadro 2. Contaminantes e impactos

Contaminante	Impactos principales
Material particulado	Salud, visibilidad
Ozono	Salud, agricultura
SO2	Materiales, agricultura

Fuente: Elaboración propia.

Finalmente, se presentan los resultados de las experiencias europea y norteamericana para dimensionar la importancia relativa de cada categoría de impacto y contaminante. En el caso europeo se estiman co-beneficios asociados al cumplimiento de metas de mitigación de GEI, y las cifras se estiman para el año 2020 y para toda la Comunidad Europea (CE). En el caso norteamericano, los beneficios se obtienen de la evaluación de la Ley de Aire Limpio para 2010. En este caso, los beneficios de salud incluyen tanto mortalidad como morbilidad.

Cuadro 3. Distribución de beneficios por impactos para dos estudios internacionales representativos

Impacto	Europa	Estados Unidos
Salud	99,39%	99,57%
Agricultura	0,47%	0,43%
Materiales	0,14%	0,01%

Fuente: Elaboración propia en base a EPA (2010) y Holland et al. (2011).

Si se desagregan los impactos en salud, se evidencia la dominancia del material particulado (MP2.5) en los beneficios. En efecto, para el caso europeo, el 99% de los beneficios de salud se derivan de las reducciones en material particulado (luego en ozono, 1%).³ Para el caso norteamericano, esta cifra sobrepasa el 97% (ozono, menos del 3%).

Los resultados anteriores son bien representativos de estudios conducidos de hace al menos un par de décadas. La experiencia internacional revela que los beneficios de salud dominan holgadamente al resto de las categorías consideradas. La preponderancia fundamental de esta categoría justificaría su inclusión sólo bajo consideraciones de costo-efectividad. Por otra parte, el material particulado (ligado a salud) es el contaminante responsable de la mayor parte de los beneficios.

3. Presentación del modelo

En esta sección se detalla cada una de las etapas que permiten cuantificar y valorizar el impacto de las externalidades en la sociedad.

En primer lugar, y tal como se muestra en el gráfico 3, se hace necesario identificar la variación de las emisiones de un determinado contaminante producto de la implementación de

³ Esta cifra no corresponde al mismo año 2020 sino a 2050 (el único año en que se desagregan beneficios de salud por tipo de contaminante). Lo relevante es la desagregación porcentual y no las cifras absolutas.

una medida de mitigación. Para esto, se suelen establecer niveles de actividad (por ejemplo, la cantidad de kilómetros de automóviles, la potencia de las centrales eléctricas, el consumo de combustibles, etc.), los cuales se asocian a factores de emisión, tanto para GEI como para contaminantes locales (por ejemplo [ton CO₂/km recorrido], [ton CO₂/kWh], [ton MP_{2.5}/kWh], [ton MP_{2.5}/kg de leña]). Alternativamente, como muestra la misma figura, pueden utilizarse modelos de emisiones.

Una vez determinadas las disminuciones de emisiones atmosféricas, se hace necesario transformar este cambio a niveles de concentración en una localidad. Para ello, se utilizan los conocidos factores emisión concentración (FEC), los que pueden ser obtenidos mediante modelos de dispersión o datos históricos meteorológicos. Estos factores relacionan una carga de emisiones con la concentración atmosférica que ese contaminante tendría en un lugar, es decir, los FEC indican la cantidad de emisiones necesarias para aumentar/disminuir la concentración atmosférica. Es importante mencionar que estos valores son característicos de cada localidad y contaminante, y se ven influenciados por variables como la velocidad y la dirección de los vientos, el lugar geográfico (zona interior o costera) y la estacionalidad del año.

La variación de las concentraciones ambientales será el input para una función de daño, la cual cuantificará los efectos en salud, agricultura u otro campo que pudiese afectar. A continuación, en las secciones siguientes, se detalla a metodología de cálculo de estos efectos y la evaluación, mediante el uso de indicadores, de las medidas de mitigación evaluadas.

3.1 Modelo teórico

3.1.1 Metodología de función de daño

Estimación de los impactos en la salud

Para valorar la salud, generalmente se distingue entre efectos de mortalidad y morbilidad. Los efectos de mortalidad se centran en las causas de muerte, mientras que los de morbilidad lo hacen en enfermedades no mortales, o en un conjunto de síntomas. La medida más usual para medir mortalidad es la tasa de mortalidad de la población. Esta tasa se define como el cociente entre el número de casos de muerte en un determinado período y el número total de habitantes de la población. Esta tasa puede interpretarse como la probabilidad que un individuo cualquiera de la población tiene de morir en un período dado.

Ciertas consideraciones de valoración hacen que los cambios de mortalidad suelen estimarse desagregados por edad, sexo, estatus socioeconómico y causa de muerte. Esto se debe a que las percepciones de riesgo varían de un individuo a otro. Alternativamente, la valoración por cambiar la probabilidad de muerte varía según cada individuo.

La morbilidad suele clasificarse según la duración de la condición (aguda o crónica), el nivel de restricción de actividades, o el tipo de síntoma. Un episodio de morbilidad aguda dura un determinado número de días con comienzo y final definidos. Por el contrario, los efectos de morbilidad crónica se refieren a condiciones de largo plazo y de duración indefinida.

Estudios epidemiológicos han utilizado relaciones de daño de muchas formas funcionales. Sin embargo, es usual distinguir entre funciones lineales, log-lineales y logísticas. En cada caso, se realiza un análisis de tipo estadístico para determinar un parámetro asociado al riesgo de la contaminación (β).

En el cuadro 4 se presenta la relación entre el cambio en la tasa de incidencia de un cierto efecto del nivel base y_0 al de control y_c ($\Delta y = y_c - y_0$), asociado a un cambio de concentración de x_0 a x_c , para las principales formas funcionales.

Cuadro 4. Morbilidad: variación en la tasa de incidencia según la forma funcional

Forma funcional	Variación en la tasa de Incidencia
Lineal	$\Delta y = \beta \Delta x$
Log-Lineal	$\Delta y = y_0 (e^{\beta \Delta x} - 1)$
Logística	$\Delta y = \frac{y_0}{(1 - y_0)e^{-\Delta x \beta} + y_0} - y_0$

Fuente: Elaboración propia en base a BENMAP (2010).

A partir del cuadro, se observa que para estimar la variación en la tasa de incidencia de un cierto efecto, se debe contar con el valor de la incidencia base para las formas log-lineal y logística. Finalmente, el cambio en el número de casos asociados a cada efecto (ΔH) se obtiene como $\Delta H = \Delta y \cdot POP$, donde POP denota la población afectada por el cambio de concentraciones.

En el caso de las relaciones log-lineales, la tasa de incidencia (y) se define como sigue:

$$y = Be^{\beta x} \text{ ó bien, } \ln(y) = \alpha + \beta x,$$

donde el parámetro B es la tasa de incidencia de y cuando la concentración de x es nula; β es el coeficiente asociado a x , y $\alpha = \ln(B)$. Por ejemplo, la tasa de incidencia puede ser la tasa de mortalidad.

Luego, la relación entre Δx y Δy se expresa como sigue:

Ecuación 4.

$$\Delta y = y_c - y_0 = Be^{\beta x_c} - Be^{\beta x_0} = Be^{\beta x_0}(e^{\beta(x_c - x_0)} - 1) = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1)$$

Luego, por ejemplo, la aplicación de la función de daño permite estimar el cambio en la tasa de mortalidad con la última relación. Si $\Delta x > 0$ entonces $\Delta y > 0$ lo, que es intuitivo. Un aumento en las concentraciones incrementa la tasa de incidencia (o en este ejemplo, tasa de mortalidad).

El número casos totales por cada *endpoint* considerado (ΔH) se obtiene simplemente como el producto entre el cambio en la tasa de incidencia estimado (Δy) y la población expuesta y foco de la función particular.

Ecuación 5.

$$\Delta H = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1) \cdot pop$$

En el ejemplo, ΔH corresponde al cambio en casos de muerte. Si $\Delta x > 0$ entonces $\Delta H > 0$ y los casos de muerte aumentan. La población puede corresponder a un subgrupo del total, por ejemplo: sólo personas mayores de 65 años.

El uso de las funciones de daño implica tener presente una serie de factores. Dentro de estos factores, se destacan: el problema de la superposición de efectos, los requerimientos de incidencias base y la existencia de umbrales. También, deben considerarse el tipo de estudio del cual se estima la relación concentración-respuesta que tiene incidencia en la posibilidad de incorporar efectos crónicos o de largo plazo, o bien si considera el efecto de un único o varios contaminantes. Estos factores deben ser analizados para realizar una correcta elección de funciones de daño en salud.

Como se señala en EPA (2008a, 2008b, 2009) y también destaca Greenlab UC (2012), los contaminantes para los cuales los expertos concuerdan acerca del impacto en salud son el material particulado y el ozono. En efecto, y a modo de ejemplo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) señala como inadecuado relacionar impactos de salud con concentraciones de óxidos de nitrógenos o de azufre.

Por otra parte, y como indica la Unión Europea en distintos informes de ExternE (1999, 2005), los impactos más relevantes de contaminación atmosférica suelen asociarse a material particulado primero, y con impactos significativos pero menores en ozono.

Efectos en la salud

A la fecha existe suficiente evidencia científica que permite asociar las altas concentraciones de contaminantes atmosféricos con efectos negativos en la salud de la población, los cuales pueden tener lugar a nivel de morbilidad o mortalidad y a corto o largo plazo.

Los contaminantes que hasta el momento han sido estudiados corresponden a material particulado (MP₁₀ y MP_{2,5}), ozono, óxidos nitrosos, óxidos de sulfuro, compuestos orgánicos volátiles (COV), amoníaco y metales pesados. Por otra parte, los efectos estudiados son principalmente los que afectan el sistema respiratorio y cardiovascular, y entre ellos se destacan enfermedades como el asma, enfermedades cardiovasculares, cardiopulmonares y respiratorias, arritmia, enfermedades respiratorias crónicas, enfermedades pulmonares obstructivas crónicas, neumonía, enfermedades cardiocongestivas y enfermedades cardioisquémicas (GreenLabUc, 2011a).

A continuación se presenta una revisión de los efectos en la salud asociados a cada contaminante.

- **Exposición a MP_{2,5}**

En el cuadro 5 se presentan las relaciones causales entre la concentración de MP_{2,5} y los distintos efectos de mortalidad y morbilidad. Estas asociaciones corresponden a las conclusiones de la EPA (2009) en base a la evidencia científica disponible.

Cuadro 5.
Asociaciones causales para la concentración de MP_{2,5} a corto y largo plazo

Contaminante	Exposición	Mortalidad	Morbilidad cardiovascular	Morbilidad respiratoria	Reproductivo y desarrollo natal	Cáncer, mutagenicidad, genotoxicidad
MP _{2,5}	Corto plazo	Causal	Causal	Probablemente causal	Inadecuada	Inadecuada
	Largo plazo	Causal	Causal	Probablemente causal	Sugerente	Sugerente

Fuente: GreenLabUc (2011a) en base a EPA (2009).

- **Exposición a ozono**

El ozono corresponde a un potente oxidante cuyos efectos nocivos se observan mayoritariamente en el verano (cuando las concentraciones son más altas) y, al parecer, son independientes del efecto de otros contaminantes (GreenLabUc, 2011a).

Los estudios disponibles indican una asociación positiva y robusta en el corto plazo entre las concentraciones de este contaminante y las admisiones hospitalarias respiratorias durante temporadas cálidas, pero estos resultados son inconsistentes cuando la asociación se realiza para un año completo. Asimismo, la asociación es positiva para las visitas a las salas de urgencia por asma para temporadas cálidas y para la mortalidad prematura en el corto plazo (GreenLabUc, 2011a).

Para el largo plazo no existen numerosos estudios disponibles. Sin embargo, hay evidencia de los efectos en la función pulmonar en niños por exposición a ozono en temporadas cálidas. Por otra parte, en el caso de efectos como un aumento en la incidencia de asma o síntomas respiratorios y en el caso de la mortalidad, los estudios no son concluyentes hasta el momento (GreenLabUc, 2011a).

- **Exposición a óxidos nitrosos (NOx) y óxidos de sulfuro (SOx)**

El cuadro 6 muestra las relaciones causales entre las concentraciones de NO₂ y SO₂ para los distintos efectos de mortalidad y morbilidad estudiados a la fecha.

Cuadro 6.
Asociaciones causales para la concentración de NO₂ y SO₂ a corto y largo plazo

Contaminante	Exposición	Mortalidad	Morbilidad cardiovascular	Morbilidad respiratoria	Morbilidad (otros)
NO ₂	Corto plazo	Sugerente	Inadecuado	Probablemente causal	Inadecuado
	Largo plazo	Inadecuado	Inadecuado	Sugerente	Inadecuado
SO ₂	Corto plazo	Causal	Sugerente	Causal	-
	Largo plazo	Inadecuado	Inadecuado	Inadecuado	-

Fuente: GreenLabUc (2011a) en base a EPA.

En el cuadro 7 se exponen los efectos estudiados para los contaminantes MP_{10} , $MP_{2,5}$ y O_3 disponibles a la fecha, representados a partir de sus funciones de daño. Para el resto de los contaminantes no se cuenta con estudios, o bien la cantidad de información necesaria respecto de las variables es insuficiente. De estas funciones se eligieron aquellas cuyos parámetros ostentaban el menor error estándar. Los costos presentados corresponden a valores del año 2000, por lo que fueron traídos a valor presente.

Cuadro 7. Funciones de daño de MP10 disponibles a la fecha

Categoría general de efecto	Endpoint	Autor	Año	Localidades	Otros contaminantes	Edad mín.	Edad máx.	Resolución temporal	Beta	Forma funcional	US\$^a	US\$^b
Mortalidad CP	Mortalidad CP todas las causas	Woodruff et al.	1997	86 ciudades	Ninguno	0	1	Anual	3,92E-03	Logística	6.324.101	365.608
	Mortalidad CP todas las causas	Cifuentes	2000	Santiago	O3	0	99	Anual	5,50E-03	l-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad CP todas las causas	Ostro	1996	Santiago	Ninguno	0	99	Anual	1,00E-01	l-Lineal	6.324.101	365.608
Enfermedades crónicas	Bronquitis crónica	Schwartz	1993	53 ciudades	Ninguno	30	99	Anual	1,23E-02	Logística	98.740	98.740
Admisiones hospitalarias	Respiratorias todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	2,07E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	O3	0	99	Diario	1,87E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas	Ninguno	0	99	Diario	1,97E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Schwartz	1995	New Haven, CT	Ninguno	65	99	Diario	1,17E-03	Log-Lineal	17.600	3.020
	Respiratorias todas	Schwartz	1995	New Haven, CT	O3	65	99	Diario	1,72E-03	Log-Lineal	17.600	3.020
	Respiratorias todas	Schwartz	1995	Tacoma, WA	Ninguno	65	99	Diario	1,91E-03	Log-Lineal	17.600	3.020
	Respiratorias todas	Schwartz	1995	Tacoma, WA	O3	65	99	Diario	2,27E-03	Log-Lineal	17.600	3.020
	Respiratorias todas	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas	Ninguno	65	99	Diario	1,61E-03	Log-Lineal	17.600	3.020
	Asma	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	1,70E-03	Log-Lineal	8.098	1.521
	Asma	Sheppard et al	1999	Seattle, WA	Ninguno	0	65	Diario	2,57E-03	Log-Lineal	7.448	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar et al.	1997	Minneapolis, MN	CO, O3	65	99	Diario	8,77E-04	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Schwartz	1994	Minneapolis, MN	Ninguno	65	99	Diario	3,85E-03	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas	Ninguno	65	99	Diario	1,53E-03	Log-Lineal	12.781	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	1,33E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Samet et al.	2000	14 ciudades	Ninguno	65	99	Diario	2,84E-03	Log-Lineal	12.993	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Schwartz	1994	Detroit, MI	O3	65	99	Diario	2,02E-03	Log-Lineal	12.993	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas	Ninguno	65	99	Diario	2,15E-03	Log-Lineal	12.993	3.020

Categoría general de efecto	Endpoint	Autor	Año	Localidades	Otros contaminantes	Edad mín.	Edad máx.	Resolución temporal	Beta	Forma funcional	US\$^a	US\$^b
	Neumonía	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	2,66E-03	Log-Lineal	14.693	1.969
	Neumonía	Moolgavkar et al.	1997	Minneapolis, MN	NO2, O3, SO2	65	99	Diario	4,98E-04	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Samet et al.	2000	14 ciudades	Ninguno	65	99	Diario	2,05E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Schwartz	1994	Minneapolis, MN	Ninguno	65	99	Diario	1,57E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Schwartz	1994	Minneapolis, MN	O3	65	99	Diario	1,66E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	1,34E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Cardiovasculares todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	2,28E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Cardiovasculares todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	O3	0	99	Diario	1,73E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Cardiovasculares todas	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		0	99	Diario	2,01E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Cardiovasculares todas	Samet et al.	2000	14 ciudades	Ninguno	65	99	Diario	1,18E-03	Log-Lineal	21.191	3.720
ERV	Asma	Norris et al.	1999	Seattle, WA	Ninguno	0	18	Diario	1,13E-02	Log-Lineal	312	312
	Asma	Norris et al.	1999	Seattle, WA	NO2, SO2	0	18	Diario	1,13E-02	Log-Lineal	312	312
	Asma	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		0	18	Diario	1,13E-02	Log-Lineal	312	312
	Asma	Samet et al.	1993	Seattle, WA	Ninguno	0	65	Diario	3,67E-03	Log-Lineal	312	312
Efectos menores (agudos)	Días de escuela perdidos, todas las causas	Gilliland et al.	2001	Sur de California	Ninguno	9	10	Diario	2,05E-02	Log-Lineal	75	75
	Días de escuela perdidos, relacionados con enfermedad	Gilliland et al.	2001	Sur de California	Ninguno	9	10	Diario	5,54E-03	Log-Lineal	75	75

Fuente: Elaboración propia sobre la base de diversos estudios.

^a Valor monetario = dólar estadounidense del año 2000 (EPA).

^b Los valores monetarios publicados en Abt. Associates Inc (2010) en dólares al año 2000.

Cuadro 8. Funciones de daño de MP2,5 disponibles a la fecha

Categoría general de efecto	Endpoint	Autor	Año	Localidades	Otros contaminantes	Edad mín.	Edad máx.	Resolución temporal	Beta	Forma funcional	US\$	US\$
Mortalidad LP	Mortalidad LP todas las causas	Krewski et al.	2000	Todo EE.UU.	Ninguno	30	99	Anual	1,04E-02	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP todas las causas	Laden et al.	2006	6 ciudades	Ninguno	30	99	Anual	1,48E-02	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP todas las causas	Pope et al.	2002	51 ciudades	Ninguno	30	99	Anual	5,83E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP todas las causas	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		30	99	Anual	8,54E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP todas las causas	Woodruff et al.	2006	204 condados	Ninguno	0	1	Anual	6,76E-03	Logística	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP cardiopulmonar	Pope et al.	2002	51 ciudades	Ninguno	30	99	Anual	8,89E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad LP cáncer pulmonar	Pope et al.	2003	51 ciudades	Ninguno	30	99	Anual	1,27E-02	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Cifuentes	2000	Santiago	O3	0	99	Anual	9,17E-03	l-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Fairley	2003	Condado de Santa Clara	Ninguno	0	99	Diario	3,14E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Fairley	2003	Condado de Santa Clara	O3	0	99	Diario	3,40E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	0	99	Diario	7,40E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Klemm y Mason	2003	6 ciudades	Ninguno	0	99	Diario	1,19E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Moolgavkar	2003	Los Ángeles, CA	Ninguno	0	99	Diario	5,88E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Schwartz	2003	6 ciudades	Ninguno	0	99	Diario	1,37E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		0	88	Diario	1,18E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
Enfermedades crónicas	Bronquitis crónica	Abbey et al.	1995	SF, SD, South Coast Air Basin	Ninguno	27	99	Anual	1,32E-02	logística	98.740	98.740
Admisiones hospitalarias	Respiratorias todas	Burnett et al.	2001	Toronto, CAN	Ninguno	0	2	Diario	8,15E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Burnett et al.	2001	Toronto, CAN	O3	0	2	Diario	7,72E-04	Log-Lineal	15.647	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	65	99	Diario	1,17E-03	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar	2003	Los Ángeles, CA	Ninguno	65	99	Diario	1,83E-03	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar	2003	Los Ángeles, CA	NO2	65	99	Diario	4,19E-04	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	CO	65	99	Diario	8,00E-04	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	1,23E-03	Log-Lineal	12.781	3.020
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	Ninguno	18	64	Diario	2,20E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	CO	18	64	Diario	2,00E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		18	64	Diario	2,12E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	CO	18	64	Diario	2,00E-03	Log-Lineal	12.742	1.521

	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	1,87E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Neumonía	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Diario	4,09E-03	Log-Lineal	14.693	1.969
	Neumonía	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	NO2, O3	0	99	Diario	3,28E-03	Log-Lineal	14.693	1.969
	Neumonía	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		0	99	Diario	3,72E-03	Log-Lineal	14.693	1.969
	Neumonía	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	65	99	Diario	3,98E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Lippmann et al.	2000	Detroit, MI	O3	65	99	Diario	4,48E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Neumonía	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	4,19E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Cardiovasculares todas (menos infartos al miocardio)	Moolgavkar	2003	Los Ángeles, CA	Ninguno	65	99	Diario	1,57E-03	Log-Lineal	21.191	3.720
	Cardiovasculares todas (menos infartos al miocardio)	Moolgavkar	2003	Los Ángeles, CA	CO	65	99	Diario	3,89E-04	Log-Lineal	21.191	3.720
	Cardiovasculares (menos infartos al miocardio)	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	1,10E-03	Log-Lineal	21.191	3.720
	Cardiovasculares todas (menos infartos al miocardio)	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	Ninguno	18	64	Diario	1,40E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Cardiovasculares todas (menos infartos al miocardio)	Moolgavkar	2000	Los Ángeles, CA	CO	18	64	Diario	9,00E-04	Log-Lineal	21.415	3.720
	Arritmia	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	65	99	Diario	1,25E-03	Log-Lineal	15.237	3.720
	Arritmia	Lippmann et al.	2000	Detroit, MI	O3	65	99	Diario	2,14E-03	Log-Lineal	15.237	3.720
	Arritmia	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	1,60E-03	Log-Lineal	15.237	3.720
	Falla	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	65	99	Diario	3,07E-03	Log-Lineal	15.218	3.720
	Falla congénita	Lippmann et al.	2000	Detroit, MI	O3	65	99	Diario	4,67E-03	Log-Lineal	15.218	3.720
	Falla congénita	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	3,68E-03	Log-Lineal	15.218	3.720
	Enfermedad	Ito	2003	Detroit, MI	Ninguno	65	99	Diario	1,44E-03	Log-Lineal	25.876	5.135
	Enfermedad isquémica	Lippmann et al.	2000	Detroit, MI	O3	65	99	Diario	1,12E-03	Log-Lineal	25.876	5.135
	Enfermedad isquémica	Efectos fijos combinados	2009	Agrupadas		65	99	Diario	1,30E-03	Log-Lineal	25.876	5.135
	Asma	Sheppard	2003	Seattle, WA	Ninguno	0	65	Diario	3,32E-03	Log-Lineal	7.788	1.521
ERV	Asma	Norris et al.	1999	Seattle, WA	Ninguno	0	18	Diario	1,47E-02	Log-Lineal	312	312
	Asma	Norris et al.	1999	Seattle, WA	NO2, SO2	0	18	Diario	1,65E-02	Log-Lineal	312	312
Efectos menores (agudos)	Bronquitis aguda	Dockery et al.	1996	24 comunidades	Ninguno	8	14	Anual	2,72E-02	Logística	59	59
	Síntomas respiratorios leves	Schwartz y Neas	2000	6 ciudades	Ninguno	7	14	Diario	1,90E-02	Logística	16	16
	Días de actividad restringida menores	Ostro y Rothschild	1989	Todo EE.UU.	O3	18	64	Diario	7,41E-03	Log-Lineal	51	51
	Días laborales perdidos	Ostro	1987	Todo EE.UU.	Ninguno	18	64	Diario	4,60E-03	Log-Lineal	115	115

Fuente: Elaboración propia sobre la base de diversos estudios.

Cuadro 9. Funciones de daño de ozono disponibles a la fecha

Categoría general de efecto	Endpoint	Autor	Año	Localidades	Otros contaminantes	Edad mín.	Edad máx.	Resolución temporal	Beta	Forma funcional	US\$	US\$
Mortalidad CP	Mortalidad no accidental	Fairley	2003	Condado de Santa Clara	Ninguno	0	99	Máx 8 hrs	1,56E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Fairley	2003	Condado de Santa Clara	PM2.5	0	99	Máx 8 hrs	2,83E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Bell et al.	2004	95 Ciudades de EE.UU.	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	3,90E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Bell et al.	2004	95 Ciudades de EE.UU.	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	5,20E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Ito et al.	2005	-	Ninguno	0	99	Máx 1 hr	4,00E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Grupo de trabajo de la OMS	2003	Europa	-	0	99	Máx 1 hr	7,84E-04	Log-Lineal	6.324.101	365.608
	Mortalidad no accidental	Grupo de trabajo de la OMS	2003	Europa	-	0	99	Prom 8 hrs	1,17E-03	Log-Lineal	6.324.101	365.608
Admisiones hospitalarias	Respiratorias todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 8 hrs	5,39E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	MP2.5	0	99	Prom 8 hrs	4,99E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Burnett et al.	2001	Toronto, CAN	Ninguno	0	2	Máx 1 hr	6,61E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Respiratorias todas	Burnett et al.	2001	Toronto, CAN	MP2.5	0	2	Máx 1 hr	6,31E-03	Log-Lineal	15.647	1.521
	Asma	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	3,14E-03	Log-Lineal	8.098	1.521
	Asma	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	CO, MP2.5-10	0	99	Prom 24 hrs	2,50E-03	Log-Lineal	8.098	1.521
	Asma	Sheppard et al.	1999	Seattle, WA	Ninguno	0	65	Prom 8 hrs	2,91E-03	Log-Lineal	7.448	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	3,61E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica (menos asma)	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	CO, MP2.5-10	0	99	Prom 24 hrs	3,03E-03	Log-Lineal	12.742	1.521
	Enfermedad pulmonar crónica	Moolgavkar et al.	1997	Minneapolis, MN	CO, MP10	65	99	Prom 24 hrs	2,74E-03	Log-Lineal	12.781	3.020
	Neumonía	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	2,22E-03	Log-Lineal	14.693	1.969
	Neumonía	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	CO, MP2.5	0	99	Prom 24 hrs	1,98E-03	Log-Lineal	14.693	1.969

	Neumonía	Moolgavkar et al.	1997	Minneapolis, MN	CO, MP10, SO2	65	99	Prom 24 hrs	3,70E-03	Log-Lineal	17.030	3.964
	Cardiovasculares todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 8 hrs	6,21E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Cardiovasculares todas	Burnett et al.	1997	Toronto, CAN	MP2.5	0	99	Prom 8 hrs	5,23E-03	Log-Lineal	21.415	3.720
	Arritmia	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	Ninguno	0	99	Prom 24 hrs	1,77E-03	Log-Lineal	15.237	3.720
	Arritmia	Burnett et al.	1999	Toronto, CAN	CO, MP2.5	0	99	Prom 24 hrs	1,69E-03	Log-Lineal	15.237	3.720
ERV	Asma	Jaffe et al.	2003	Ciudades de Ohio	Ninguno	5	34	Máx 8 horas	3,00E-03	Log-Lineal	312	312
	Asma	Peel et al.	2005	Atlanta, GA	Ninguno	0	99	Máx 8 horas	8,70E-04	Log-Lineal	312	312
	Asma	Wilson et al.	2005	Portland, ME	Ninguno	0	99	Máx 8 horas	3,00E-03	Log-Lineal	312	312
Efectos menores (agudos)	Días de actividad restringida menores	Ostro y Rothschild	1989	Todo EE.UU.	MP2.5	18	64	Prom 24 hrs	2,20E-03	Log-Lineal	51	51
	Cualquiera de los 19 síntomas respiratorios	Krupnick	1990	Los Ángeles, CA	COH	18	64	Máx 1 hr	1,37E-04	Lineal	24	24
	Días de escuela perdidos, todas las causas	Chen et al.	2000	Washoe Co, NV	CO, MP10	6	11	Máx 1 hr	1,32E-02	Lineal	75	75
	Días de escuela perdidos, todas las causas	Gilliland et al.	2001	Sur de California	Ninguno	9	10	Prom 8 hrs	7,55E-03	Log-Lineal	75	75
	Días de escuela perdidos, relacionados con enfermedad	Gilliland et al.	2001	Sur de California	Ninguno	9	10	Prom 8 hrs	2,44E-02	Log-Lineal	75	75
	Días de escuela perdidos, respiratoria	Gilliland et al.	2001	Sur de California	Ninguno	9	10	Prom 8 hrs	3,02E-02	Log-Lineal	75	75

Fuente: Elaboración propia sobre la base de diversos estudios.

Respecto del costo por caso de mortalidad prematura, el valor corresponde al presentado en el estudio “Estimación de los costos de fallecimiento prematuro a través del enfoque de capital humano” elaborado por el Departamento de Metodologías del Ministerio de Desarrollo Social de Chile (2011). El valor allí consignado, llamado también “capital humano”, corresponde a la estimación de la pérdida de productividad futura como consecuencia de una muerte prematura en Chile, y se calcula como el valor presente de sus ganancias futuras esperadas.

Los costos asociados a admisiones hospitalarias consideran el costo de las prestaciones y los insumos individuales incurridos por el Fondo Nacional de Salud (Fonasa) y la Central de Abastecimiento del Sistema Nacional de Servicios de Salud (Cenabast). Los valores presentados provienen de la actualización de los resultados obtenidos por Cifuentes, Prieto y Escobari (2000) y Holtz et al. (2000).

Estimación de los impactos en agricultura

Las funciones dosis-respuesta (D-R) relacionan la concentración de contaminantes con los rendimientos de los cultivos y, si bien existen distintos métodos para estimar estas funciones, la experimentación en base a invernaderos y cámaras descubiertas presenta a la fecha los resultados más confiables.

En el caso de los países carentes de estudios locales, las mediciones deben realizarse extrapolando estudios internacionales, lo que conlleva, según indica Spash (1997), un aumento del grado de incertidumbre.

La literatura especializada disponible indica que las funciones D-R tienen la forma de la Ecuación 6 para el caso del ozono y de la Ecuación 8 para el caso del SO₂.

$$\begin{aligned} &\textbf{Ecuación 6.} \\ &\textbf{Función D-R, ozono} \\ &Y = b - \alpha * AOT40 \end{aligned}$$

donde:

Y : Rendimiento relativo al índice AOT40 igual a cero.

α : Coeficiente que representa la susceptibilidad del cultivo.

b : Coeficiente que representa la susceptibilidad del cultivo.

$AOT40$: Concentración acumulada sobre el umbral de las 40 ppb, que se calcula según indica la Ecuación 7.

Ecuación 7.
Cálculo AOT40

$$AOT40 = \sum_{i=m\acute{e}s} \sum_{j=horaluz} Ch_{ij} - 40$$

donde:

Ch_{ij} : Concentraciones promedio horarias de ozono en ppb por sobre el umbral de las 40 ppb considerando sólo las horas de luz en los meses de crecimiento de los cultivos.

En el caso del SO_2 , el ExternE⁴ propone la utilización de la Ecuación 8.

Ecuación 8
Función D-R, SO_2

$$\begin{aligned} Y &= 0,74 * [SO_2] - 0,055 * [SO_2] && \text{para } 0 < [SO_2] < 13,6 \text{ ppb} \\ Y &= -0,69 * [SO_2] + 0,35 && \text{para } [SO_2] > 13,6 \text{ ppb} \end{aligned}$$

Donde:

Y : Cambio del rendimiento relativo.

[SO_2] : Concentración atmosférica en ppb.

Efectos en la agricultura

La agricultura es una actividad estrechamente vinculada a la calidad del ambiente, y la contaminación atmosférica ha demostrado tener la capacidad de alterar las condiciones de esta actividad generando pérdidas económicas cuantificables (Bell y Treshow, 2002). Los contaminantes de impacto más significativos en la evaluación económica de beneficios en agricultura son O_3 , SO_2 , NO_x y el CO_2 , según indica Spash (1997). Sin embargo, los más estudiados son el ozono y el dióxido de azufre, los cuales se detallan a continuación.

- **Efectos del ozono**

Los efectos del ozono en los cultivos se han estudiado tanto en laboratorios como en ambientes exteriores controlados y a la intemperie. El cuadro 10 muestra el efecto del ozono en la vegetación a través de las flechas de la columna derecha que indican en qué sentido tiene lugar la relación entre la variable con el aumento de las concentraciones de O_3 . El color azul de la flecha indica, además, que tal relación ha sido confirmada en variedad de estudios, mientras que el color blanco señala que existe menor certeza al respecto.

⁴ ExternE (Externalities of Energy) corresponde a una investigación de la Comisión Europea.

Cuadro 10. Efectos del ozono en la vegetación

Variable	Efecto O ₃
Daño visible	↑
Fotosíntesis	↓
Conducción estomatal	↓
Respiración vegetal	↑
Biomasa del árbol	↓
Rendimiento de cultivo	↓
Crecimiento de la raíz	↓
Descomposición	↓
Consumo de nitrógeno	↓

Fuente: Felzer et al. (2007).

El daño visible ocurre a partir de la exposición a bajas concentraciones, y corresponde a cambios en la pigmentación y deficiencia en la producción de clorofila, mientras que una exposición crónica puede producir senescencia (envejecimiento) prematura. El aumento en la concentración de O₃ agudiza los efectos mencionados.

Según la evidencia, algunos de los efectos fisiológicos negativos experimentados por los sistemas vegetales corresponden a la reducción de la capacidad de fotosíntesis (medida en términos de reducción de biomasa o volumen), al aumento en el recambio de sistemas antioxidantes, al daño de los procesos reproductivos, al incremento de la respiración vegetal, a la disminución en el transporte de carbono a las raíces, a la reducción de la descomposición de comunidades sucesoras y a la merma del forraje (Felzer et al., 2007).

La evaluación económica de beneficios se basa en el uso de funciones DR que cuantifican las pérdidas evitadas debido al mayor rendimiento de los cultivos producto de las disminuciones en las concentraciones de ozono. El mayor rendimiento de los cultivos afecta en forma directa la oferta de productos debido a la mejor calidad y al aumento de su demanda (GreenLabUc, 2011a).

- **Efectos del SO₂**

Los efectos del SO₂ en la vegetación pueden ser directos, en el caso de la exposición directa de las plantas a las concentraciones atmosféricas del contaminante, o indirectos, en el caso de la alteración de la composición química del suelo a través de la deposición ácida.

Dado que los efectos nocivos atribuibles al ozono son considerablemente mayores que los de cualquier otro gas (incluso que los del SO₂), la mayor parte de la literatura especializada se ha enfocado en estudiar el O₃.

La revisión de la bibliografía disponible permite contar con algunos valores para las ecuaciones mencionadas anteriormente, los cuales se presentan a continuación.

Cuadro 11. Factores de sensibilidad utilizados por ExternE para el ozono

Cultivo	Factor alfa
Arroz	0,4
Tabaco	0,5
Papa	0,6
Girasol	1,2
Maíz	1,7

Fuente: Führer (1996);
Mills et al. (2003).

Cuadro 10. Funciones D-R del ozono para cultivos seleccionados (SUM06)^a utilizados por la EPA^b

Índice de ozono	Cantidad	Cultivo	Función	Duración media experimental (días)	Duración media (meses)
SUM06	Máx	Algodón	$1-\exp(-\text{índice}/78)^{1,311}$	119	4
SUM06	Máx	Maíz de campo	$1-\exp(-\text{índice}/92,4)^{2,816}$	83	3
SUM06	Máx	Grano sorgo	$1-\exp(-\text{índice}/177,8)^{2,329}$	85	3
SUM06	Máx	Maní	$1-\exp(-\text{índice}/99,8)^{2,219}$	112	4
SUM06	Máx	Soya	$1-\exp(-\text{índice}/131,4)^1$	104	3
SUM06	Máx	Trigo de invierno	$1-\exp(-\text{índice}/27,2)^1$	58	2
SUM06	Min	Algodón	$1-\exp(-\text{índice}/116,8)^{1,523}$	119	4
SUM06	Min	Maíz de campo	$1-\exp(-\text{índice}/94,2)^{4,307}$	83	3
SUM06	Min	Grano sorgo	Igual que Max (ver arriba)	85	3
SUM06	Min	Maní	Igual que Max (ver arriba)	112	4
SUM06	Min	Soya	$1-\exp(-\text{índice}/299,7)^{1,547}$	104	3
SUM06	Min	Trigo de invierno	$1-\exp(-\text{índice}/72,1)^{2,353}$	58	2

Fuente: Lee y Hogsett (1996).

^aEl término SUM06 corresponde a un índice acumulativo de concentraciones de ozono y se basa en las horas del día en que el contaminante tiene un mayor impacto sobre los cultivos (entre las 8 am y las 8 pm) durante los meses de crecimiento de los mismos.

^bLas funciones D-R utilizadas actualmente por la EPA corresponden a las obtenidas por la National Crop Loss Assessment Network (NCLAN).

Cuadro 11. Funciones D-R utilizadas en estudios nacionales para ozono

Cultivo	Función (x=AOT40)
Sandía	$y = -0,0321x + 0,97$
Arveja verde	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto granado	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto consumo interno	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto de exportación	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto verde	$y = -0,0165x + 0,96$
Garbanzo	$y = -0,0165x + 0,96$
Lenteja	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino amargo	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino australiano	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino dulce (grano seco)	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto de soya	$y = -0,01616x + 1,02$
Algodón	$y = -0,016x + 1,07$
Trigo blanco	$y = -0,0161x + 0,99$
Trigo candeal	$y = -0,0161x + 0,99$
Nabo	$y = -0,0144x + 1,07$
Cebolla de guarda	$y = -0,0121x + 1,01$
Cebolla temprana	$y = -0,0121x + 1,01$
Lechuga	$y = -0,0108x + 1,04$
Tomate industrial	$y = -0,0083x + 1$
Tomate consumo fresco	$y = -0,0083x + 1$
Remolacha azucarera	$y = -0,0058x + 1$
Raps (canola)	$y = -0,0057x + 0,9$
Papa	$y = -0,0057x + 0,99$
Tabaco	$y = -0,0055x + 1,04$
Arroz (con cáscara)	$y = -0,0039x + 0,94$
Maíz (grano seco)	$y = -0,0036x + 1,02$
Uva de mesa	$y = -0,003x + 0,99$

Fuente: GreenLabUc, 2011a.

Por último, los precios de comercialización de los distintos productos en cada país pueden consultarse a través de distintos organismos nacionales e internacionales, como por ejemplo la Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa).

3.1.2 Métodos de valoración

Valoración de los efectos en la salud y la agricultura

La evaluación de las funciones de daño en el cambio de concentración entrega el cambio en condiciones de salud adversas (muertes, enfermedades, síntomas, etc.). Se necesita un valor monetario para cada efecto.

En esta sección se presentan consideraciones específicas de la valoración en salud. Generalmente se distingue entre efectos de mortalidad y morbilidad.⁵

⁵ Véase la explicación provista al inicio del apartado 3.1.1, sobre la metodología de función de daño, cuando se trata el tema general de los impactos en la salud.

Por su parte, en el caso de la agricultura, como ya se ha explicado anteriormente, la contaminación atmosférica ha demostrado tener incidencia en la productividad de los cultivos y en la calidad de las cosechas. A la fecha se han identificado varios contaminantes, entre los que se destacan el ozono y el dióxido de azufre, que afectan la productividad de las siembras, con lo cual se genera una pérdida económica que se explica por la disminución de la productividad y de la demanda (debido a los daños visibles de los productos).

La valoración de los efectos en agricultura atribuibles a un cambio en la calidad del aire se calcula multiplicando los precios de mercado actuales por el cambio en la producción debido a la disminución de las concentraciones. El cálculo de esta valoración se realiza según se muestra en la ecuación 9.

Ecuación 9.
Beneficio social de la agricultura

$$BSA = \sum_i \sum_j \left[\left(\frac{Pr_{base,i} * Y_{medida,i,j}}{Y_{base,i}} - Pr_{base,i} \right) * P_j \right]$$

donde:

BSA : Beneficio social total en agricultura gracias a la disminución de las concentraciones de contaminantes.

$Pr_{base,i}$: Productividad base del cultivo i (obtenido según datos disponibles del Censo Agropecuario 2007)

$Y_{base,i}$: Rendimiento base del cultivo i .

$Y_{medida,i,j}$: Nuevo rendimiento del cultivo i para el contaminante j .

P_j : Precio del cultivo j .

Métodos de DAP

En el caso de las mejoras en la calidad aire, no queda claro quiénes se verán beneficiados por este cambio. En la evaluación de cambios ambientales, los beneficios asociados a los individuos son aquellos correspondientes a la disminución del riesgo total asociado al contaminante. Es decir, la disposición a pagar (DAP) de un determinado programa mide lo que los individuos estarían dispuestos a pagar por una reducción en la probabilidad de verse afectados por una condición de salud adversa. Esto significa que las metodologías de DAP realizan mediciones ex ante y no buscan valorar un caso adverso ya acontecido. Suele distinguirse por efectos en mortalidad y morbilidad.

Valoración de la mortalidad

La literatura para valorar la mortalidad es extensa, y la mayor parte de ella se basa en la estimación del valor de la vida estadística (VSL, por sus siglas en inglés). A su vez, el enfoque para calcular el valor de esta última se basa en la estimación de la DAP por una pequeña reducción en el riesgo o en la probabilidad de muerte. Diversas metodologías permiten estimar el VSL, de entre las cuales se destacan los métodos hedónicos aplicados al mercado del trabajo, y los métodos de comportamiento de mitigación y de valoración contingente.

Sobre la base de Freeman (1993), y a modo de ejemplo, se considera una comunidad de 100 personas en la que cada una tiene una probabilidad de 0,004 de morir al año siguiente. Si una política ambiental reduce esta probabilidad a 0,003, el cambio en el riesgo es de 0,001. Además, si cada individuo tiene una DAP una cantidad de \$1.000 por esta reducción en el riesgo, entonces la DAP del grupo alcanza \$1 millón. Como la reducción del riesgo resulta en una muerte menos, se dice que el valor de una vida equivale exactamente al millón. Este valor es el VSL.

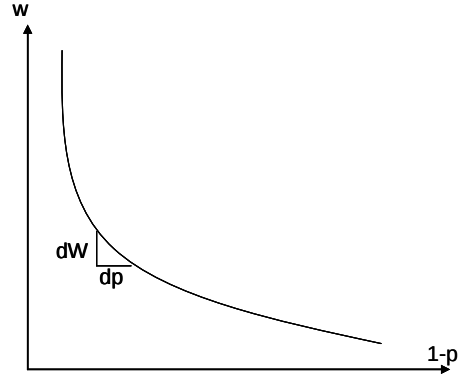
Formalmente, y sobre la base de Pearce et al. (2006), el enfoque estándar para estimar el VSL consiste en asumir que la utilidad de un individuo depende de la riqueza (W) y del riesgo de mortalidad (p). Esta función se expresa como:

$$U(p, W) = (1 - p)u_v(W) + pu_m(W)$$

donde U es la utilidad esperada, $u_v(W)$ es la utilidad condicional a sobrevivir y $u_m(W)$ es la utilidad condicional a morir. Se asume que $u'_v > 0$ y $u''_v < 0$, lo que significa que la utilidad marginal crece con la riqueza y que el individuo es adverso al riesgo. Por otra parte, se asume que $u_m(W)$ puede incorporar valor de legado, por lo que no necesita ser cero, y además $u'_m > 0$.

Finalmente, en este modelo de un solo período se asume que $u_v(W) > u_m(W)$ y $u'_v(W) > u'_m(W)$. Estas condiciones significan que más riqueza genera más utilidad y utilidad marginal a un individuo vivo que muerto. el gráfico 4 muestra una curva de indiferencia típica de un individuo para los bienes de riqueza y probabilidad de supervivencia (1-p).

Gráfico 4. Curva de indiferencia típica



Fuente: Pearce et al. (2006).

Si se diferencia completamente la utilidad del individuo, asumiendo que esta permanece constante y que p define implícitamente una función W , se obtiene que:

$$VSL = \frac{dW}{dp} (U = cte) = \frac{u_v(W) - u_m(W)}{(1-p)u'_v(W) + pu'_m(W)}$$

El numerador muestra la diferencia de la utilidad si el individuo sobrevive o muere en el período. El denominador representa la utilidad marginal esperada de la riqueza.

Al asumir que el VSL es una medida válida para valorar riesgos de mortalidad surge la interrogante de si es posible transferir estimaciones de un tipo de riesgo a otro. Por ejemplo, si las valoraciones de riesgos ambientales son equivalentes a las de riesgos de tránsito. El realizado por Chilton et al. (2002) es uno de los pocos estudios que intenta determinar el efecto del contexto del riesgo. Su conclusión general es que el contexto tiene un impacto pequeño en la DAP. Según Pearce et al. (2006), las estimaciones del VSL son invariantes ante cambios de contexto cuando la estimación se realiza mediante métodos directos. Sin embargo, el consenso desaparece ante métodos indirectos.

La evidencia empírica muestra que las estimaciones de VSL realizadas con métodos hedónicos tienden a ser significativamente mayores que aquellas obtenidas por métodos directos (Pearce et al., 2006). Por ejemplo, en el contexto de accidentes los riesgos ocupacionales tienden

a ser mayores que los riesgos públicos⁶. Si las valoraciones son proporcionales al riesgo, entonces es razonable esperar mayores valores de estimaciones hedónicas. Por otra parte, los métodos hedónicos suelen medir Disposición a Aceptar (DAA) y no la DAP.

Un problema del VSL es que su estimación asume un valor marginal constante. La valoración marginal de la reducción del riesgo es decreciente. Esto significa que en la medida en que el nivel de riesgo se acerca a cero, el valor por mayores reducciones cae. Por lo tanto, en la estimación se puede sobrestimar o subestimar el VSL según si el riesgo base es bajo o alto.

Por otra parte, la mayoría de los estudios de VSL no hace referencia a la edad de los individuos expuestos a un riesgo. En el contexto ambiental es importante introducir consideraciones etarias, ya que la política ambiental tiende a salvar más vidas de niños pequeños y especialmente la población de ancianos (Pope et al., 1995; Krupnick et al., 1999).

Para la evaluación de políticas con impactos agudos, Pearce et al. (2006) recomiendan utilizar estimaciones de VSL introduciendo consideraciones etarias y de riesgo inmediato y futuro. Esta práctica debería incorporar estimaciones de riesgos inmediatos para poblaciones mayores y de riesgos futuros para la población más joven.

Por otra parte, la Unión Europea y Pearce et al. (2006) sostienen que la estimación de VSL es relevante para casos de mortalidad aguda. Sin embargo, para efectos crónicos deben considerarse medidas que reflejen los años de vida restantes. Esto se debe a que la mayoría de las estimaciones de VSL se realiza a individuos de edad mediana en contextos de accidentes laborales o de tránsito. Por lo tanto, no resulta certero transferir estos valores a un contexto donde los individuos dan valor a los años de vida restantes. La valoración de años de vida perdidos es un intento para resolver este problema.

Por ejemplo, y sobre la base de EPA (2000), ante una reducción de uno en 10.000 del riesgo que experimenta una población de 100.000 personas con una esperanza de vida restante de 50 años, se salvarían 10 vidas estadísticas. De forma equivalente, puede decirse que se salvan 500 “años estadísticos”.

Existen dos enfoques principales para valorar la reducción en la esperanza de vida, o bien, el valor de un año de vida perdido (VLYL, por sus siglas en inglés). El primero y más común consiste en estimar implícitamente la DAP por cada año de vida restante utilizando cifras

⁶ Por lo tanto, se concluye que las estimaciones basadas en salarios hedónicos no pueden transferirse a otros contextos de riesgo (Dionne y Lanoie, 2004).

de VSL ajustadas por factores como la edad (y, por tanto, la probabilidad de supervivencia) y la tasa de descuento. El segundo enfoque consiste en estudios de DAP diseñados especialmente para esta labor. En este tipo de análisis lo que se valora es una extensión de la esperanza de vida en vez de una reducción en el riesgo de acortar la vida. A pesar de que este enfoque es recomendable especialmente para la valoración de efectos crónicos, los requerimientos de información de riesgos desagregados por grupos etarios complica este tipo de estimaciones⁷.

Métodos de capital humano

La estimación de los costos por enfermedad abarca los métodos de capital humano. En el caso de la salud, el método de costo de la enfermedad suele conocerse como COI, por sus siglas en inglés. Las estimaciones de COI dan cuenta del dinero utilizado en gastos médicos y de las pérdidas en productividad como consecuencia de una enfermedad. Esta sección se basa en Kuchler y Golan (1999).

Las estimaciones de COI suelen tener dos componentes principales de costos: directos e indirectos. Los costos directos incluyen los gastos médicos, como hospitalizaciones o medicaciones. Los costos indirectos o de capital humano abarcan el valor presente de las ganancias perdidas como resultado de alguna condición de salud adversa. Los costos indirectos (CI) de cada individuo se expresan como:

$$CI = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{p_t G_t}{(1+r)^t}$$

donde G_t son las ganancias esperadas del individuo en el período t , p_t es la probabilidad del individuo de sobrevivir el año t , y r es la tasa de descuento y que da cuenta del costo de oportunidad de las ganancias perdidas. De esta forma, la suma entre los costos directos y de capital humano da como resultado una estimación de COI.

Los tamaños relativos de los costos directos e indirectos dependen de las características particulares de la enfermedad. De hecho, en aquellos casos en que una enfermedad resulte en

⁷ Refinamientos posteriores para cuantificar la calidad de vida o el estado de salud suelen utilizarse en la economía de salud pública y de salud. Entre las métricas existentes se destacan los “años ajustados por calidad de vida” (QALY, por sus siglas en inglés) (Gold et al., 1996) y los “años ajustados por discapacidad” (DALY, por sus siglas en inglés; Murray, 1994). Estas métricas no han sido incorporadas en la literatura de evaluación de beneficios por políticas ambientales (EPA, 2000 y 2004).

morbilidad extrema o mortalidad prematura, el componente de capital humano tiende a ser mayor que el de costos directos. Con los episodios agudos ocurre lo contrario.

El enfoque de capital humano se sustenta en el supuesto de que el costo social de las enfermedades corresponde al impacto de estas en el ingreso de un país. Por lo tanto, este enfoque asume que los cambios en los estados de salud afectan el ingreso de un país, y más aún, que este cambio es un indicador válido de bienestar social.

El problema principal de este enfoque es que no considera los intangibles que no se valoran en el mercado. En efecto, una enfermedad puede conllevar dolor y sufrimiento, por lo que el individuo le atribuye un valor al hecho de evitar la condición. Este enfoque también tiene el problema de que no incorpora el bienestar de víctimas potenciales, ya que se trata de un análisis ex post (Mishan, 1975). Aunque el enfoque de COI no ofrece medidas de bienestar sociales (ni individuales), este enfoque brinda información útil a los encargados de la toma de decisiones. De hecho, a partir del enfoque de COI, se conocen los flujos económicos asociados a una determinada condición de salud.

En la literatura económica se han tratado de relacionar las medidas de COI y DAP buscando validar el método de capital humano como medida de bienestar. Sin embargo, estas no han sido muy favorables. Schelling (1966) fue uno de los primeros en argumentar que estas medidas diferían. El cambio de bienestar incluye la valoración de los atributos de salarios perdidos, gastos médicos, el valor de la discapacidad y el impacto de gastos preventivos. Sin embargo, el COI sólo considera los dos primeros efectos.

Los datos existentes suelen mostrar que el valor de DAP por un efecto es generalmente mayor que aquella estimación de COI para el mismo efecto. Diversos estudios han intentado establecer correlaciones entre ambas medidas buscando formalizar teóricamente esta intuición. Desgraciadamente los resultados obtenidos sufren variaciones debido a sutilezas de modelación, por lo que no existe evidencia contundente.

Berger et al. (1994) formulan un modelo de inversión en salud individual que da lugar a una expresión general para el valor asociado a cambios en riesgo. El modelo atribuye tres roles a la salud. La salud se incluye como variable de la función de utilidad, como factor determinante en la probabilidad de supervivencia y finalmente como parte de la restricción presupuestaria. De esta forma, se obtienen relaciones entre la DAP, el COI y gastos preventivos. El modelo muestra

que el COI y la DAP no tienen relación al incluir el riesgo de muerte, y que la relación existente es incierta al considerarse sólo la morbilidad.

Así, no ha habido manipulación matemática ni teórica que permita establecer una relación contundente entre estas dos medidas. Es decir: no hay sustento teórico en igualar el bienestar individual con gastos médicos o perdidos. Por lo tanto, en términos formales no es posible afirmar que el COI es una cota inferior de la DAP⁸.

Finalmente, al valorar la morbilidad desde la perspectiva económica y según el Banco Mundial(s/f), el evitar un episodio de enfermedad es valorado por un individuo considerando cuatro componentes: i) el valor del trabajo perdido por la enfermedad, ii) los costos médicos asociados al episodio, iii) la DAP del individuo por evitarse el dolor y el sufrimiento asociados con la condición, y iv) el valor del tiempo ocioso perdido por el individuo como consecuencia de la enfermedad.

Por lo tanto, este enfoque sugiere sumar las estimaciones del COI y de la DAP. Sin embargo, esta agregación debe realizarse con cuidado, y la estimación de la DAP debe únicamente incluir los componentes de dolor y valor del tiempo ocioso. De lo contrario, existiría un doble conteo en la valoración. Por consiguiente, y en caso de contar con una estimación de la DAP general por el efecto, se recomienda la utilización de esta última medida (Pearce et al., 2006).

Transferencia de beneficios

Los países en desarrollo no suelen contar con la información ni los recursos necesarios para llevar a cabo un análisis de costo-beneficio (ACB). Como respuesta, y con el objeto de llenar los vacíos de información, se utiliza la transferencia de beneficios. Esta consiste en la aplicación de valores monetarios de un estudio de valoración particular a otro contexto de toma de decisiones, usualmente en un área geográfica distinta de la del estudio original (Navrud et al., 1994). Los principales sesgos en la transferencia de beneficios de una zona geográfica a otra son:

⁸ Sin embargo, la práctica suele asumir la medida del COI como cota inferior de la DAP. Por ejemplo, véase EPA (2000), Pearce et al. (2006), ExternE (1999).

1. Los conjuntos de datos originales varían de aquellos del lugar de aplicación, y los problemas inherentes a los métodos de valoración se magnifican al llevarse a cabo una transferencia de beneficios.
2. Generalmente, los estudios estiman beneficios promedio en vez de marginales y no utilizan métodos diseñados para transferir valores en términos de región y características demográficas.

La teoría de las transferencias se encuentra en Desvousges et al. (1985), donde se sugiere una jerarquía de enfoques para transferir estimaciones de DAP. Por ejemplo, un país en desarrollo puede tomar el valor de la vida estadística (VSL) de otro al evaluar un determinado programa ambiental. El nivel más simple corresponde a tomar el VSL y aplicarlo directamente en el país receptor. Sin embargo, pueden realizarse distintos niveles de ajustes. El más común corresponde a ajustar según los niveles de ingreso relativos entre ambos países.

La mayoría de los estudios de DAP encuentran que esta varía con el ingreso. Existen varios estudios que han intentado estimar la elasticidad ingreso de la DAP, que se define como el aumento en la DAP ante el incremento de un 1% del ingreso. Los resultados presentan elasticidades que varían mucho en el rango de 0,2 a mayores de 2 (Mitchell y Carson, 1986; Alberini et al., 1997). Pearce (2006) estima un valor que varía entre 0,37 y 0,4; Viscusi y Aldy (2003) un valor entre 0,5 y 0,6 mientras que Blaeij et al. (2003) un valor mucho mayor de 1,33.

El enfoque de transferencia más usado asume que las preferencias entre los países se mantienen. De esta forma, las diferencias en la DAP de los países se explican por diferencias en el ingreso⁹. Incluso, el ajuste del ingreso suele incorporar la elasticidad ingreso de la DAP del país fuente mediante la siguiente relación:¹⁰

$$DAP_t = DAP_f \left(\frac{Y_t}{Y_f} \right)^\eta$$

donde el índice t representa al país que realiza la transferencia (o receptor), f es el país fuente, Y denota el ingreso medido en términos de paridad del poder adquisitivo (PPA), y η la elasticidad ingreso de la DAP. Esta elasticidad de ingreso corresponde al cambio en la DAP asociado a un

⁹ Esto tiene sentido al asumir el riesgo como un bien normal. Para los bienes normales la mayor parte de la varianza de la demanda se explica por diferencias en el ingreso.

¹⁰ Véase Cifuentes et al. (2000) para una explicación de esta expresión.

1% de cambio en el ingreso. De esta forma, al considerar una elasticidad unitaria se asume que la DAP cambia proporcionalmente a los ingresos relativos entre los países. Por otra parte, una elasticidad nula significa que no se hacen ajustes por conceptos de diferencias en el ingreso de los países.

A pesar de ser la metodología de transferencia más utilizada, existen observaciones relacionadas con su uso. Por una parte, esta metodología ignora otros factores que pueden explicar diferencias en la DAP entre países, como por ejemplo factores culturales o la distribución etaria. Además, este enfoque ignora diferencias en la distribución del ingreso.

La falta de información específica de los estudios hace necesario el uso de meta-análisis. A partir de este enfoque, los resultados de cada estudio se utilizan como una observación. Estas observaciones se relacionan con características grupales, como el nivel educacional del país en estudio, y se obtiene el efecto de estas variables en cambios en la DAP. Por ejemplo, Bowland y Beghin (1998) emplean 33 estudios del mercado del trabajo para estimar el efecto marginal de diferencias de riesgo, ingreso, educación, edad, y otros en la DAP por reducciones en el riesgo de muerte, y observan que el valor estadístico de la vida asociado al estudio en Santiago es de US\$740.000 en 1992, ajustado a partir del valor norteamericano de US\$4,8 millones (1990).

3.1.3 Evaluación de costos y beneficios

La evaluación económica de las medidas considera los costos directos de implementación y los beneficios globales y locales asociados a las reducciones de GEI y de contaminantes locales respectivamente. A continuación se explica la metodología de cálculo para cada componente.

Cuantificación de los costos directos de una medida

En general, distintos estudios han abordado la costo-efectividad de las medidas de mitigación. Para establecer estos costos es fundamental definir adecuadamente los escenarios que permitirán evaluar los costos y beneficios relativos. Se definen entonces dos escenarios: i) el escenario base y 2) el escenario de medida de mitigación.

En este estudio se utiliza el enfoque usual, que considera tanto componentes de inversión como de operación. Se procede entonces a calcular el valor presente de los costos de cada uno de los escenarios:¹¹

Ecuación 10.

$$VP(base) = I_b + \sum_{t=1}^T \frac{c_t^b}{(1+r)^t}$$

Ecuación 11.

$$VP(medida) = I_m + \sum_{t=1}^T \frac{c_t^m}{(1+r)^t}$$

donde I denota la inversión inicial, c_t los costos totales de operación (eventualmente desagregables en varias categorías), T el horizonte de evaluación (generalmente determinado por vida útil de alguna inversión), y r la tasa de descuento. Es importante señalar que para realizar la evaluación desde la perspectiva social es crucial utilizar en esta estimación la tasa social de descuento. Esto permitirá posteriormente agregar directamente beneficios sociales ambientales.

De esta manera, el valor presente del costo de la medida queda expresado como la diferencia de los costos anteriores:

Ecuación 12.

$$VP(costo) = (I_m - I_b) + \sum_{t=1}^T \frac{c_t^m - c_t^b}{(1+r)^t}$$

Si esta cantidad da un resultado positivo, entonces la medida se traduce en un aumento de costos; mientras que si el resultado es negativo, se interpreta como un beneficio.

Para simplificar el análisis de resultados y su interpretación, los costos directos de las medidas suelen anualizarse (como se realiza, por ejemplo, para la confección de curvas de costo de abatimiento). Para ello sólo basta usar del factor de recuperación del capital (FRC), evaluado con la tasa social de descuento. Es decir:

Ecuación 13.

$$CAE = VP(costo) \cdot FRC$$

donde:

CAE : Costo anual equivalente¹².

¹¹ Estas expresiones podrían ser complicadas en los casos en los que se requieran inversiones progresivas en el tiempo. Sin embargo, en dichos casos el principio sigue siendo el mismo.

VPN : Valor presente neto de todos los costos del proyecto.

FRC : Factor de recuperación del capital.

Ecuación 14.

$$FRC = \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

donde:

r : Tasa de descuento.

n : Número de períodos del proyecto, o vida útil del activo.

Si bien por definición el VPN de los costos debería incorporar todos los flujos que genere el proyecto a lo largo de su vida útil¹³, en algunos casos puede ser suficiente considerar sólo los costos de inversión, operación y mantenimiento.

Estimación de beneficios globales

La estimación de beneficios ambientales requiere una estimación de consumos de combustible. Estos consumos suelen derivarse directamente de los costos de operación de un escenario. Por ejemplo, si una medida es reemplazar una central a carbón por una ERNC, entonces en el escenario base se estima el costo de combustible (y por tanto consumo). Este consumo permite estimar directamente emisiones de GEI mediante el uso de factores de emisión.

La reducción de emisiones globales (q_g) se calcula para cada año de evaluación como la diferencia entre las emisiones del escenario base (E_b) y las del escenario con medida de mitigación (E_m).

Ecuación 15.

$$q_g = E_b - E_m$$

Tras contar con la estimación de emisiones se procede a valorar el beneficio asociado a la reducción. Para ello se debe utilizar un valor unitario P_g que refleje el costo social que provoca la emisión de cada tonelada de CO_{2eq} . Luego, el beneficio global de mitigación (B_g) se expresa como:

¹² El costo anualizado o costo anual equivalente (CAE) es el costo equivalente por año de poseer un activo durante toda su vida útil. La conveniencia de utilizar este indicador es que permite comparar la costo-efectividad de opciones de mitigación con distinta vida útil (McKinsey & Co., 2009).

¹³ Por ejemplo: costos de inversión, costos de capital, gastos de operación y mantenimiento, costos transaccionales, impuestos, externalidades, etc.

Ecuación 16.

$$B_g = P_g \cdot q_g$$

A modo de referencia, Nordhaus (2008) estimó un valor de US\$7,4/tonCO_{2eq}, valor que representa el costo externo asociado a las emisiones de GEI. Es importante destacar que este enfoque es consistente con una evaluación desde la perspectiva social y con el uso de la tasa social de descuento. Esto se contrasta, por ejemplo, con el uso de ingresos por venta de bonos de carbono, lo que corresponde a un ingreso privado (a pesar de ser un sistema creado para corregir la externalidad).

Estimación de beneficios locales (co-beneficios)

La estimación de emisiones locales también se suele realizar directamente a partir de los consumos de combustible, lo que permite estimar la reducción de emisiones locales (q_l) en relación con los dos escenarios. La metodología a utilizar en el proyecto para valorar beneficios locales (B_l) es la que comúnmente se emplea para tal propósito. En general, se consideran los impactos en la salud y a veces se incluyen otros, como la agricultura.

La metodología para estimar los impactos en salud y agricultura derivados de cambios en los niveles de concentración de distintos contaminantes atmosféricos corresponde al método de la función de daño (en inglés, *impact pathway approach*), que ya se ha explicado anteriormente.

Una vez que los impactos han sido cuantificados en términos físicos, se procede a su posterior valoración. Algunos de estos efectos pueden ser valorados en función de precios de mercado; por ejemplo, los daños a los cultivos pueden medirse a través de la disminución del valor de la producción. Sin embargo, existe una amplia gama de impactos que no poseen valor de mercado. Entre ellos se destacan los efectos en la salud y la mortalidad, así como también el calentamiento global y los ecosistemas. En estos casos los beneficios se estiman a través de algún método de costo-beneficio, y en lo posible se prefiere una buena medida de demanda (disposición a pagar).

3.2 Indicadores

La realización de acciones de mitigación no solo se asocia a los costos privados sino también a los impactos externos que el mercado no es capaz de capturar. En este sentido, en este estudio se ha definido una métrica de bienestar que agrega al costo de la medida los componentes de beneficios ambientales (locales y globales).

En los análisis tradicionales de abatimiento (como en la elaboración de curvas de abatimiento) el enfoque es el de costo-efectividad. Así, interesa determinar cuál es el costo asociado a una medida, o bien, el costo de reducir cada tonelada de contaminante. De esta manera, es posible establecer qué medidas son más costo-efectivas (baratas) para lograr el propósito de reducir. Esto con todas las limitaciones de la metodología.

El enfoque se complementa al intentar profundizar en una métrica muy simple de bienestar, que puede interpretarse como un beneficio neto. En la parte del costo está el indicador tradicional de abatimiento. El costo de una medida se establece como el diferencial de costos (anualizados y con la consideración básica de componentes de capital y variables) de los casos con y sin medida de mitigación.

Por el lado de los beneficios, primeramente están los beneficios locales o co-beneficios. La implementación de medidas de mitigación, además de reducir los GEI, también reduce los contaminantes locales, lo que conlleva beneficios de salud. La diferencia entre estos co-beneficios y el costo de la medida puede interpretarse como una métrica mejorada del beneficio (costo) asociado a la reducción de emisiones de GEI (o bien ya una métrica del beneficio neto donde se ignora el impacto del CO₂).

Finalmente, como categoría de beneficios se incorpora de manera explícita la reducción de emisiones de GEI, en cuyo caso se valorarían directamente los costos externos de estas emisiones. Por tanto, esta introducción cambia de forma sustancial la interpretación del indicador, el cual deja de ser un indicador del costo que tiene para la sociedad el reducir una tonelada de CO₂ (costo-efectividad). El indicador ahora intenta estimar una métrica de beneficio social neto de la medida. En caso de que el indicador resulte negativo, quiere decir que desde la perspectiva social no conviene llevar adelante la medida. Por ello, su interpretación debe realizarse con cuidado.

En el caso del enfoque de Muller y Mendelsohn, se estima el indicador de daño externo bruto (GED, por sus siglas en inglés), el cual se calcula según indica la ecuación 17.

Ecuación 17.

$$GED_{s,i,j} = MD_{s,i,j} * E_{s,i,j}$$

donde:

$GED_{s,i,j}$: Daño total asociado al contaminante s , en la industria i para la fuente j .

$MD_{s,i,j}$: Daño marginal del contaminante s , en la industria i para la fuente j .

$E_{s,i,j}$: Emisión del contaminante s , en la industria i para la fuente j .

Como es posible observar, Muller y Meldenson estiman el daño por industria a través del GED_i asociado a la industria i , el cual se calcula según se muestra a continuación.

Ecuación 18.

$$GED_i = \sum_{s,j} MD_{s,i,j} * E_{s,i,j}$$

Desde una perspectiva de evaluación del impacto de las medidas de mitigación, este indicador puede aproximarse como la suma de beneficios locales y globales menos el costo de la medida en estudio.

Los indicadores posibles de evaluar en cada medida, presentados en formato anual¹⁴, se resumen en el cuadro 14.

Cuadro 14.

Indicadores de costo-beneficio asociados a una medida de mitigación

Costos directos de la medida [US\$]	C_a
Reducción de emisiones locales [ton]	q_l
Reducción de emisiones globales [ton]	q_g
Costo directo unitario [US\$]	C_a/q_g
Beneficios locales [US\$]	B_l
Beneficios globales [US\$]	B_g
Beneficios ambientales totales [US\$]	$B = B_l + B_g$
Beneficio ambiental unitario [US\$]	$BA = (B_l + B_g)/q_g$
Beneficio neto [US\$]	$BN = B_l + B_g - C_a$
Indicador de co-beneficios [US\$/ton]	B_l/q_g
Costo medio del contaminante local [US\$/ton]	B_l/q_l
Beneficio neto unitario [USD/ton]	BN/q_g

Fuente: Elaboración propia.

En el caso de medidas relacionadas con el sector eléctrico, se puede generar también un indicador de (beneficios -costos)/generación eléctrica [US\$/KWh].

Estos indicadores tienen un sinnúmero de limitaciones cuando se los evalúa en un análisis parcial sin impactos en otros sectores ni en los precios. Por ejemplo, si entra una central a gas o carbón muy probablemente tenga impacto en los precios del sistema eléctrico. En este sentido, los precios afectan a hogares y empresas con impactos en el bienestar. Los proveedores de las

¹⁴ Cabe destacar que es directo modificar estos indicadores y expresarlos en términos de valor presente.

centrales son ciertamente distintos, etc. Luego, la métrica de beneficio neto utilizada ignora múltiples efectos indirectos, pero sí contribuye a valorar las externalidades ambientales, enriqueciendo los indicadores.

- **Consideraciones de interpretación**

Los indicadores de beneficio neto permiten establecer cuando una medida contribuye a aumentar el bienestar. Alternativamente, puede interpretarse que, para cada medida, el beneficio marginal de reducción es el beneficio ambiental unitario, mientras que el costo marginal de abatimiento es el costo directo medio.

Luego, que el beneficio neto sea positivo $BN = B_l + B_g - C_a > 0$ equivale a:

Ecuación 19.

$$BA = (B_l + B_g)/q_g > C_a/q_g,$$

Es decir: el beneficio marginal de abatimiento es mayor que el costo marginal de abatimiento.

En este caso, que estos costos y beneficios “marginales” sean estimados como constantes hace que las soluciones sean discretas en el sentido de reducir todo lo posible o nada.

Bibliografía

- , 2002. «Parque de vehículos en circulación 2002». Santiago de Chile: INE.
- , 2003. «Parque de vehículos en circulación 2003». Santiago de Chile: INE.
- , 2004. «Parque de vehículos en circulación 2004». Santiago de Chile: INE.
- , 2005. «Parque de vehículos en circulación 2005». Santiago de Chile: INE.
- , 2006. «Parque de vehículos en circulación 2006». Santiago de Chile: INE.
- , 2007. «Parque de vehículos en circulación 2007». Santiago de Chile: INE.
- , 2008. «Estudio diagnóstico Plan de Gestión Calidad del Aire VI Región. Informe final». Santiago de Chile: DICTUC.
- , 2008. «Parque de vehículos en circulación 2008». Santiago de Chile: INE.
- , 2008b. «Integrated Science Assessment for Sulfur Oxides: Health Criteria» Research Triangle Park, Estados Unidos: EPA.
- , 2009. «Parque de vehículos en circulación 2009». Santiago de Chile: INE.
- , 2009. «Integrated science assessment for particulate matter: Final report» Research Triangle Park, NC: EPA.
- , 2010. «Parque de vehículos en circulación 2010». Santiago de Chile: INE.
- , 2011. «Estudio diagnóstico del plan de gestión atmosférica de la región de Valparaíso, construcción de un Inventario de emisiones regional». Santiago de Chile: Ambiosis.
- , 2011. «Implementación de la herramienta de simulación LEAP para la proyección de escenarios de consumo de energía en el largo plazo y la evaluación de escenarios de mitigación de CO₂». Santiago de Chile: PROGEA.
- , 2011. «Parque de vehículos en circulación 2011». Santiago de Chile: INE.
- , 2011. «Valores recomendados a utilizar en la realización de un AGIES que incorpore un análisis costo-beneficio. Salud» Santiago de Chile: DICTUC.
- , 2012. «Desarrollo de una metodología para la construcción de curvas de abatimiento de emisiones de GEI incorporando la incertidumbre asociada a las principales variables de mitigación». Santiago de Chile: PROGEA.
- , 2012. «Estadísticas operacionales 2002-2011». Santiago de Chile: CDEC y SIC.
- , 2012. «Resultados preliminares del Censo de Población y Vivienda 2012». Santiago de Chile: INE.

- , 2013. «Proyecciones y estimaciones de población». Santiago de Chile: INE. Disponible en: <http://palma.ine.cl/demografia/menu/EstadisticasDemograficas/proyecciones.aspx>.
- , «Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente». Disponible en: <http://www.mma.gob.cl/retc/1279/channel.html>.
- , Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire. Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente. Disponible en: <http://sinca.mma.gob.cl/?cache=off&>.
- Abt Associates Inc. 2010. «BenMap, Environmental Benefits Mapping and Analysis Program». Cambridge, Estados Unidos: Abt Associates Inc.
- Alberini, A. et al. 1997. «Modeling response incentives in dichotomous choice contingent valuation data». *Land Economics* 73: 309–324.
- Ambiosis. 2009. «Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos y definición de área de influencia de las emisiones. que causan el efecto de saturación por PM10 en la ciudad de Talca: Informe final». Talca, Chile: Ambiosis.
- Banco Mundial. s/f. «Urban air pollution: Economic valuation of the health benefits of reduction in air pollution». South Asia Air Quality Management Briefing Note Núm. 12. Washington, DC, Estados Unidos: Banco Mundial. Disponible en: http://198.170.76.77/eventos/instruverdes/Briefing_Note_No_12.pdf.
- Bell, J. y M. Treshow. 2002. *Air pollution and plant life*. Hoboken, Estados Unidos: John Wiley & Sons Inc.
- BenMap (Environmental Benefits Mapping and Analysis Program). 2010. User's Manual Appendices.
- Berger, M.C. et al. 1994. «Framework for valuing health risk»." En: G. Tolley, D. Kenkel y R. Fabian, editors. *Valuing health for policy*. Chicago, Estados Unidos: University of Chicago Press.
- Blaeijs, A.T. et al. 2003. «The value of statistical life in road safety: A meta-analysis». *Accident Analysis and Prevention* 35(6): 973-986.
- Bowland B., y J. Beghin. 2009. «Robust estimates of value of a statistical life for developing economies: An application to pollution and mortality in Santiago». Ames, Estados Unidos: Iowa State University, Center for Agricultural and Rural Development.

- Campos, B. 2012. «Análisis estocástico del costo de una cartera eficiente de medidas de mitigación de gases de efecto invernadero para el cumplimiento de objetivos de reducción en Chile». Santiago de Chile: Universidad de Chile.
- CDEC (Centro de Despacho Económico de Carga) y SIC (Sistema Interconectado Central. 2010. «Estadísticas de operación 2000-2009». Santiago de Chile: CDEC y SIC.
- Centro Nacional del Medio Ambiente de la Universidad de Chile. 2010. «Informe de actividad 4.3.2 Actualización del inventario de emisiones de Temuco y Padre Las Casas: Informe final». Santiago de Chile: Universidad de Chile.
- Chilton, S. et al. 2002. «Public perceptions of risk and preference-based values of safety». *Journal of Risk and Uncertainty* 25(3): 211-232.
- Cifuentes, L.A. et al. 2005. «Urban air quality and human health in Latin America and the Caribbean». Washington, DC, Estados Unidos: Banco Interamericano de Desarrollo. Disponible en: http://www.iadb.org/sds/ENV/publication/publication_2492_4240_e.htm.
- Cifuentes, L.A. et al. 2000. «Preliminary estimation of the potential ancillary benefits for Chile». En: *Proceedings of the Expert Meeting on Ancillary benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation*. Washington, DC, Estados Unidos: Organization for Economic Cooperation and Development.
- Cifuentes, L., J.J. Prieto y J. Escobar. 2000. «Valuation of mortality risk reductions at present and at an advanced age: Results from a contingent valuation study». Tenth Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Crete, Greece, 29 June-2 July 2000.
- CNE (Comisión Nacional de Energía). «Informe de fijación de precios de nudo, octubre de 2012: Sistema Interconectado del Norte Grande». Santiago de Chile: CNE.
- Conama (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2005. «Informe de gestión de la calidad del Aire, Gran Concepción». Concepción, Chile: Conama.
- Díaz Robles, L. et al. 2009. «Actualización del inventario de emisiones atmosféricas para Concepción Metropolitano. Resumen ejecutivo». Temuco, Chile: Universidad Católica de Temuco, Escuela de Ingeniería Ambiental, Unidad de Calidad del Aire.
- DICTUC (Dirección de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Pontificia Universidad Católica de Chile). 2009. «Antecedentes para el análisis general de impacto económico y

- social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para PM2.5 (AGIES)». Santiago de Chile: DICTUC.
- Dionne, G., y P. Lanoie. 2004. «Public choice and the value of a statistical life for cost-benefit analysis: The case of road safety». *Journal of Transport Economics and Policy* 38(2): 247-274.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2000. «Guidelines for Preparing Economic Analyses, Office of the Administrator». EPA-240-R-00-003.
- EPA. 2004. «Final regulatory analysis: Control of emissions from non-road diesel engines». EPA 420-R-04-007. Washington, DC, Estados Unidos: EPA.
- EPA. 2008. «Integrated science assessment for oxides of nitrogen: Health criteria». Research Triangle Park, Estados Unidos: EPA.
- EPA. 2010. «Advisory Council on Clean Air Act Compliance Analysis, Health Effects Subcommittee, review of EPA's draft health benefits of the second Section 812 prospective study of the Clean Air Act. EPA-COUNCIL-10-001, June 16, 2010». Washington, DC, Estados Unidos: EPA, Science Advisory Board.
- EPA. 2011. «Health and welfare benefits: Analyses to support the second Section 812 benefit-cost analysis of the Clean Air Act». Final Report. Washington, DC, Estados Unidos: EPA.
- Escobar, J. et al. 2007. «Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana 2005: Informe final». Santiago de Chile: DICTUC.
- ExternE. European Commission, DGXII-Science, Research and Development. 1999. ExternE, Externalities of Energy, Vol. 7: Methodology. 1998 Update. Office for Official Publications of the European Communities, L-2985, Luxembourg.
- ExternE. 2005. «ExternE: Externalities of energy: Methodology 2005 update». Bruselas, Bélgica: European Commission.
- Felzer, B. et al. 2007. «Impacts of ozone on trees and crops». *Comptes Rendus Geosciences* 339(11-12): 784-798.
- Freeman, A.M. 1993. *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*. Washington, DC, Estados Unidos: Resources for the Future.

- Fuhrer, J. 1996. «The critical level for effects of ozone on crops, and the transfer to mapping». En: L. Kärenlampi y L. Skärby, editors. *Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts*. UN-ECE Workshop Report. Kuopio, Finlandia: University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science.
- Gamma Ingenieros S.A. 2007. «Apoyo a la implementación de normas de emisión para centrales termoeléctricas». Santiago de Chile: Gamma Ingenieros S.A.
- Gleave, S. D. 2009. «Tarificación vial por congestión para la Ciudad de Santiago». Santiago de Chile: Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones de Chile. Disponible en <http://transporte-tsp.blogspot.com.ar/2011/05/tarificacion-vial-por-congestion-para.html>.
- Gold M.R. et al., editores. 1996. *Cost-effectiveness in health and medicine*. Nueva York, Estados Unidos: Oxford University Press.
- GreenLabUc. 2011. «Guía metodológica para la elaboración de un análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de la calidad del aire». Santiago de Chile: GreenLabUc.
- GreenLabUc. 2011a. «Valores recomendados a utilizar en la realización de un AGIES que incorpore un análisis costo beneficio, agricultura». Santiago de Chile: GreenLabUc.
- Holland, M. et al. 2011. «The reduction in air quality impacts and associated economic benefits of mitigation policy: Summary of results from the EC RTD ClimateCost Project». Technical Policy Briefing Note 6: Ancillary Air Quality Benefits. Estocolmo, Suecia: Stockholm Environment Institute.
- Holz, C., y J.M. Sánchez Callejas. 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». Santiago de Chile: Universidad de Chile Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas). 2001. «Parque de vehículos en circulación 2001». Santiago de Chile: INE.
- Kauert, R. A. 2012. «Obtención de GNL norteamericano y desarrollo de un terminal marítimo FSRU para proveer energía eléctrica competitiva y de bajas emisiones.» Presentación en XI Encuentro Energético ELECGAS 2012, Santiago de Chile, 13 de junio.
- Krupnick, A.J. et al. 1999. «Mortality risk valuation for environmental policy». Discussion Paper 99-47. Washington, DC, Estados Unidos: Resources for the Future.

- Kuchler, F., and E. Golan. 1999. «Assigning values to life: Comparing methods for valuing health risks». Agricultural Economic Report 784. Washington, DC, Estados Unidos: United States Department of Agriculture.
- Lee, E.H., y W.E. Hogsett. 1996. «Methodology for calculating inputs for ozone secondary standard benefits analysis: Part II». Report prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Strategies and Standards Division. Research Triangle Park, Estados Unidos: EPA.
- McKinsey & Company. «Pathways to a Low-Carbon Economy: Version 2 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve, 2009». Nueva York, Estados Unidos: McKinsey & Company.
- Miller, K. et al. 2007. «Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women». *New England Journal of Medicine* 365(5): 447-458.
- Mills, G. et al. 2003. «Introducing response modifying factors into a risk assessment for ozone effects on crops in Europe». Swedish Water and Air Pollution Research Laboratory Publications-IVL B: 74-88.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2011. «Segunda Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático». Santiago de Chile: Ministerio del Medio Ambiente.
- MINSAL (Ministerio de Salud). s/f. Menú de egresos hospitalarios. Santiago de Chile: MINSAL. Disponible en: http://intradeis.minsal.cl/egresoshospitalarios/menu_publica_nueva/menu_publica_nueva.htm.
- Mishan, E.J. 1975. *Cost benefit analysis: An informal introduction*. Londres, Reino Unido: Allen & Unwin.
- Mitchell, R.C., y R.T. Carson. 1986. «The use of contingent valuation data for benefit-cost analysis in water pollution control». Final Report to the Environmental Protection Agency. Washington, DC, Estados Unidos: Resources for the Future.
- Muller, N.Z., y R. Mendelsohn. 2007. «Measuring the damages of air pollution in the United States». *Journal of Environmental Economics and Management* 54(1): 1–14.
- Muller, N.Z., y R. Mendelsohn. 2009. «Efficient pollution regulation: Getting the prices right». *American Economic Review* 99(5): 1714–39.

- Muller, N.Z., y R. Mendelsohn. 2011. «Environmental Accounting for Pollution in the United States Economy: Dataset». *American Economic Review* 101(5): 1649-75.
DOI: 10.1257/aer.101.5.1649.
- Murray, C. 1994. «Quantifying the burden of disease: The technical basis for disability-adjusted life years». *Bulletin of the World Health Organization* 72: 429-45.
- Navrud, S., y E.D. Mungatana. 1994. «Environmental valuation in developing countries: The recreational value of wildlife viewing». *Ecological Economics* 11: 135-151.
- Nordhaus, W. 2008. *A question of balance: Weighing the options on global warming policies*. New Haven, Estados Unidos: Yale University.
- Osses, M., C. Montero y R.Kühn. 2001. «Vehículos híbridos». *Ciencia Abierta* 13.
www.sistemas-sustentables.com/index.php?a=1.
- Pearce, D., G. Atkinson y S. Mourato. 2006. «Cost-benefit analysis and the environment: Recent developments». Paris, Francia: OECD.
- Pereira, A.M. 2012. «Evaluación técnico-económica de alternativas a la calefacción residencial a leña en ciudades de la Zona Centro-Sur de Chile». Santiago de Chile: Universidad de Chile.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2011. «Evaluación de flujos de inversión y financieros de los sectores silvoagropecuario, transporte y subsector hídrico de la Infraestructura». Nueva York, Estados Unidos: PNUD
- Pontificia Universidad Católica de Chile. 2011. «Estimaciones de costo y potencial de abatimiento de emisiones de gases de efecto invernadero para diferentes escenarios futuros». Santiago de Chile: Centro de Cambio Climático de la Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Pope, C.A. et al. 1995. «Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults». *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine* 151: 669–74.
- PROGEA (Programa de Gestión y Economía Ambiental). 2008. «Emisiones de gases de efecto invernadero en Chile: antecedentes para el desarrollo de un marco regulatorio y evaluación de instrumentos de reducción». Santiago de Chile: PROGEA.
- Schelling, T.C. 1996. «The life you save may be your own». *Problems in Public Expenditure Analysis*.

- Sistemas Sustentables. 2012. «Perspectivas y factibilidad de tecnologías de transporte en Chile». Santiago de Chile: Sistemas Sustentables.
- Spash, C. 1997. «Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control». *Journal of Economic Surveys* 11(1): 47-70.
- Viscusi, W.K., y J.E. Aldy. 2003. «The value of a statistical life: A critical review of market estimates throughout the world». *Journal of Risk and Uncertainty* 27: 5–76.