



Ministerio del
Medio
Ambiente

Gobierno de Chile

GUÍA METODOLÓGICA

PARA LA ELABORACIÓN DE UN
ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO
Y SOCIAL (AGIES) PARA INSTRUMENTOS
DE GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE



Documento publicado y editado por:
Departamento de Economía Ambiental
Ministerio del Medio Ambiente

En base al trabajo realizado por:
Universidad de Talca.

GUÍA METODOLÓGICA
PARA LA ELABORACIÓN DE UN ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO
Y SOCIAL (AGIES) PARA INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE

Diseño y diagramación:
Brandis Comunicaciones
Edición Digital

Talca, agosto de 2015





GUÍA METODOLÓGICA

PARA LA ELABORACIÓN DE UN
ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO
Y SOCIAL (AGIES) PARA INSTRUMENTOS
DE GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE





Presentación

La contaminación del aire es identificada por la ciudadanía el principal problema ambiental de Chile, principalmente porque cerca de 10 millones de habitantes de nuestro país están expuestos a altas concentraciones de contaminantes atmosféricos.

Para enfrentar este problema, durante los últimos años el Ministerio de Medio Ambiente ha impulsado la implementación de instrumentos de gestión ambiental de calidad del aire, como normas de calidad primaria y planes de descontaminación ambiental, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la población.

A esto se suma, durante la actual administración, un plan estratégico para elaborar 14 planes de descontaminación durante los cuatro años de gobierno, enfocados principalmente en el material particulado fino —el más dañino para la salud— que contamina el aire de las principales ciudades de la zona centro-sur del país.

Los instrumentos de gestión ambiental de calidad del aire deben considerar en su desarrollo un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES), según la Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente y sus Reglamentos. El AGIES constituye una herramienta de análisis para estimar tanto los impactos positivos como negativos de la aplicación de un instrumento de gestión ambiental, siendo importante para el apoyo a la toma de decisiones.

La “Guía Metodológica para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire”, en su segunda versión, pretende entregar los lineamientos del MMA para la evaluación de las políticas públicas medioambientales en calidad del aire.

Así, esta guía contextualiza la regulación ambiental en Chile, la necesidad de un AGIES y su importancia como herramienta para la toma de decisiones. Junto con ello, explica metodológicamente el proceso de desarrollo de un AGIES para un instrumento de gestión de calidad del aire, cómo se presenta el análisis económico, e integra criterios transversales de importancia a considerar en los AGIES, como son la equidad ambiental, perspectiva de género, sensibilidad cultural y cambio climático.

Esperamos que este documento sirva como un marco de referencia metodológico respecto del AGIES, como herramienta para el análisis económico de políticas públicas medioambientales. Asimismo, esperamos que este documento sea de gran apoyo en la labor que tiene el Ministerio del Medio Ambiente en la elaboración de instrumentos de gestión ambiental de calidad del aire.

Pablo Badenier Martínez
Ministro del Medio Ambiente

Equipo de trabajo

Jefe División de Información y Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Rodrigo Pizarro Gariazzo

Jefe Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Sandra Briceño

Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Carla Gallardo
Francisco Donoso
Isabel Rojas
Paulina Schulz

Equipo Universidad de Talca

Arcadio Cerda
Leidy García
Carolina González
Andrés Riquelme
Hugo Salgado
Carolina Toledo
Juan Troncoso

Agradecimientos a colaboradores internacionales

Kerry Smith
Laura Taylor

Tabla de **contenido**

PARTE	1	1.- Introducción	18
		2.- Antecedentes de Regulación Ambiental en Chile	24
		3.- Herramientas para la toma de decisiones y aplicación a un AGIES del medio atmosférico	33
PARTE	2	4.- Definición del alcance del análisis	46
		5.- Estimación de emisiones	58
		6.- Medidas de reducción de emisiones	70
		7.- Estimación de costos	86
		8.- Determinación del cambio en concentraciones	98
		9.- Análisis de beneficios	110
		10.- Transferencia de beneficios	146
		11.- Análisis de criterios transversales	154
		12.- Análisis económico	164
PARTE	3	13.- Bibliografía	174
		14.- Anexos	184
		I. AGIES y Estudios que utilizan ACB realizados en Chile	184
		II. Resumen documento "Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos"	192

Lista de Tablas

Tabla 3-1:	Comparación entre ACB y ACE	35
Tabla 3-2:	Ejemplo de ACB. AGIES del Anteproyecto de revisión de la norma de emisión aplicable a motocicletas (MMA, 2013)	38
Tabla 3-3:	Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB	41
Tabla 4-1:	Preguntas a responder y aspectos a definir	46
Tabla 4-2:	Tipo de contaminantes	48
Tabla 4-3:	Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría	50
Tabla 4-4:	Reducción de depositación de MP ₁₀ según escenario de norma de emisión. Años 2014 y 2020 (ton/año)	52
Tabla 4-5:	Efectos en Salud	53
Tabla 4-6:	Resumen alcance norma termoeléctricas	54
Tabla 4-7:	Resumen alcance PPDA	55
Tabla 5-1:	Factores de variación de FE	61
Tabla 5-2:	Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión	63
Tabla 5-3:	Línea base DICTUC 2009 (ton)	64
Tabla 5-4:	Factores de emisión según norma y capacidad de buses (gr/km)	64
Tabla 5-5:	Tipos de fuentes PPDA	65
Tabla 5-6:	Caracterización de fuentes fijas PPDA	67
Tabla 5-7:	Uso de combustible PPDA	67
Tabla 6-1:	Ventajas y desventajas de las principales medidas	73
Tabla 6-2:	Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA	74
Tabla 6-3:	Medidas PPDA	75
Tabla 6-4:	Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica	76
Tabla 6-5:	Cumplimiento mayores emisores	78
Tabla 6-6:	Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010).	80
Tabla 6-7:	Se pueden apreciar algunas de las medidas evaluadas.	82
Tabla 7-1:	Ajustes a costos privados	87

Tabla 7-2:	Ejemplo - Costos considerados en la realización de un AGIES	89
Tabla 7-3:	Distribución porcentual según tipo de costo y agente social	91
Tabla 7-4:	Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM	92
Tabla 7-5:	Distribución de costos PPDA	94
Tabla 7-6:	Supuestos costos	95
Tabla 8-1:	Modelos fotoquímicos	100
Tabla 8-2:	Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro	107
Tabla 9-1:	Clasificación de los daños producto de la contaminación del aire	111
Tabla 9-2:	Resumen de los costos valorados monetariamente en la literatura	115
Tabla 9-3:	Resumen cambio de incidencia	123
Tabla 9-4:	Ejemplo-Criterios de asignación de las pérdidas en productividad a los diferentes agentes	127
Tabla 9-5:	Valores usados para el Valor Estadístico de la Vida en Análisis Regulatorios de Estados Unidos	128
Tabla 9-6:	Efectos en salud KAS	129
Tabla 9-7:	Funciones dosis respuesta de productividad basada en el índice AOT40 y sus niveles críticos para cultivos agrícolas y hortícolas	136
Tabla 9-8:	Funciones dosis-respuesta para cultivos agrícolas expuestos a SO ₂ y lluvia ácida	138
Tabla 9-9:	Relación dosis-respuesta entre la contaminación del aire con SO ₂ /lluvia ácida y el rendimiento de los cultivos	138
Tabla 9-10:	Valor y producción cultivos	140
Tabla 9-11:	Funciones dosis-respuesta para la valoración de pérdida de materiales	142
Tabla 9-12:	Parámetros en el modelo de valoración de la pérdida de materiales	143
Tabla 12-1:	Valores tasa de descuento	164
Tabla 12-2:	Resultados considerando IC	169
Tabla 12-3:	Resumen indicadores AGIES PPDA	169
Tabla 12-4:	Distribución beneficios	169
Tabla 12-5:	Distribución costos PPDA	171
Tabla 12-6:	Distribución beneficios PPDA	171

Lista de Figura

Figura 3-1:	Nivel óptimo social de contaminación	34
Figura 3-2:	Determinación de Costos y Beneficios en el ACB	36
Figura 3-3:	Esquema de ACB utilizado en la Guía	37
Figura 3-4:	Esquema de los valores de uso y no uso	40
Figura 3-6:	Esquema del Marco Metodológico propuesto	43
Figura 4-1:	Escenarios reducción de concentraciones	54
Figura 5-1:	Herramientas para la estimación de emisiones	59
Figura 5-2:	Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste	62
Figura 5-3:	Evolución norma Euro para NOx y MP de Camiones Diésel	62
Figura 5-4:	Variación NA según antigüedad	63
Figura 5-5:	Línea base emisiones SOx	65
Figura 5-6:	Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007	65
Figura 5-7:	Línea base MP _{2,5} vehículos pesados	66
Figura 6-1:	Distribución de incumplimientos según tipo de falta	78
Figura 7-1:	Distribución porcentual de costos	90
Figura 7-2:	Costo y beneficio según agente económico	91
Figura 8-1:	Modelos atmosféricos	98
Figura 8-2:	Modelo de dispersión	101
Figura 8-3:	Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones	103
Figura 8-4:	Cambio en concentraciones Transantiago	104
Figura 8-5:	Muestra de la composición de componentes elementales para la RM en el año 2005	105
Figura 9-1.	Etapas de cuantificación de impactos en la función daño	112
Figura 9-2:	Efectos cuantificables de la contaminación atmosférica en la salud	113
Figura 9-3:	Principales métodos de valoración	114
Figura 9-4:	Variación Compensatoria	116
Figura 9-5:	Variación Equivalente	116

Figura 9-6:	Etapa de valorización de impactos en la función daño	118
Figura 9-7:	Esquema del método de la función de daño	120
Figura 9-8:	Linearización de cambio de incidencia	122
Figura 9-9:	Función daño agricultura	131
Figura 9-10:	Beneficio social	132
Figura 9-11:	Efecto de reducción en rendimiento de cultivos	133
Figura 9-12:	Efecto de daño a calidad de productos	133
Figura 9-13:	AOT para un día	135
Figura 9-14:	Cambio rendimiento	139
Figura 9-15:	Cambio de rendimiento debido al SO ₂	140
Figura 12-1:	Sensibilidad tasa de descuento	168
Figura 12-2:	Beneficios según medida PPDA RM - Escenarios Bajo y Alto	170

Lista de Ecuaciones

Ecuación 3-1:	Beneficio Neto	33
Ecuación 3-2:	Formulación Matemática Óptimo Social	33
Ecuación 5-1:	Cálculo de Emisión	60
Ecuación 5-2:	Eficiencia en reducciones	61
Ecuación 5-3:	Emisión de fuentes fijas PPDA	67
Ecuación 6-1:	Factor de Emisión con Medida de Abatimiento	76
Ecuación 6-2:	Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible	77
Ecuación 6-3:	FE con norma de emisión	79
Ecuación 6-4:	Cambio en emisiones norma termoeléctricas	81
Ecuación 6-5:	Factor de emisión Bus Euro III/EPA2007 con filtro	82
Ecuación 7-1:	Pago anual de una inversión	88

Ecuación 7-2:	Costo Oportunidad	88
Ecuación 7-3:	Costo alternativo de viaje	95
Ecuación 7-4:	Costos operación vehículo con restricción	95
Ecuación 8-1:	Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones	102
Ecuación 8-2:	FEC PPDA	105
Ecuación 9-1:	Tasa de incidencia base	122
Ecuación 9-2:	Cambio de incidencia en efectos	122
Ecuación 9-3:	Linearización de cambio de incidencia	122
Ecuación 9-4:	Exposición aguda	123
Ecuación 9-5:	Efectos anuales	123
Ecuación 9-6:	Transferencia DAP	124
Ecuación 9-7:	Proyección valorización de efectos	124
Ecuación 9-8:	Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita	124
Ecuación 9-9:	Cálculo del beneficio de un efecto determinado para un año específico dentro del periodo de análisis.	124
Ecuación 9-10:	Agregación de beneficios	125
Ecuación 9-11:	Beneficios unitarios salud	125
Ecuación 9-12:	Beneficio resultante	125
Ecuación 9-13:	Efectos en exceso KAS	129
Ecuación 9-14:	Función exposición-respuesta	135
Ecuación 9-15:	Porcentaje de cambio en rendimiento	136
Ecuación 9-16:	Producción con medida	137
Ecuación 9-17:	Beneficio en producción ozono	137
Ecuación 9-18:	Cambio en producción	139
Ecuación 9-19:	Producción en escenario con medida	139

Ecuación 9-20:	Beneficio social agricultura	139
Ecuación 9-21	Función dosis-respuesta SO ₂ MG	140
Ecuación 12-1:	Agregación beneficio social	166
Ecuación 12-2:	Costo-efectividad concentraciones	167
Ecuación 12-3:	Costo-efectividad emisiones	167
Ecuación 12-4:	Razón beneficio-costos	167
Ecuación 12-5:	Beneficio social neto	167

Acrónimos y Abreviaturas

Instituciones

CATC	Centro de Tecnología del Aire Limpio (siglas en inglés).
CONAMA	Comisión Nacional del Medio Ambiente.
DICTUC	Dirección de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Pontificia Universidad Católica de Chile.
EPA	Environmental Protection Agency.
FONASA	Fondo Nacional de Salud.
ISAPRE	Institución de Salud Previsional.
INE	Instituto Nacional de Estadísticas.
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change.
LRTRAP	Long-range Transboundary Air Pollution
MACAM	Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de la Región Metropolitana.
MDS	Ministerio de Desarrollo Social.
MINSEGPRES	Ministerio Secretaría General de la Presidencia.

NCAR	National Center for Atmospheric Research.
OECD	Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo.
OMS	Organización Mundial de la Salud.
SEIA	Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.
SERNAC	Servicio Nacional del Consumidor.
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe Convention

Programas y Estudios

EOTCP	European Open Top Chamber Program.
NCLAN	National Crop Loss Assessment Network..
MODEM	Modelo de Emisiones Vehiculares.
MODEC	Modelo Económico-Ambiental de Planes de Desarrollo del Sistema de Transporte Urbano.
UNECE LRTRAP	United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Monedas

CLP	Pesos de Chile.
EUR	Euros.
MUSD	Millones de Dólares Americanos.
USD	Dólares Americanos.

Países

EE.UU.	Estados Unidos de América.
UE	Unión Europea.

Efectos a la Salud

ASTH	Asma, por sus siglas en inglés Asthma
BRO	Bronquitis Aguda
CHD	Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Congestive Heart Disease.
CHF	Falla Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Congestive Heart Failure.
CLD	Enfermedad Respiratoria Crónica, por sus siglas en inglés Congestive Lung Disease
COPD	Enfermedad Respiratoria Crónica, por sus siglas en inglés Chronic Obstructive Pulmonary Disease.
CPM	Enfermedades cardiopulmonares
CVD	Enfermedad Cardiovascular, por sus siglas en inglés Cardiovascular Disease.

DYS	Disrritmia, por sus siglas en inglés Dysrhythmia.
EA	Exacerbación del Asma
ERV	Visitas Salas Emergencia, por sus siglas en inglés Emergency Room Visit
HA	Admisiones Hospitalarias.
IHD	Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Isquemic Heart Disease.
LRI	Infección Respiratoria Aguda, por sus siglas en inglés Lower Respiratory-TractInfection.
MRAD	Días con Actividad Restringida Leve, por sus siglas en inglés Minor Restricted Activity Days
PNEU	Pneumonía
RAD	Días con Actividad Restringida, por sus siglas en inglés Restricted Activity Days
RSP	Enfermedades Respiratorias
RTI	Infeccion Tracto-Respiratoria, por sus siglas en inglés Respiratory TrackInfection.
SLD	Días de Colegio Perdidos, por sus siglas en inglés School Lost Days
TIA	Ataque Isquémico Transiente, por sus siglas en inglés TransientIsquemic Attack.
WLD	Días Laborales Perdidos, por sus siglas en inglés Work Lost Days

Abreviaturas

ACB	Análisis Costo Beneficio.
ACE	Análisis Costo Efectividad.
AGIES	Análisis General del Impacto Económico y Social.
BS	Beneficio Social.
BSN	Beneficio Social Neto.
COI	Costo de Tratamiento Médico, por sus siglas en inglés Cost of illness.
CYC	Comando y Control.
DAP	Disposición a Pagar.
EC	Excedente del Consumidor.
EP	Excedente del Productor.
EIS	Evaluación de Impacto en la Salud.
FE	Factores de Emisión.
FEC F	actores Emisión-Concentración.
GEI	Gases de Efecto Invernadero.
IPC	Ingreso Per Cápita.
NACT	Nivel de Actividad.
PDA	Plan de Descontaminación Ambiental.
PPA	Plan de Prevención Ambiental.
PPDA	Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental.

PYMES	Pequeñas y Medianas Empresas.
RE	Eficiencia del convertidor catalítico en cuanto a reducción de emisiones.
RT	Revisión Técnica.
RV	Restricción Vehicular.
SIC	Sistema Interconectado Central.
SING	Sistema Interconectado del Norte Grande.
TIR	Tasa Interna de Retorno.
VAN	Valor Actual Neto.
VET	Valor Económico Total.
WTP	Disposición a Pagar, por sus siglas en inglés Willingness to Pay.



1. Introducción

En el contexto del impacto que las actividades económicas generan sobre el medioambiente, la intervención del Estado se hace necesaria. En materia de contaminación esta intervención se realiza a través de instrumentos de gestión ambiental, tales como normas de emisión y calidad ambiental, así como planes de prevención y descontaminación, entre otros. El objetivo de estas intervenciones del Estado es lograr resultados cercanos al nivel óptimo social de emisión o de contaminación, considerando necesidades medioambientales, económicas y sociales. De este modo, contribuyen a alcanzar el *desarrollo sustentable*, el cual implica la satisfacción de necesidades de carácter económico, ecológico y social, considerando tanto las generaciones actuales como las futuras¹.

Como se puede apreciar en la Figura 1-1, el diagrama de sustentabilidad muestra tres círculos que representan los principales ejes a considerar en el análisis de este concepto –eje económico, eje ecológico y eje social–. En las intersecciones de los círculos se ve el grado de acercamiento al desarrollo sustentable de la sociedad en cuestión, el cual sólo se alcanza en la intersección de los tres ejes.

Figura 1-1: Diagrama de sustentabilidad



¹ "Desarrollo sustentable: el proceso de mejoramiento sostenido y equitativo de la calidad de vida de las personas, fundado en medidas apropiadas de conservación y protección del medio ambiente, de manera de no comprometer las expectativas de las generaciones futuras". (Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, art. 2, letra g).



Considerando el desarrollo sustentable surge la necesidad de determinar la forma en que la intervención del Estado, mediante instrumentos de gestión ambiental, afecta a los ámbitos económico y social.

La Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente dictamina que se deberá contemplar un análisis económico como parte del procedimiento de elaboración de normas de calidad ambiental y de emisión, así como de planes de prevención y de descontaminación, cuyo detalle fue regulado en los respectivos reglamentos (D.S. N° 38/2012 y D.S. N° 39/2012). De esta forma surge el Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES), herramienta que permite entregar información técnico-económica para la toma de decisiones sobre medidas de descontaminación ambiental, enfocada en el Análisis Costo Beneficio (ACB) pero no limitado a él.

Los AGIES poseen múltiples dimensiones. Por un lado, son herramientas valiosas para la toma de decisiones de política pública medioambiental, ayudando a determinar la intensidad requerida de regulación para lograr objetivos ambientales; por otro lado, otorgan la posibilidad de diseñar y generar instrumentos de mercado para modificar, de manera más apacible y beneficiosa socialmente, el comportamiento de los agentes económicos.

Si se considera, tal como lo hacen Ashford y Caldart (2008), que los recursos naturales, servicios y calidad de vida provistos por el medioambiente poseen un valor económico, estudiar esta valoración puede contribuir a la evaluación y

priorización de distintas alternativas que permitan mejorar la calidad del medioambiente en el cual están insertos los habitantes del país. Tanto la evaluación como la priorización de alternativas pueden realizarse dentro de una categoría de problema medioambiental (como por ejemplo la reducción de la contaminación atmosférica desde variadas fuentes), o entre distintas categorías (contaminación atmosférica, hídrica y residuos tóxicos).

En la misma lógica Arrow et al (1996) señala que el análisis costo beneficio (ACB) puede ser una herramienta muy importante en el diseño de la regulación medioambiental. Sin embargo, la decisión final no debería estar estrictamente definida por su resultado, ya que pueden existir otro tipo de factores que escapan de un ACB, los cuales no obstante deben ser considerados en la decisión final. Una de las razones más típicas del porqué algunos factores no son considerados es debido a la dificultad de valorizar correctamente la totalidad de los beneficios como a los costos sociales de la implementación de la regulación. Otros, en cambio, son excluidos por su propia naturaleza, ya que se entiende que son consideraciones de índole no económica, tales como los efectos de la normativa en relación a la equidad, ya sea dentro de una misma generación o entre generaciones.

Debido a la importancia y dinamismo del AGIES se hizo necesario actualizar la presente guía. En su versión actualizada, la Guía tiene como objeto entregar lineamientos para la correcta elaboración de AGIES, específicamente en los casos aplicados a instrumentos de gestión de calidad del aire.

Con el fin de que se pueda contar con información adicional para la adecuada toma de decisiones basada en consideraciones de índole social, que el Ministerio del Medio Ambiente ha estado trabajando en la incorporación de nuevos aspectos a ser incluidos en los AGIES, denominados Criterios Transversales: equidad ambiental, perspectiva de género, sensibilidad cultural y cambio climático. La consideración de estos criterios transversales tiene por objetivo ampliar la dimensión social del AGIES, de manera tal que a los resultados del ACB, de naturaleza económica, les sea adicionado un análisis de los efectos que el instrumento de gestión ambiental en cuestión genera sobre estos cuatro temas.

El análisis o revisión del instrumento de gestión ambiental bajo el prisma de los criterios transversales es diferente y posterior al resultado del ACB, y su incorporación al AGIES tendrá diferentes modalidades según el criterio. Así por ejemplo, para el análisis del impacto del instrumento en materia de equidad ambiental se sugiere hacer un análisis de vulnerabilidad de los grupos afectados que hayan sido identificados, para luego determinar el impacto de costos y beneficios en ellos, tratando de determinar cuán afectados son los grupos que hayan resultado ser los más vulnerables. Si éstos resultaran ser los que deban soportar los mayores costos de la política a implementar, se recomienda el establecimiento de medidas de mitigación a fin de corregir la situación. En esta Guía actualizada se destina un capítulo a la revisión de los conceptos de cada uno de los cuatro criterios transversales y la forma en que se sugiere su incorporación a los AGIES (Capítulo 11).

Otra nueva consideración en la actualización de la Guía Metodológica para la Elaboración de AGIES es la inclusión de un capítulo destinado a la metodología de Transferencia de Beneficios. Esta metodología es cada vez más utilizada en el ACB debido a que permite satisfacer de manera rápida y efectiva las necesidades de la evaluación económica de políticas públicas, ya que implica utilizar información de estudios de valoración realizados en el pasado en otros contextos (Capítulo 10). En este capítulo se revisa la evolución de esta metodología, sus modalidades principales, los estudios base que se han utilizado en la elaboración de los AGIES y la forma en que se sugiere implementar la transferencia de beneficios de manera de minimizar los errores en la transferencia de valores.

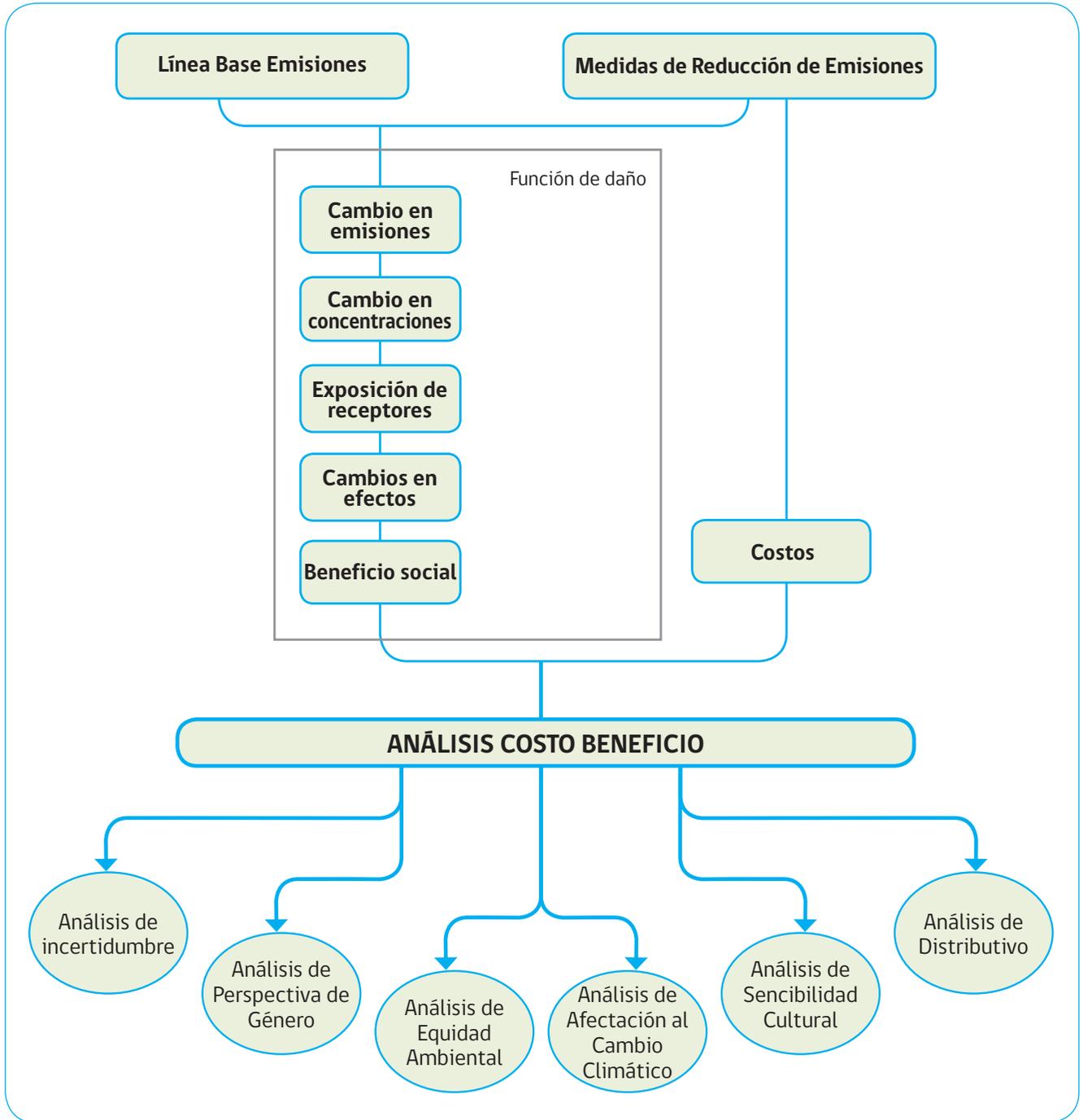
Como se mencionaba anteriormente, este documento tiene como objetivo servir de guía para quienes realicen el AGIES de un instrumento de gestión de calidad del aire, es decir, el anteproyecto de una norma o plan, presentando las distintas alternativas metodológicas y las opciones que se han utilizado en el contexto nacional e internacional para estos fines. Sin embargo, la guía actualizada es también de gran utilidad para introducir a la metodología del ACB a funcionarios públicos, agentes regulados y ciudadanía en general, de manera tal que todos aquellos que estén sujetos a la regulación ambiental puedan conocer mejor los criterios bajo los cuales se realiza la evaluación de impacto económico y social.

El presente documento se divide en tres secciones. La primera de ellas busca contextualizar el proceso de toma de decisiones; para ello da cuenta de los principales antecedentes de la regulación ambiental en Chile, junto con presentar, desde un punto de vista teórico, los problemas de la contaminación atmosférica y de la toma de decisiones, entregando una revisión de los métodos existentes para generar información relevante, entre ellos, Análisis Costo Beneficio y Análisis Costo Efectividad (Capítulos 2 y 3).

La segunda parte (Capítulos 4 a 12), presenta una descripción general de la metodología para la elaboración de AGIES con el método ACB, en ella se plantea una contextualización y descripción de todas las etapas que se deben realizar para la completa y correcta elaboración de AGIES. Para cada una de ellas se indica la metodología específica a seguir, mostrando al comienzo un cuadro que lista los pasos que se deben completar. Es necesario que quien realice el análisis se asegure de chequear que todos los pasos hayan sido desarrollados correctamente. Al final de cada capítulo se expone un caso, basados en estudios anteriores realizados en Chile y que utilizaron ACB, para analizar cómo se abordó en él la etapa en estudio.

En el siguiente diagrama (Figura 1-2) se puede apreciar la metodología propuesta en esta segunda parte de la Guía Metodológica Actualizada, en que se combinan la metodología de la función de daño, el ACB y los análisis adicionales. Estos últimos comprenden los análisis de los cuatro criterios transversales, análisis de riesgo y análisis de incertidumbre.

Figura 1-2: Metodología propuesta para AGIES de regulaciones de calidad del aire



Fuente: Elaboración propia.

Por último, se entrega un capítulo de anexos, en el cual se puede encontrar información sobre el contexto específico en que se realizaron los AGIES en Chile y un resumen del documento

sobre precios sociales para la evaluación de proyectos, entre otros antecedentes que complementan la información de quienes deben realizar el análisis y del público en general.







2. Antecedentes de Regulación Ambiental en Chile

En este capítulo se revisarán los instrumentos de gestión ambiental que requieren de la elaboración de un AGIES en nuestro país, así como el origen de la obligación legal de realizar dicho análisis en la etapa de anteproyecto de ciertas regulaciones ambientales, haciendo la debida vinculación con los reglamentos en que se dicta su elaboración.

Por último, se presenta una Tabla resumen con las normas y planes relativos a temas atmosféricos dictados entre 1995 y 2014, con indicación de los AGIES respectivos.

2.1 Instrumentos de Gestión Ambiental

Según el Sistema Nacional de Información Ambiental, la institucionalidad ambiental del país posee diferentes mecanismos para lograr sus objetivos. Dentro de estos se encuentran las normas de emisión, normas de calidad, sistemas de evaluación de impacto ambiental, planes de prevención y descontaminación, participación ambiental ciudadana, fondo de protección ambiental y de educación ambiental. No obstante, en el contexto de este documento, los instrumentos de gestión ambiental de interés corresponden a las normas de emisión y de calidad y a los planes de prevención y descontaminación.

Las normas de emisión establecen límites a la cantidad de contaminantes emitidos al aire, o al agua, producidos por instalaciones industriales o fuentes emisoras en general. El propósito de estas normas puede ser la prevención de la contaminación o de sus efectos, o bien ser un medio para restablecer los niveles de calidad del aire o del agua cuando estos han sido sobrepasados. Su aplicación puede ser a nivel nacional o local dependiendo del objetivo de protección que tenga la norma (Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, 1994, art. 2, letra o) y art. 40).

En el caso de las normas de calidad, éstas se dividen en dos tipos: primarias y secundarias. Las de calidad primaria tienen como objetivo proteger la salud de la población y se aplican en todo el país por igual. En tanto, las secundarias permiten proteger recursos naturales u otros, tales como cultivos, ecosistemas, especies de flora o fauna, monumentos nacionales o sitios con valor arqueológico.

Los planes de descontaminación tienen por finalidad recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental de una zona saturada¹. Por su parte, los planes de prevención tienen por finalidad evitar la superación de una o más normas de calidad ambiental primaria o secundaria en una zona latente².

¹ Una zona saturada es aquella en que una o más normas de calidad ambiental se encuentran sobrepasadas.

² Una zona latente es aquella en que la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo, se sitúa entre el 80% y el 100% de la respectiva norma de calidad ambiental.



2.2 Normativa – Necesidad Legal de realizar un AGIES

La Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente introdujo formalmente el análisis económico en los procesos de elaboración de ciertas regulaciones ambientales en Chile. Particularmente, en los artículos 32, 40 y 44 se establece el procedimiento que debe seguir para la dictación de una norma de calidad, una norma de emisión y planes de prevención y descontaminación respectivamente, el cual incluye dentro de sus etapas un análisis técnico y económico (Ley N° 19.300, 1994).

El detalle de dicho análisis queda entregado a los respectivos reglamentos para la dictación de normas y de planes. Los reglamentos que norman esta materia y que están actualmente vigentes son el Reglamento para la dictación de normas de calidad ambiental y de emisión, contenido en el DS 38 del 2012 del Ministerio del Medio Ambiente (D. Of. 22/07/2013); y el Reglamento para la dictación de planes de prevención y de descontaminación, del DS 39 del 2012 del Ministerio del Medio Ambiente (D. Of. 22/07/2013).

Si bien ambos Reglamentos difieren en la redacción de la norma relativa al Análisis General del Impacto Económico

y Social (AGIES) exigido como parte del procedimiento de dictación de normas y planes, en los dos se puede apreciar que la idea subyacente es la evaluación de los costos y beneficios que traigan aparejados los anteproyectos de normas y planes analizados y que afecten a los distintos agentes involucrados. Dichos agentes son: la población, ecosistema o especie beneficiados; los titulares de las fuentes o actividades reguladas, y el Estado en su rol fiscalizador³.

Es importante mencionar que el reglamento que obliga a la elaboración de un AGIES no establece ningún criterio normativo con respecto a los resultados que éste entregue. Es decir, se requiere de su elaboración como una herramienta que apoye la toma de decisiones pero no existe un criterio normativo que implique que los beneficios sociales deben ser mayores a los costos sociales para su aprobación.

En la tabla 2-1 muestra las regulaciones relacionadas con la calidad del aire dictadas en Chile desde 1995 y hasta 2014, incluyendo normas de calidad, normas de emisión, PPDA y PDA, así como información con respecto a los AGIES realizados en cada una de ellas.

³ DS 38/2012, art 15; y DS 39/2012, art. 9.

Tabla 2-1: AGIES de normas y planes de aire, elaborados en Chile disponibles, 1995-2014.

Tipo de Norma	Título de la norma o plan	Norma legal original	Alcance metodológico del AGIES	Títulos de los AGIES
Calidad	Establece norma de calidad primaria para material particulado respirable MP10, en especial de los valores que definen situaciones de emergencia y deroga decreto N° 59, de 1998, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia	DS 20/2013 MMA; D. Of. 16/12/2013	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado incluyendo Salud, Materiales (solo RM) y Visibilidad (solo RM) Tipo: Análisis Costo Beneficio	MMA (2012). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Calidad Primaria de MP 10. Marzo de 2012.
	Establece norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable MP2,5	DS 12/2011 MMA; D. Of. 09/05/2011	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado incluyendo Salud, Materiales (solo RM) y Visibilidad (solo RM) Tipo: Análisis Costo Beneficio	DICTUC (2010). Análisis General del Impacto Económico y Social de la norma de MP2,5. Estudio realizado para ex-CONAMA
	Establece norma de calidad primaria de aire para ozono (O3)	DS 112/2002 SEGPRES; D. Of. 06/03/2003	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2000). Análisis general del impacto económico y social de las normas de calidad primaria de aire de partículas totales en suspensión (PTS), ozono (O3), anhídrido sulfuroso (SO2), monóxido de carbono (CO) y dióxido de nitrógeno (NO2)
	Establece norma de calidad primaria de aire para dióxido de azufre (SO2)	DS 113/2002 SEGPRES; D. Of. 06/03/2003		
	Establece norma de calidad primaria de aire para dióxido de nitrógeno (NO2)	DS 114/2002 SEGPRES; D. Of. 06/03/2003		
	Establece norma de calidad primaria de aire para monóxido de carbono (CO)	DS 115/2002 SEGPRES; D. Of. 10/09/2002		
	Establece norma de calidad primaria para plomo en el aire	DS 136/2000 SEGPRES; D. Of. 06/01/2001	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire
Emisión	Establece norma de emisión para fundiciones de cobre y fuentes emisoras de arsénico	DS 28/2013 MMA D. Of. 12/12/2013	Costos: Valorizados Beneficios: Salud está valorizado. Se identificaron: Se identificaron: visibilidad, materiales, agricultura, biodiversidad, imagen país y depósito de contaminantes. Tipo: Análisis Costo Beneficio	MMA (2012). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Emisión para fundiciones de cobre y fuentes emisoras de arsénico.

Tipo de Norma	Título de la norma o plan	Norma legal original	Alcance metodológico del AGIES	Títulos de los AGIES
	Establece normas de emisión de monóxido de carbono (CO), hidrocarburos totales (HCT), hidrocarburos no metánicos (HCNM), metano (CH4), óxidos de nitrógeno (NOx) y material particulado (MP) para motores de buses de locomoción colectiva de la ciudad de Santiago (Modificación DS 42/2009, MTT; D. Of. 24/07/2009)	DS 130/2001 MTT D. Of. 13/03/2002	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud, Materiales, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio	DICTUC (2009). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago. Informe encargado por ex-CONAMA RM
	Establece norma de emisión para centrales termoeléctricas	DS 13/2011 MMA; D. Of 23/06/2011	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud), Cuantificado (Recursos Naturales), Identificado (Materiales y Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio con ítems valorizados.	- Medio Ambiente Gestión y Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas - KAS Ingeniería and GeoAire (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Informe elaborado para ex-CONAMA
	Establece norma de emisión de material particulado, para los artefactos que combustionen o puedan combustionar leña y pellet de madera	DS 39/2011 MMA D. Of. 30/07/2012	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Análisis Costo Beneficio	Ambiente Consultores (2007). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Artefactos de Uso Residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa. Informe encargado por ex-CONAMA
	Establece normas de emisión aplicables a vehículos motorizados pesados que indica (Modificación DS 4 de 2012, MMA; D. Of. 16/05/2012)	DS 55/1994 MMA D. Of. 16/04/1994	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Análisis Costo Beneficio	MMA (2012). Análisis General del Impacto Económico y Social de la Aplicación de Nuevas Normas de Emisión para Vehículos Pesados a Nivel Nacional
	Establece norma de emisión para incineración y coincineración	DS 45/2007 SEGPRES D. Of. 05/10/2007	Costos: valorizados (de inversión, operacionales y de monitoreo) Beneficios: Se valorizan salud y ahorro de energía. Se identifican impactos en materiales y agricultura. Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2001). Análisis general de impacto económico y social de anteproyecto de norma de emisión para la incineración y coincineración de residuos
	Establece norma de emisión para motocicletas	DS 104/2000 MTT D. Of. 15/09/2000	Costos: Valorizado; Beneficios: Valorizados (Salud, Ruido, Congestión); Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Motocicletas

Tipo de Norma	Título de la norma o plan	Norma legal original	Alcance metodológico del AGIES	Títulos de los AGIES
Emisión			Costos: Valorizados Beneficios: Se valorizan los relativos a salud, reducción de GEI, y ahorro de combustibles. Análisis Costo Beneficio	MMA (2013). Análisis General del Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Revisión de la Norma de Emisión aplicable a Motocicletas
	Establece norma de emisión de hidrocarburos no metánicos para vehículos livianos y medianos	DS 103/2000 MTT; D. Of. 15/09/2000	Tipo: Valorizado Beneficios: Identificados (Salud, Materiales, Agricultura, Visibilidad) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios	CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Vehículos Livianos y Medianos. Estudio realizado para ex-CONAMA
	Establece norma de emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire	DS 165/1999 SEGPRES; D. Of. 02/06/1999	Costos: Valorizados Beneficios: Cuantificados (Salud) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios	CONAMA (1998). Análisis General de Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Emisión para la Regulación de Contaminante Arsénico Emitido al Aire
PDA / PPDA	Establece plan de descontaminación atmosférica para la localidad de Andacollo y sectores aledaños	DS 59/2014 MMA; D. Of. 26/12/2014	Costos: Valorizados Beneficios: Cuantificados como reducción de riesgos para la salud (no valorizados) Tipo: Análisis Costo Efectividad	MMA (2013): Minuta antecedentes plan de descontaminación atmosférico para la localidad de Andacollo y sectores aledaños
	Establece plan de descontaminación atmosférica para el valle central de la Región del Libertador Bernardo O'Higgins	DS 15/2013 MMA; D. Of. 05/08/2013	Costos: Valorizados Beneficios: Se valoriza salud. Se identifican visibilidad, corrosión de materiales, productividad agrícola y efectos en ecosistemas, entre otros. Tipo: Análisis Costo Beneficio	MMA (2012): Análisis general de impacto económico y social del plan de descontaminación del valle central de la Región del Libertador Bernardo O'Higgins
	Establece plan de descontaminación atmosférico para la ciudad de Tocopilla y su zona circundante	DS 70/2010 SEGPRES; D. Of. 12/10/2010	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud), Identificados (materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) Tipo: Análisis Costo Beneficio	DSS (2008). Análisis General de Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférico para la Zona Circundante a la Ciudad de Tocopilla. Estudio realizado para ex-CONAMA
	Revisa, reformula y actualiza plan de prevención y descontaminación atmosférica para la región metropolitana (PPDA)	DS 66/2010 MMA; D. Of. 16/04/2010	Costos: Valorizados Beneficios: Se valorizan los relativos a la salud, la visibilidad y los materiales. Tipo: Análisis Costo Beneficio	DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe encargado por ex-CONAMA RM. Santiago, Chile.

Tipo de Norma	Título de la norma o plan	Norma legal original	Alcance metodológico del AGIES	Títulos de los AGIES
PDA / PPDA			Costos: Valorizados Beneficios: Se valorizan los relativos a la salud. Tipo: Análisis Costo Beneficio	Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (MP10) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para ex-CONAMA RM
	Establece plan de prevención y descontaminación atmosférica para la Región Metropolitana	DS 16/1998, SEGPRES; D. Of. 6/6/1998	Costos: Valorizados Beneficios: Se valorizan salud, materiales, agricultura y reducción de episodios críticos. Se identifican impactos positivos en visibilidad, ahorro de combustible y en tiempo de viaje, entre otros. Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (1997). Análisis general del impacto económico y social del plan de prevención y descontaminación atmosférica de la Región Metropolitana
	Establece plan de descontaminación atmosférica de Temuco y Padre Las Casas	DS 78/2009 SEGPRES; D. Of 3/6/2010	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio	CENMA (2007). Análisis General del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférica de Temuco y Padre las Casas. Estudio realizado para ex-CONAMA IX Región
	Modifica Plan de descontaminación para las localidades de María Elena y Pedro de Valdivia	DS 37/2004 SEGPRES; D. Of 13/03/2004	Costos: Se identifican salud y mayor costo de instalación para empresas entrantes. No hay valorizaciones. Beneficios: Se identifican la mantención de puestos de trabajo, la reducción de producción y pérdidas de utilidad evitadas y que la empresa pase a un estado de cumplimiento de la norma. No hay beneficios valorizados. Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2001). Análisis general de impacto económico y social anteproyecto de reformulación del plan de descontaminación para la localidad de María Elena y Pedro de Valdivia
	Establece nuevo plan de descontaminación para la zona circundante a la Fundición Chuquicamata de la División Chuquicamata de CODELCO Chile	DS 206/2000 SEGPRES; D. Of 4/10/2001	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Chuquicamata de la División Chuquicamata de CODELCO Chile.

Tipo de Norma	Título de la norma o plan	Norma legal original	Alcance metodológico del AGIES	Títulos de los AGIES
	Establece plan de descontaminación para la zona circundante a la Fundición de Potrerillos de la División Salvador de CODELCO Chile	DS 179/1999 SEGPRES; D. Of. 14/06/1999	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio	CONAMA (1998). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición oterrillos de la División P Salvador de CODELCO Chile
	Establece plan de descontaminación para el área circundante a la Fundición Caletones de la División El Teniente de CODELCO Chile	DS 81/1998 SEGPRES; D. Of. 03/06/1998	Costos: Valorizados Beneficios: Se valorizan los de salud y mayores ingresos para la empresa por operación del plan. Se identifican impactos positivos en agricultura, ganadería, recursos forestales, corrosión de materiales y turismo, entre otros.	CONAMA (1996). Análisis general del impacto económico y social plan de descontaminación para el área circundante a la Fundición de Caletones de la División El Teniente de CODELCO Chile.

Fuente: Elaboración propia con base en Guía Metodológica AGIES 2013.



3

Herramientas para la toma de decisiones y aplicación a un AGIES del medio atmosférico

Este capítulo explica en primer lugar, conceptos teóricos de economía para posteriormente revisar criterios para la toma de decisiones de políticas públicas. Dentro de estos criterios, la revisión se centrará en el Análisis Costo-Beneficio (ACB), repasando conceptos, relaciones con otros tipos de Análisis, características, principales fortalezas y debilidades, así como las que pueden considerarse buenas prácticas en la elaboración de un ACB.

3.1 Medición del bienestar a través de los beneficios y costos sociales

La Economía del Bienestar analiza la forma en que las personas y sociedades pueden satisfacer sus necesidades a través del uso de los recursos que tienen disponibles. En este contexto, es clave comprender que existe una cantidad limitada de recursos para cubrir necesidades múltiples. Estos elementos llevan al concepto de escasez, donde los recursos disponibles no son suficientes para cubrir todos los requerimientos sociales, razón por la cual se requiere asignar los recursos y decidir a qué fines destinarlos. En este proceso existen diversas formas y criterios para decidir la asignación de estos recursos. Entre ellos se encuentra el análisis de bienestar donde se consideran tanto el valor de las necesidades satisfechas (beneficios) como el valor de los recursos utilizados (costos).

El mercado es el mecanismo más utilizado para la conducción de las actividades económicas ya que permite una forma descentralizada de decidir sobre la asignación de recursos.

Entendemos por mercado una red de interacciones sociales donde consumidores y productores realizan transacciones y deciden la asignación de sus recursos al consumo y producción de bienes y servicios. En este proceso, los precios de transacción permiten obtener información sobre la valoración individual de los compradores y los costos de producción de los vendedores. El funcionamiento ideal del mercado corresponde a un mercado en "competencia perfecta". Este modelo asume que ningún individuo puede influir en los precios y que toda la información relevante está disponible. Bajo estos supuestos, y en ausencia de las denominadas "fallas de mercado", el modelo sugiere que el mercado permite una asignación eficiente de los recursos, es decir, que se destinarán los recursos de la economía a aquellos fines que entreguen el mayor valor, no siendo posible mejorar el bienestar de ningún individuo sin tener que afectar negativamente a otro (eficiencia en el sentido de Pareto).

Sin embargo, este resultado no se mantiene bajo las denominadas "fallas de mercado". Entre las fallas más importantes se encuentran la presencia de externalidades y la existencia de bienes públicos.

Las externalidades son particularmente relevantes en la regulación ambiental. Estas situaciones surgen cuando las acciones de un agente imponen costos o beneficios en otros, pero no son incorporados en las transacciones de mercado. El clásico ejemplo de esta situación es, de hecho, la contaminación ambiental.

A modo de ejemplo, se puede considerar la actividad de una fábrica que como subproducto emite contaminantes al aire por la presencia de una caldera industrial, la cual se encuentra cercana a una comunidad. En este caso, los habitantes reciben un efecto negativo de la empresa (la contaminación) sin recibir compensación alguna por la empresa dueña de la fábrica. Por ende, los costos asociados a la contaminación no se ven reflejados en las transacciones de mercado y surge una externalidad. En este ejemplo la fábrica sin regulación puede disponer del aire como un recurso sin costo, incluso cuando las decisiones productivas de la empresa imponen un costo social en la comunidad cercana. Como consecuencia, la empresa encontrará rentable contaminar el aire más allá del **óptimo social**.

El **óptimo social** se encuentra definido por la maximización del beneficio neto (Ecuación 3-1), es decir, la diferencia entre los beneficios y costos totales de la sociedad que dependen de la cantidad de emisiones descargadas al medio ambiente. La contaminación más allá del punto óptimo social se debe a que los privados consideran en sus decisiones sólo sus propios costos y beneficios, sin considerar el efecto que generan sobre otros individuos.

Ecuación 3-1: Beneficio Neto

$$\text{Beneficio Neto}(E) = \text{Beneficio Total}(E) - \text{Costo Total}(E)$$

Bajo ciertos supuestos matemáticos, es posible maximizar el beneficio neto aplicando la condición:

$$\frac{(\partial \text{Beneficio Neto}(E))}{\partial E} = 0$$

Lo anterior implica que el beneficio marginal sea igual al costo marginal, tal como lo muestra la siguiente ecuación.

Ecuación 3-2: Formulación Matemática Óptimo Social

$$\frac{(\partial \text{Beneficio Total}(E))}{\partial E} = \frac{(\partial \text{Costo Total}(E))}{\partial E} \Rightarrow \text{BMg}(E) = \text{CMg}(E)$$

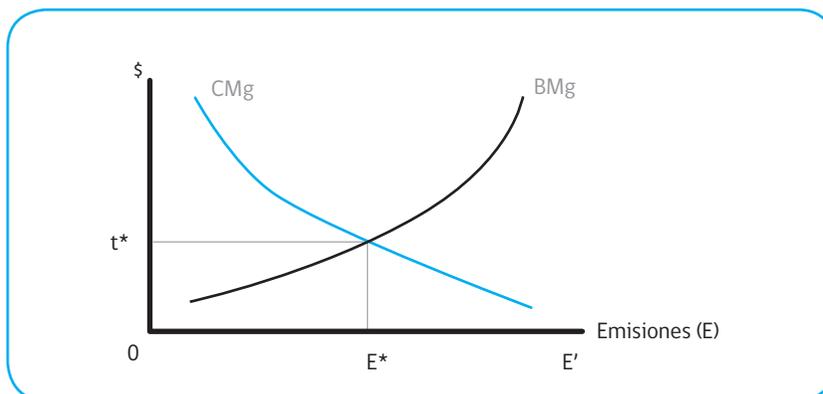
Esto último se ilustra en la Figura 3-1. En este ejemplo, el eje horizontal muestra la cantidad de emisiones contaminantes descargadas por la fábrica (E). Un movimiento desde la derecha a la izquierda indica una reducción de la contaminación (se produce abatimiento).

La curva CMg (roja), representa el costo marginal en que incurriría la empresa si debiera reducir su contaminación dado el nivel de emisiones actuales (E). De esta forma, mientras mayor es el nivel de contaminación, menor es el costo de reducir las emisiones (es más fácil y barato reducir las emisiones cuando la contaminación es alta, es más caro reducir la contaminación cuando el nivel de contaminación es bajo). Esto se debe a que la empresa debería utilizar primero sus alternativas de abatimiento menos costosas,

para luego avanzar hacia las que imponen un mayor costo. La curva *BMg* (negra), representa el costo social externo (también llamado daño marginal) a la empresa a causa de la contaminación, lo que equivale al beneficio social marginal

del abatimiento de emisiones. A diferencia del caso anterior, el *BMg* de reducir la contaminación es mayor en cuanto más altos son los niveles de emisiones a los que la población está expuesta.

Figura 3-1: Nivel óptimo social de contaminación



Fuente: MMA (2013).

El nivel óptimo social de contaminación corresponde al punto E^* , donde el beneficio obtenido por el abatimiento de una unidad adicional de descarga es igual al costo marginal de reducirla (t^*). Sin embargo, en un contexto desregulado, la empresa escogerá descargar cantidades cercanas al punto E' , en exceso del óptimo social. Esto ocurre debido a que el costo marginal del daño generado por la contaminación es cero para la empresa, por lo tanto no será rentable incurrir en costos para reducir su descarga.

Es precisamente en este contexto y a fin de lograr niveles de emisiones cercanos al óptimo social, que se hace necesaria la regulación estatal a través de los instrumentos de gestión ambiental disponibles, por ejemplo, normas de calidad, normas de emisión y planes de prevención y descontaminación.

3.2 Diversos Enfoques de Evaluación

Si bien existen diferentes criterios para la toma de decisiones, en busca de cumplir con la teoría del bienestar social y en forma genérica, éstos se agrupan principalmente en cuatro grandes categorías basadas en: la utilidad, los derechos, las tecnologías y criterios híbridos (Morgan y Henrion, 1990). Debido al tipo de decisión y los objetivos a los que se refiere el presente documento sólo es necesario profundizar en los criterios basados en la utilidad. El análisis basado en la utilidad implica decisiones sustentadas en la evaluación de los resultados obtenidos.

Los criterios presentados a continuación, propuestos

por Morgan y Henrion (1990), capturan gran parte de las alternativas usadas hoy en día.

El primer criterio es el *análisis costo beneficio* (ACB), el que implica un balance entre los costos y beneficios, en el que puede incluirse incertidumbre. El objetivo de este *análisis* es estimar y evaluar el beneficio neto. Si el valor del beneficio no puede ser estimado, pero puede realizarse una elección entre un número de alternativas en las cuales es posible obtener sus respectivos costos, entonces se utiliza el *análisis costo efectividad* (ACE), en donde se selecciona un objetivo con criterios que pueden no ser económicos. Luego se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo, manteniendo el resto de los parámetros relativamente constantes (Field, 2003). Otro criterio es el *análisis costo limitado* (ACL), también llamado criterio de "presupuesto regulado", el cual fija un presupuesto máximo que la sociedad puede pagar por una actividad y luego intenta distribuir los recursos de manera de maximizar un beneficio social (como por ejemplo la reducción de algún tipo de riesgo) alcanzado dentro de las limitaciones presupuestarias. Aunque el enfoque de este criterio no puede establecer la restricción presupuestaria en el nivel social óptimo, dentro de esa restricción se realiza al menos un incentivo para la eficiencia local en la asignación de recursos.

Estos tres criterios (ACB, ACE y ACL) se basan en la evaluación y valoración de beneficios y costos asociados al uso de los recursos disponibles para cumplir ciertos objetivos sociales. En este sentido, el ACB resulta ser el criterio más amplio de

los anteriores, ya que intenta valorizar todos los elementos considerados de forma monetaria. El ACE se convierte en un ACB restringido sólo a la comparación de los costos entre alternativas, ya que entre las opciones que se evalúan los beneficios son los mismos, por lo que no se valorizan. De manera análoga el ACL se centra en una comparación sólo de los beneficios, ya que se restringen los costos a ser los mismos entre las opciones y equivalentes al presupuesto disponible.¹

Debido a lo anterior, entre los criterios mencionados destaca el análisis costo-beneficio (ACB), siendo la principal herramienta para la evaluación económica de programas públicos en la administración de recursos naturales (Field, 2003) por cuanto ha demostrado ser una de las mejores herramientas para evaluar la aplicación de cualquier regulación mayor, siendo el análisis costo-efectividad (ACE) la segunda tendencia más relevante. En la Tabla 3-1 se puede apreciar una comparación entre ambos métodos.

Tabla 3-1: Comparación entre ACB y ACE

Análisis Costo Beneficio (ACB)	Análisis Costo Efectividad (ACE)
Considera costos y beneficios del proyecto.	Sólo considera los costos de diferentes alternativas.
Considera la identificación, cuantificación y valoración de impactos.	No considera los impactos. Si la decisión ya está tomada, busca la manera más económica de realizarla.
Requiere mucha información y de buena calidad para tomar una decisión.	Permite decidir cuando la información es escasa.
Permite considerar múltiples parámetros y dimensiones de un proyecto en la toma de decisión.	No permite decidir considerando variaciones en múltiples parámetros simultáneamente (SO4, salinidad, etc.) y múltiples impactos (recreación, actividad productiva), no es operativo.
Determina claramente cuál alternativa es más beneficiosa para la sociedad.	No permite determinar cuál alternativa es más beneficiosa para la sociedad (no considera la evaluación de impactos).
Un buen ACB considera en su análisis un ACE.	Un ACE no considera en su análisis un ACB.

Fuente: MMA (2013)

Cabe destacar que una ventaja del ACE frente al ACB es la mayor simplicidad de su ejecución porque simplifica el problema de buscar el mejor mecanismo para una decisión de regulación ya tomada, sin contrastar beneficios con costos, sino que sólo analizando los costos necesarios para alcanzar el objetivo establecido. Sin embargo, esto supone que entre las opciones que se evalúan no hay otros beneficios que sean relevantes para la decisión. El ACB requiere comparar costos y beneficios de ejecutar programas o políticas, intentando identificar, cuantificar y valorizar todos los impactos. Los costos deberían referirse a los costos económicos totales relacionados con la pérdida de bienestar debido a la implementación de políticas o proyectos. Esto implica la inclusión de costos directos, de financiamiento, de operación y administración de las medidas adicionales. En tanto, los beneficios se refieren a los aumentos de bienestar producto de la implementación de las medidas. Así, un ACB comparará entre alternativas considerando tanto beneficios como costos, mientras el ACE comparará sólo los costos de las distintas opciones de política.

En Arrow *et al* (1996), se señala que el ACB puede cumplir un importante rol como soporte de decisiones en materias de regulación por parte del Gobierno, indicándose una serie de recomendaciones para el uso apropiado de este análisis, entre las cuales destacan las siguientes:

- Quienes toman las decisiones no deberían ser restringidos en el uso de herramientas económicas para estimar los costos y beneficios asociados a distintas políticas.
- El ACB debería ser requerido para todas las decisiones que involucren cambios regulatorios mayores. La escala del análisis dependerá tanto de los intereses comprometidos como de la posibilidad de que la información resultante del análisis pueda afectar la decisión final.
- No obstante que a las entidades se les solicite ACB para reformas regulatorias, la decisión final no debería estar estrictamente definida por su resultado. Existen factores que se escapan del análisis y que deben ser considerados en la decisión final (como por ejemplo la equidad intergeneracional resultante por la decisión).

¹ Kolstad (2010) reconoce que, adicionalmente, es posible utilizar los métodos de Análisis Multicriterio y Análisis Costo-Beneficio con pesos distributivos. No obstante, estos métodos son poco utilizados en la práctica debido a la dificultad de establecer objetivamente las prioridades y pesos para los distintos objetivos y grupos sociales.

3.3 Descripción General del Análisis Costo Beneficio

El Análisis Costo-Beneficio (ACB) es una herramienta analítica cuyo objetivo es proporcionar información para mejorar la toma de decisiones. Básicamente consiste en identificar y estimar los impactos positivos y negativos asociados a un proyecto o alternativa (alternativas de reducción de emisiones, por ejemplo) para luego contraponerlos y comparar el beneficio social neto que cada uno de ellos genera. La aplicación más pura de un ACB supone que la mayor parte de los costos y beneficios relevantes pueden expresarse en forma monetaria. No obstante, en las aplicaciones de este método a las políticas ambientales, existe una serie de restricciones asociadas a la estimación tanto de costos como beneficios, por lo que en muchos casos no es posible expresar en unidades monetarias todos los componentes del análisis, alcanzándose sólo a una cuantificación o descripción de los distintos efectos de la política.

Una manera simple de ejemplificar el análisis costo-beneficio consiste en la representación de balanzas que comparan los

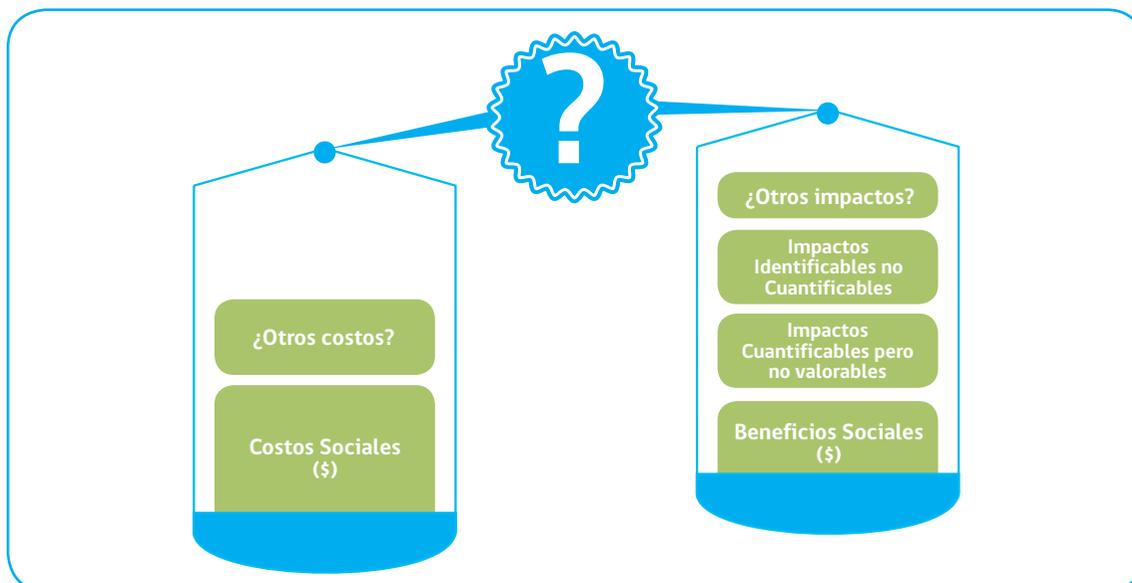
Las etapas claves de un ACB según Lave y Gruenspecht (1991) son:

- **Identificación de impactos:** Detectar los impactos que producen los contaminantes a evaluar.
- **Cuantificación:** Relacionar la concentración de contaminantes con el número de casos del efecto o el nivel de impacto de ellos.
- **Valorización:** Estimar los efectos, en términos monetarios, para así contraponerlos con los costos y evaluarlos.

costos y los beneficios para identificar y ordenar alternativas en base a su rentabilidad social, tal como aparece en la Figura 3-2. No obstante, dado que usualmente no es posible incluir en el análisis todos los costos y beneficios asociados a una determinada política, ya sea porque no se cuenta con toda la información disponible para cuantificar o valorizar adecuadamente costos o beneficios sociales, no debería considerarse este criterio de manera absoluta, sino que sólo relativamente para comparar entre alternativas disponibles de política. Esto implica que podría optarse incluso por alternativas que presentan un beneficio social neto (medido) negativo, si se considera que existen beneficios sociales no cuantificados o valorados que justifican el costo social asociado. De esta forma, aun cuando no sea posible evaluar todos los costos y beneficios, este análisis permite entregar información relevante sobre aquellos que si pueden ser valorados, de manera que puedan compararse entre alternativas y tomando en consideración aquellos costos y beneficios que no pueden ser valorizados, con la mejor información disponible.

Estas tres etapas son complejas. Los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados ya que están sujetos al conocimiento actual entregado por la ciencia, lo que sugiere que aún no se conocen todos los efectos nocivos producidos por la contaminación. De los impactos que pueden ser identificados, sólo algunos pueden ser cuantificados y de aquellos, pocos pueden ser valorados. La valoración es especialmente compleja debido a que algunas asignaciones son catalogadas como controversiales, entre otras razones, a consecuencia de que asignan un valor a la reducción de la probabilidad de que ocurra un evento antes que este realmente ocurra (Lave y Gruenspecht, 1991). Tal es

Figura 3-2: Determinación de Costos y Beneficios en el ACB



Fuente: Guía Metodológica AGIES 2013

el caso de las políticas que afectan el riesgo de enfermedad o muerte, lo que es de ocurrencia frecuente en materia de regulaciones medioambientales.

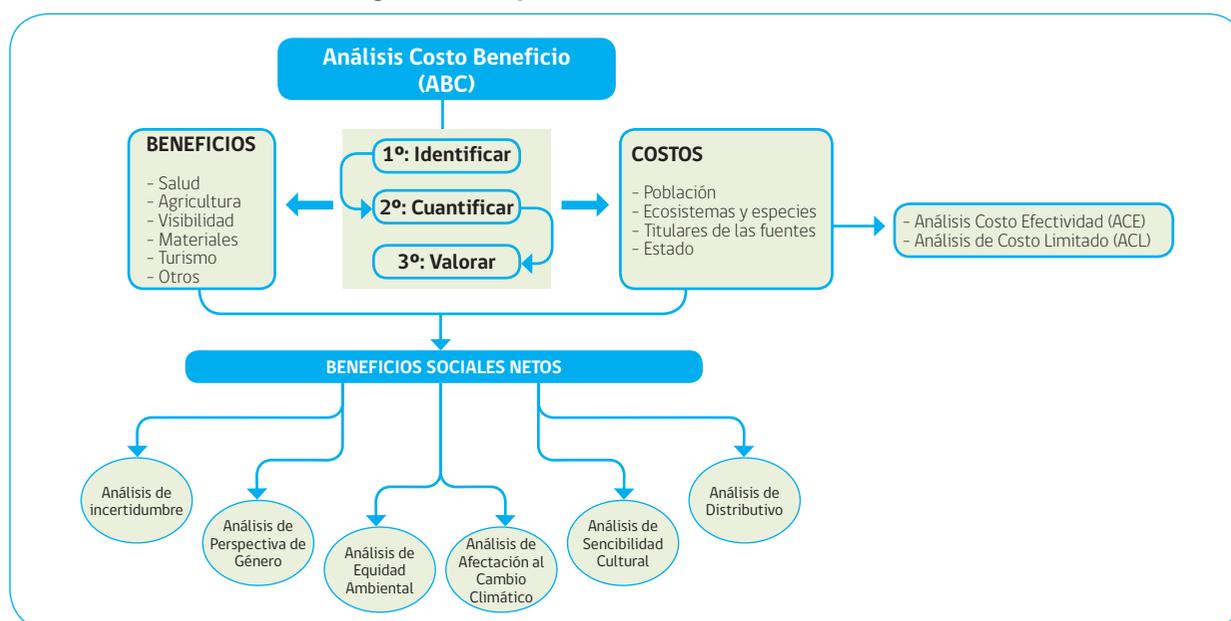
Los efectos futuros se transforman en flujos expresados en dinero, los que son descontados a fin de reflejar el valor monetario presente del impacto de la regulación bajo análisis. Como los costos y beneficios asociados a cada una de las alternativas son inciertos, se ajustan las estimaciones según su probabilidad de ocurrencia. Finalmente se procede a sumar los beneficios y restar los costos correspondientes para obtener el beneficio neto descontado. Calcular el beneficio neto de cada alternativa es el objetivo primordial del ACB, ya que con él es posible identificar aquellas que más aumentan el bienestar social de la población, o las que son menos costosas. Si bien el ACB puede ser utilizado para evaluar alternativas bajo distintos contextos, esta guía se enfocará en su utilización para la toma de decisiones en el ámbito de regulación ambiental y, específicamente, en lo que respecta a la calidad del aire.

Conceptualmente el ACB se utiliza para priorizar alternativas según el beneficio neto social atribuible a cada una de ellas, sin embargo, también ofrece la opción de identificar el nivel de contaminación óptimo teórico para la sociedad. No obstante, cuando el nivel objetivo

de contaminación está dado, la técnica a utilizar es el análisis costo-efectividad (ACE), que consiste en priorizar posibilidades de mitigación según la pérdida de bienestar social con el objetivo de lograr la calidad ambiental propuesta con la menor pérdida posible. El ACE se considera contenido en el ACB debido a que éste último analiza tanto costos como beneficios, de manera tal que si se realiza un ACB, y se evalúa entre alternativas que tienen el mismo nivel de beneficios, también es posible realizar un ACE, pero el proceso inverso no es posible dado que este último no considera los beneficios.²

En la Figura 3-3 se puede apreciar un diagrama que representa el enfoque que se dará al ACB en la presente Guía. En él se observan las tres etapas consecutivas - identificación, cuantificación y valoración- que se utilizan para la determinación de costos y beneficios en este tipo de análisis; cuáles son los beneficios habitualmente considerados en los análisis y los agentes que deben ser considerados a la hora de determinar los costos, de acuerdo a la normativa vigente. También se aprecia la relación del ACB con el ACE y el ACL, en que estos últimos son contenidos en el primero; y por último, otros análisis adicionales al ACB que robustecen los resultados aportando información adicional y que serán explicados en los siguientes capítulos de la guía.

Figura 3-3: Esquema de ACB utilizado en la Guía



Fuente: Elaboración propia

² Para profundizar en diferentes aspectos del Análisis Costo Beneficio, revisar Toman y Farrow, 1998.

A modo de ejemplo, en la Tabla 3-2 se representa un ACB simplificado que evalúa distintas normas de emisión para el contenido de plomo en combustibles para vehículos.

Si bien el uso del ACB está bastante extendido a nivel mundial

en el ámbito de la regulación ambiental, aún presenta limitaciones, por lo que en la siguiente sección se revisarán las fortalezas y debilidades de este tipo de análisis, haciendo mayor hincapié en estas últimas a fin que sean debidamente consideradas para obtener mejores resultados.

Tabla 3-2: Ejemplo de ACB. AGIES del Anteproyecto de revisión de la norma de emisión aplicable a motocicletas (MMA, 2013)

Impactos	Valor presente del impacto de la norma respecto a la situación base con análisis de incertidumbre (MMUS\$)		
	Media	p5	p95
Costos			
Equipamiento tecnológico requerido	45	28	75
Total	45	28	75
Beneficios			
Salud	30	21	51
Gases efecto invernadero (GEI)	0,3	0,21	0,49
Ahorro en combustible	27	18	43
No monetizados (visibilidad, agricultura, materiales y ecosistemas)	B	B	B
Total	57,3 + B	39,21 + B	94,49 + B
Beneficio Neto	12,3 + B	11,21 + B	19,49 + B

Consideraciones: B representa beneficios identificados, pero no monetizados que pueden influir en la decisión final

Fuente: Elaboración propia.

3.3.1 Fortalezas

Es posible identificar dos visiones respecto de las fortalezas del ACB. Por un lado está el argumento de Arrow et al (1996), para quien el ACB es útil para comparar los efectos favorables y desfavorables de las políticas públicas, siempre y cuando sean cuantificables. Si no lo son, la herramienta aún es útil para identificarlos, logrando una decisión más informada. Por otra parte, según Kopp et al. (1997), las mayores fortalezas del ACB son la transparencia, la revelación de ignorancia y la comparabilidad. A continuación se detalla cada una:

Transparencia: Si un ACB es correctamente documentado se puede vincular cada supuesto, teoría o método utilizado en la elaboración con los resultados obtenidos. De esta manera se puede cuantificar el impacto de cada paso realizado en el resultado, brindando transparencia a la decisión que ha sido tomada con base en los resultados de ese análisis.

Revelación de Ignorancia: El análisis requiere la identificación de efectos e impactos que producen las

alternativas (o escenarios) en el bienestar social. Esta identificación genera información valiosa, la cual se recolecta y organiza en una plantilla de costos y beneficios propia de la metodología del ACB. La plantilla permite al tomador de decisión determinar la idoneidad de la información recolectada e identificar aquella información relevante que no está disponible. Este proceso genera conocimiento acerca del nivel de ignorancia que existe sobre los atributos importantes en el resultado final.

Comparabilidad: El objetivo principal del ACB es capturar todos los efectos atribuibles a una decisión, alternativa o escenario que impactan en el bienestar social y representarlo en una única métrica. Esto permite la comparación de políticas, normas o medidas que afectan distintos atributos del bienestar social, haciendo factible su medición bajo un mismo criterio. Por ejemplo, dada la existencia de recursos limitados, puede ser de gran valor comparar una medida que disminuya la contaminación atmosférica con una que mejore el manejo de residuos, ya que ambas tienen como objetivo aumentar el bienestar social.

3.3.2 Debilidades

Algunas debilidades han sido identificadas obteniendo un consenso entre los expertos y, en algunos casos, se ha logrado el desarrollo de herramientas complementarias para abordarlas. De esta manera el ACB ha evolucionado incorporando estas herramientas y logrando resultados cada vez más fidedignos, pero aun así existen puntos débiles en el análisis que merecen atención y que se revisan en este acápite.

Es así como existen debilidades asociadas a diferencias conceptuales entre distintos puntos de vista teóricos. Uno de ellos plantea que, por una parte, la satisfacción de las necesidades individuales aumenta el bienestar de la persona y, por otra, el bienestar social es función del individual, luego, la satisfacción de las necesidades individuales incrementaría el bienestar social. Esta posición es contraargumentada sosteniendo que hay comportamientos que satisfacen necesidades pero disminuyen el bienestar. Tomando como ejemplo a quienes fuman, éstos pueden considerar que un cigarro aumenta su bienestar, sin embargo, los médicos pueden contraargumentar que este acto disminuye su bienestar. Esto finalmente recae en una definición algo ambigua. Algunas corrientes de pensamiento han optado por asumir que el bienestar es un estado relativo al individuo y otras lo consideran de una manera absoluta para la sociedad.³

A continuación se presentan debilidades que debieran ser consideradas:

a) Consideraciones de equidad: Comúnmente se discute que el ACB toma la distribución inicial de ingresos como dada, sin considerar las implicancias en equidad de las alternativas evaluadas. Esto se debe a que los cambios en bienestar social se estiman de una manera agregada para la población afectada y no revela los cambios individuales de bienestar. Sin embargo un análisis distributivo permite identificar los cambios en bienestar según grupos representativos de la población afectada, como por ejemplo diferentes agentes sociales (Privados, Estado y Población), grupos etarios, grupos socioeconómicos, grupos étnicos, entre otros (Kopp et al, 1997).

b) Costos de información: La elaboración de un ACB generalmente requiere de un gran volumen de información para su realización. Por lo general, la calidad

de los resultados son influidos por la cantidad y calidad de información disponible, la cual es costosa en tiempo y recursos (Freeman, 1995).

c) Valorización de efectos: Ashford y Caldart (2008) dividen la dificultad de la valoración en dos grandes temas que poseen sus propias complejidades: el primero corresponde a la valoración relacionada con los beneficios en salud, mientras que el segundo incluye la dificultad de valorar los efectos en los recursos y amenidades ambientales.

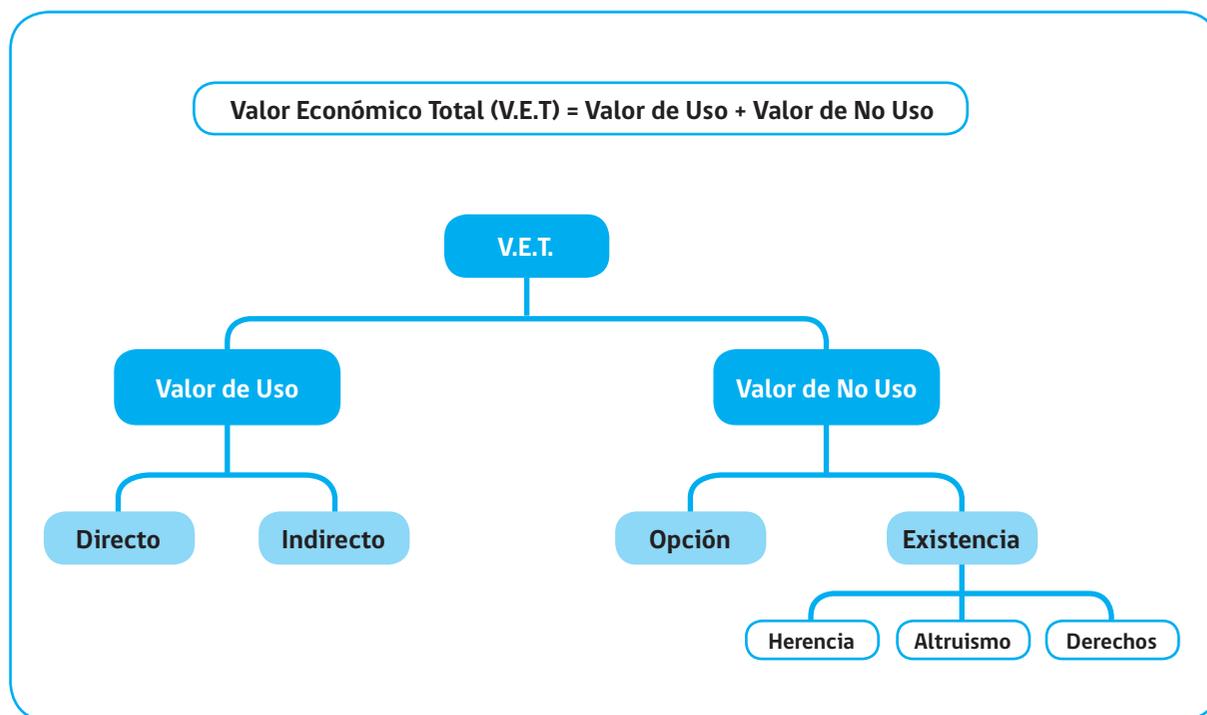
Los beneficios asociados a efectos en salud incluyen, entre otros, disminución en gastos médicos, reducción de la discapacidad física, dolor, muerte y aumento en la productividad. Algunos de esos beneficios, como disminución en gastos médicos, han sido económicamente valorados asignándoseles un valor de mercado, los que no es posible con todos los beneficios. Los métodos tradicionales que se han utilizado para asignar estos valores (encuestas y estudios de mercado) no han sido totalmente exitosos debido a que poseen la limitación inherente de preguntar al encuestado por la disposición a pagar de una disminución en el riesgo de situación que es hipotética.

Del mismo modo, la valoración de los impactos ambientales también manifiesta su complejidad. Azqueta (1994), realiza una buena definición de las dificultades existentes en la valoración que los individuos le dan a la calidad ambiental, distinguiendo entre los valores de uso y no uso, tal como aparece en la Figura 3-5. Los valores de uso, y que en general son más simples de monetizar, corresponden a los que entran directamente en la función de utilidad de los individuos ya que consumen el bien ambiental directa o indirectamente. El uso indirecto, se refiere a que el individuo no consume el bien directamente pero ese bien sí influye en su nivel de utilidad, por ejemplo vivir cerca de un parque (uso indirecto no consuntivo).

Por su parte, los valores de no uso corresponden a los que no dependen del uso del bien y se pueden clasificar en los valores de opción, que se refieren a que el individuo no usa el bien en la actualidad pero puede que en el futuro lo haga, por lo que le otorga un valor; y los valores de existencia, relativos a la situación en que si bien el individuo no usa el bien ni piensa usarlo en el futuro, le otorga un valor.

³ Para un mayor detalle sobre este punto ver Kopp et al (1997).

Figura 3-4: Esquema de los valores de uso y no uso



Fuente: MMA (2013)

Ignorar los valores de no uso podría producir una subestimación importante de los beneficios. El objetivo de estudiar los diferentes tipos de valores es entender de mejor manera la complejidad mediante la cual los bienes ambientales ofrecen valor a los consumidores. Mirar sólo el valor de uso puede subestimar el verdadero valor de estos bienes. La mayoría de las veces es imposible medir en forma separada los diferentes componentes de valor de un bien por lo que se obtiene, cuando es posible, la valoración agregada y que generalmente está subestimada por la dificultad de considerar y monetizar todos los tipos de valores.

Dada la gran complejidad para obtener el valor real que asignan los individuos tanto a los efectos en la salud de la población como a la calidad ambiental (recursos naturales y amenidades), es que se hace necesario determinar la disposición a pagar o la disposición a aceptar compensación frente a la variación en la calidad de un bien. En el Capítulo 10 se presentan los conceptos y métodos que se utilizan en la actualidad para estimar estos valores.

Además de la dificultad en la valoración, existen efectos que no pueden cuantificarse debido a la ausencia de información para realizar este proceso. Por ejemplo, no existe una metodología clara y consolidada para cuantificar los daños en ecosistemas acuáticos en Chile

(sin embargo puede que esto sí sea posible en el futuro). Para estos efectos no cuantificables por lo general en el ACB se les asigna una valoración de beneficio cero, lo que genera una subestimación de los beneficios.

d) Sensibilidad a la tasa de descuento: Otro aspecto a tener en consideración es el hecho de que el ACB presenta una gran sensibilidad con respecto a la tasa de descuento. La elección de la tasa de descuento para evaluar la conveniencia de una política gubernamental puede tener importantes efectos en los resultados arrojados por el análisis. Además es un instrumento que ayuda a elegir la mejor manera de alcanzar los fines sociales, pero no selecciona estos fines. De hecho, una política que satisface el criterio de costo-beneficio puede ser socialmente no deseada debido a que el objetivo de la política puede no ser óptimo, lo que genera que en la práctica el uso del ACB pueda arrojar problemas de suboptimización.

e) Valor monetario único: Por último, se debe tener presente que el resultado del ACB representa el efecto total esperado de una política en un solo valor monetario. Esto genera una miopía debido a que este valor no revela la cantidad de supuestos realizados e información utilizada para obtenerlos. De esta manera los tomadores de decisión así como los grupos interesados pueden aceptar estos resultados sin considerar si las hipótesis de base, así como

la información utilizada, son o no plausibles. Por otra parte, se puede generar una politización del ACB, al existir grupos con intereses especiales o con el objetivo de fomentar ciertas ideologías que pueden tratar de influir sobre la manera en que se estiman los costos y beneficios o bien en la manera en que los resultados del análisis pueden ser utilizados en la formulación de políticas.⁴

3.3.3 Buenas Prácticas en la Elaboración de un ACB

Dado que el ACB es el método más completo y preferido

para la elaboración de un AGIES, siempre y cuando exista la información y los recursos disponibles, es que cobra relevancia identificar buenas prácticas para su elaboración de manera de obtener mejores resultados y apoyar la toma de decisiones de forma apropiada.

En la Tabla que se muestra a continuación se incluye una descripción de prácticas consideradas aconsejables en la elaboración de un ACB, las que en su mayoría son propuestas por Toman y Farrow (1998).

Tabla 3-3: Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB

Asunto	Buena Práctica
Problema	Debe estar claro el problema que se desea resolver con la herramienta que se está evaluando.
Situación base	La situación base debe estar establecida bajo criterios lógicos y consistentes. Esta es sin regulación o sin la aplicación de instrumento de gestión ambiental
Efectos	Se deben considerar todos los efectos relevantes para el caso en cuestión, procurando valorarlos. En caso que esto no sea posible, deberán ser cuantificados y solo cuando no haya posibilidad de cuantificar, serán puramente identificados.
Integración	Se debe proveer información clara acerca de los efectos que generan los costos y beneficios, como por ejemplo: casos evitados (salud), toneladas de contaminante abatido, etc. Esto para no sólo publicar los resultados en valores monetarios y aumentar así la transparencia.
Valorización	Los efectos directos e indirectos de los costos y beneficios deben ser valorados extensivamente mediante métodos consistentes y aplicados según los estándares internacionales comúnmente aceptados
Equidad	El ACB debe contar con un análisis de equidad o distributivo para identificar quiénes incurren en costos y perciben los beneficios.
Datos	Es recomendable verificar la consistencia y credibilidad de los datos usados en el análisis.
Incertidumbre	Un ACB debe contar con un análisis de incertidumbre. La incertidumbre puede ser enfrentada mediante un análisis de sensibilidad.
Horizonte temporal	Se debe usar el que se adecúe al caso concreto, teniendo presente la vigencia de la norma bajo análisis y otros factores de importancia (vida útil de equipos de abatimiento, o cronograma de metas de reducción de contaminación, por ejemplo).
Descuento	Debe existir lógica y consistencia en el descuento de costos y beneficios, recomendándose la utilización de la tasa social de descuento determinada por el Ministerio de Desarrollo Social.
Comunicación	Presentar los resultados bajo un formato estándar (indicadores y tablas) de manera transparente.

Fuente: Elaboración propia en base a Greenlab (2012a).

⁴ Para más detalle ver Ashford y Caldart (2008), Kopp, et al (1997), Toman y Farrow (1998).

Por otra parte y con base en los argumentos de Arrow et al. (1996), se desprende que el ACB tiene un rol potencialmente significativo en la toma de decisiones en cuanto a regulación ambiental, sin embargo, la decisión final no debe basarse sólo en los resultados arrojados por este análisis. Los autores señalan ciertas directrices que debieran ser cumplidas para que el ACB efectivamente sea una herramienta que aporte información excepcionalmente útil al proceso de toma de decisiones de la autoridad en materia de regulaciones, destacándose las siguientes:

- Mientras los análisis sean revisados por agentes externos (personas que no son los desarrolladores directos del análisis), además de los agentes internos (desarrolladores del análisis), es probable que se llegue a mejores resultados. Se recomienda una revisión realizada por pares a los ACB, en los casos que involucren decisiones de gran impacto económico.⁵
- Un conjunto básico de supuestos económicos deberían usarse para el análisis costo-beneficio, como por ejemplo la tasa de descuento social, el valor de una vida estadística y la valorización de mejoras en la salud de la población. Es importante tener la capacidad de comparar los resultados obtenidos por distintos ACB, esta capacidad aumenta al realizar supuestos económicos comunes entre análisis. Además se recomienda que cada entidad establezca un conjunto de valores estándar para beneficios y costos típicamente presentes.
- A pesar de que un ACB debería enfocarse en la relación general entre los costos y beneficios, un buen análisis debería ser capaz de identificar consecuencias en la distribución de recursos. Por lo general existe suficiente información para estimar los impactos en cada uno de los subgrupos de la población y así promover decisiones equitativas.

A las directrices señaladas en Arrow et al (1996) debe agregarse como una buena práctica la de hacer una revisión de los resultados del ACB desde el punto de vista de los cuatro criterios transversales: equidad ambiental, perspectiva de género, sensibilidad cultural y cambio climático, a fin de aportar información complementaria y mayoritariamente de carácter social.

La revisión de los resultados del ACB a la luz de los criterios transversales tendrá los siguientes objetivos:

- Equidad ambiental: Se examinará si la distribución de

⁵ Se recomienda una revisión constante de los resultados obtenidos en cada paso del ACB y el AGIES, de manera que éstos sean consecuentes en magnitud. Por ejemplo revisar que la cantidad de emisiones reducidas no sea mayor que las emisiones totales de un sector.

los costos que acarreará la medida que se pretende implementar se distribuye equitativamente en los diferentes grupos sociales, o si por el contrario, se está afectando desproporcionadamente a los grupos que han sido identificados como más vulnerables ante los efectos de la regulación analizada.

- Perspectiva de género: Desde esta perspectiva, el análisis de los resultados del ACB deberá apuntar a determinar si los impactos de las medidas no benefician desmedidamente a un género en particular, ni reafirman asimetrías previamente existentes en la sociedad.
- Sensibilidad cultural: Se debe revisar cuál es el impacto de las políticas públicas respecto a los pueblos originarios, teniendo en consideración las relaciones especiales que dichos pueblos mantienen con el medioambiente.
- Cambio climático: Se deberá analizar si la medida ambiental que se estudia generará impactos que se traduzcan en variaciones en las emisiones a los gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al cambio climático.

Dada la importancia de la revisión de los resultados del ACB en relación a los criterios transversales, es que este tema será tratado en detalle en el capítulo 11 de esta Guía.

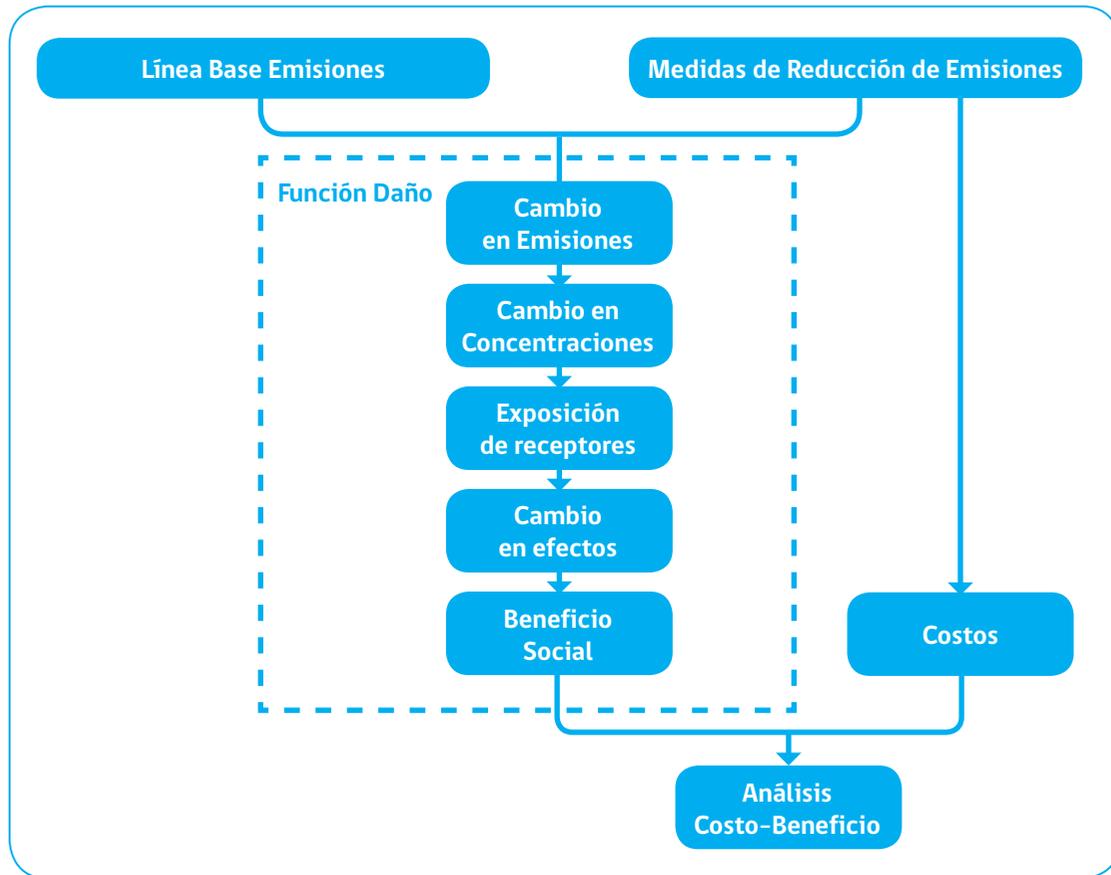
3.4 Descripción General Metodología para la Elaboración de un AGIES en aire utilizando un ACB

La metodología general para elaborar AGIES utilizando un ACB consiste en comparar los beneficios, a causa de reducciones en las concentraciones de contaminantes atmosféricos con los costos de implementar las medidas de reducción de emisiones. Para alcanzar dicho objetivo se deben llevar a cabo diferentes etapas, las que pretenden generar valiosa información a quienes deseen formular nuevas normas o planes para mejorar la calidad del aire.

Esta metodología es la más completa y recomendada para evaluar el impacto económico y social (AGIES) que tendría la implementación de una regulación, normativa o política pública, en la medida que la información y los recursos que requiere se encuentren disponibles.

A continuación se puede observar un diagrama explicativo de los pasos para la elaboración de un AGIES utilizando un análisis costo beneficio:

Figura 3-6: Esquema del Marco Metodológico propuesto



Fuente: MMA (2013)

Se propone realizar el AGIES en base a la metodología de la función daño en conjunto con un análisis costo beneficio. La función daño es una técnica de valorización ampliamente utilizada que consiste de una serie de pasos para obtener los beneficios de reducir emisiones (Per-Olov, 1990). Los pasos principales son los descritos por la Figura 3-6 estarán expuestos en mayor detalle en las secciones correspondientes a la estimación de beneficios.

En los siguientes capítulos se presentará la descripción de cada una de estas etapas junto con los requerimientos de información necesarios en cada una de ellas y las alternativas para realizar las estimaciones necesarias. Además se expondrán ejemplos ilustrativos para cada paso y comparaciones entre AGIES ya realizados en Chile con el objetivo de facilitar la comprensión con situaciones prácticas.

La precisión del AGIES está condicionada tanto por la calidad como la cantidad de información disponible. En Chile existe bastante información que no está disponible aún para desarrollar un análisis costo-beneficio tal como lo recomienda la literatura internacional (EPA 2004b). Es por esto que se recomienda tener en cuenta los siguientes puntos al momento de elaborar un AGIES:

1. Utilizar información y estudios locales para los pasos que componen el análisis.
2. Extrapolar datos internacionales para cubrir frente a la ausencia de datos locales.
3. Recomendar alternativas para abordar falta de información, cuando corresponda.
4. Documentar e informar correctamente las extrapolaciones realizadas durante la elaboración del AGIES ya que pueden aumentar el grado de incertidumbre de los indicadores económicos resultantes del análisis.





4 Definición del alcance del análisis

La definición del alcance del análisis es un paso prioritario en la elaboración de un AGIES, ya que es donde se define el “qué” se analizará. A continuación se presentan los principales puntos que se deben definir para la elaboración de un AGIES. Se recomienda una definición previa a la elaboración, de manera de asegurar consistencia en el análisis.

Tabla 4-1: Preguntas a responder y aspectos a definir

	¿Dónde aplica el análisis?	Geográfico: Límites Geográficos
	¿Cuándo se aplica el análisis?	Temporal: Horizonte de Tiempo y resolución temporal
	¿Qué regula?	Contaminantes: Sustancias y elementos considerados
	¿Quiénes son los responsables de la contaminación?	Fuentes Emisoras: Tipos de fuentes que serán analizadas y que emiten los contaminantes considerados
	¿Quiénes son los afectados por la contaminación?	Receptores: afectados por la contaminación
	¿Qué alternativas existen?	Escenarios: situaciones alternativas que se usaran en la evaluación

Fuente: Elaboración propia

Alcance

- Definir el alcance geográfico y temporal
- Definir los contaminantes considerados
- Identificar las clases de fuentes emisoras afectadas
- Identificar la población y/o receptores afectados
- Definir los efectos a considerar
- Definir los escenarios de análisis



4.1 Alcance Geográfico

El análisis debe considerar todo el territorio afectado por la regulación, por lo tanto, el alcance geográfico está sujeto a la instrumento de gestión ambiental que se desea evaluar.

En el caso de un plan de prevención o descontaminación el alcance debe considerar la zona donde dicho instrumento es aplicado¹ más aquel territorio fuera de la división que también se ve afectada por la reducción de contaminantes. Esta reducción puede considerarse como un co-beneficio de la regulación, dado que no es parte de su objetivo principal.

El límite geográfico para la evaluación de normas de emisión está sujeto al territorio afectado por las fuentes normadas.

Las normas de calidad primaria se aplican a todo el territorio nacional, por lo que una correcta evaluación debería considerar todo el país, mientras que las secundarias pueden ser aplicadas en territorios específicos.

4.2 Alcance temporal

El alcance temporal define el horizonte de tiempo considerado y la resolución que será utilizada en el análisis. Generalmente los horizontes de evaluación son entre 10 y 20 años. Debido a

¹ La zona queda definida mediante Decreto Supremo, denominado Declaración de Zona Saturada o Latente según sea el caso.

que los efectos de las políticas ambientales se ven en el corto y mediano plazo, se considera apropiado utilizar ambos horizontes de evaluación, más aún cuando las medidas se pueden aplicar de forma progresiva. No obstante, se puede considerar conveniente establecer otros horizontes según la vida útil de los equipos de abatimiento (medidas de reducción) o metas de reducción de contaminantes ambientales establecidos.

La resolución temporal del análisis está definida por la cantidad de periodos dentro del horizonte de evaluación, que comúnmente es anual.

Un aspecto importante a tener en cuenta es que cuando se evalúa la situación base (situación sin aplicar el instrumento de gestión ambiental), ésta debe considerar el alcance temporal de análisis. Es decir, debe considerarse qué ocurre con las variables relevantes identificadas en dicho periodo sin intervención. Por ejemplo; una situación base de producción y generación de emisiones podría ir aumentando o acumulándose en el tiempo debido al crecimiento de la actividad productiva, por ello los beneficios asociados a una política ambiental no son sólo aquellos derivados de analizar la situación inicial sino que los asociados al mejoramiento en todo el alcance temporal.

4.3 Contaminantes

Los contaminantes atmosféricos pueden ser clasificados según su origen como primarios o secundarios. Los contaminantes primarios son directamente emitidos desde las fuentes a la atmósfera, mientras que los secundarios son aquellos que se forman a partir de reacciones químicas en la atmósfera. En la Tabla 4-2 se pueden apreciar los contaminantes más comúnmente encontrados en la atmósfera, que pueden perjudicar la salud y el medio ambiente y/o causar daños a la propiedad. Estos contaminantes son denominados por la Agencia de Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) como contaminantes criterio (criteria pollutants²).

Tabla 4-2: Tipo de contaminantes

Primarios	Secundarios
MP ₁₀	MP _{2.5}
MP _{2.5}	O ₃
Pb	
SO ₂	
NO _x	
CO	
COV	
NH ₃	

Fuente: Elaboración en Base a Guía Metodológica AGIES, 2013

Los efectos de la presencia de estos contaminantes en la atmósfera pueden ser revisados en el capítulo de beneficios.

Los contaminantes a considerar en el AGIES dependerán de la norma o plan que se esté evaluando. Sin embargo, normalmente ocurre que al aplicar medidas que buscan reducir las concentraciones de los contaminantes regulados, concomitantemente se logran reducciones en otros contaminantes. Se deberán considerar en el AGIES todos aquellos contaminantes que producen beneficios en los receptores considerados. A continuación se presenta una recomendación específica sobre los contaminantes considerar según cada instrumento de gestión ambiental.

Norma de Emisión

Las normas de emisión establecen límites a la emisión de contaminantes primarios. Los contaminantes a considerar son aquellos que sus concentraciones se ven afectadas por la norma. Por lo tanto, además de considerar a los contaminantes primarios que implica la norma, se deberá

identificar si es que esos contaminantes primarios son precursores de contaminantes secundarios que causan efectos en los receptores considerados en el análisis, en tal caso, los contaminantes considerados deben ser tanto los primarios como secundarios.

Norma de Calidad

Las normas de calidad establecen niveles aceptables tanto para la salud de las personas del país como para la protección o conservación del medio ambiente. Éstas pueden aplicarse tanto a contaminantes primarios como a secundarios. Si la norma regula un contaminante primario el análisis deberá considerar tanto el contaminante regulado como los secundarios producidos a partir de la emisión del contaminante normado. Si por el contrario la norma aplica sobre un contaminante secundario, los contaminantes a considerar serán todos los precursores del contaminante normado.

Plan de Prevención y/o Descontaminación

Para que se elabore un PPA o un PDA una zona debe ser declarada latente o saturada respectivamente. Esto ocurre en situaciones en que las concentraciones de uno o más contaminantes estén próximas o sobrepasen los niveles establecidos por una norma de calidad. Específicamente, en Chile se declara una zona como latente cuando la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo, se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la respectiva norma de calidad. Debido a esto, los contaminantes a considerar son aquellos cuyas concentraciones se encuentren en dicho rango. Se considera una zona como saturada cuando las concentraciones superan el 100% del valor establecido por la norma de calidad. En este caso, se deben considerar tanto los contaminantes secundarios como sus precursores.

4.3.1 Gases de efecto invernadero

Los Gases de efecto invernadero corresponden a las sustancias o compuestos que aportan al llamado Efecto Invernadero, el cual es un proceso natural que proporciona una temperatura relativamente cálida para el desarrollo de la vida. Sin embargo, diferentes actividades humanas han aumentado drásticamente las emisiones de estos gases generando un proceso de calentamiento progresivo y acelerado, el cual genera impactos a nivel global. Entre los mencionados gases se encuentran el dióxido de azufre (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), hidrofluorocarbonos (HF_c), perfluorocarbonos (PF_c), Hexafluoruro de azufre (HF₆) y ozono (O₃).

² <http://www.epa.gov/oaqps001/urbanair/>

4.3.2 Material particulado secundario

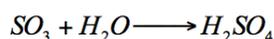
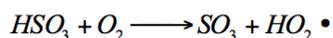
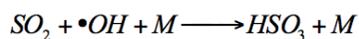
El material particulado (MP) es uno de los principales contaminantes que afectan a la salud humana. Como se ha mencionado, su presencia en la atmósfera puede deberse tanto a emisiones directamente de las fuentes como de generación en la atmósfera producto de reacciones químicas de diversa complejidad.

A continuación se resumen brevemente las principales reacciones que forman el MP secundario, con base en Jorquera (2015), debido a que la gestión sobre este contaminante requiere de medidas que abarquen tanto los contaminantes primarios como los precursores de MP secundario, específicamente los sulfatos y los nitratos.

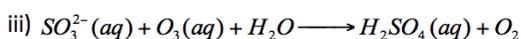
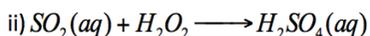
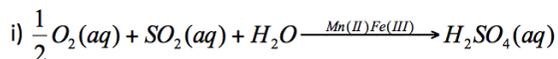
a) Sulfatos

El SO₂ tiene diversas reacciones químicas en la atmósfera que forman sulfato, las cuales se revisan a continuación³:

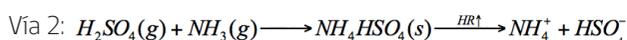
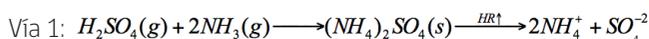
Vía gaseosa:



Vía acuosa:



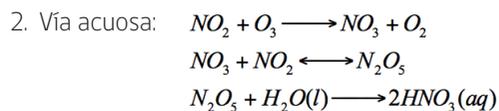
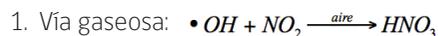
El H₂SO₄ puede reaccionar por dos vías para formar los sulfatos mediante la reacción de amoníaco (NH₃), importante precursor en esta reacción.



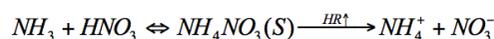
³ Cabe destacar que M se refiere a una molécula de O₂ o N₂, que se lleva parte de la energía de la reacción. El Ácido sulfúrico (H₂SO₂) puede condensar en partículas ya existentes o formar nuevas por nucleación, debido a la neutralización con amoníaco (NH₃).

b) Nitratos

Análogamente al sulfato, los nitratos se generan mediante la vía gaseosa y la acuosa mediante las siguientes reacciones:

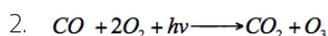
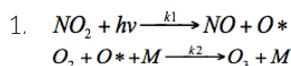


El Ácido Nítrico (HNO₃) reacciona con bases como el amoníaco (NH₃) para formar partículas de nitrato. En zonas cercanas al mar, se pueden formar nitratos a partir del ácido nítrico y la sal (NaCl).



4.3.3 El ozono

Las siguientes ecuaciones muestran los diferentes mecanismos de formación del ozono. Entre ellos el mostrado en la primera ecuación es el más importante, mientras que el segundo y el tercero corresponden a balances netos de reacciones con un aporte menor al ozono troposférico:



4.4 Fuentes emisoras

Las fuentes emisoras de contaminantes pueden ser clasificadas según tipo (ver Tabla 4-3). La siguiente tabla presenta una clasificación que corresponde a la clasificación de fuentes que generalmente se utiliza en la elaboración de los inventarios de emisiones en Chile.

Tabla 4-3: Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría

Tipo	Contaminantes	Subtipo	Ejemplo de Categorías
Fuentes Fijas (Estacionarias)	MP ₁₀ , MP _{2.5} , SO _x , NO _x	Areales	Residencial, Comercial, Biogénicas, Rellenos Sanitarios, Quemas, Incendios Forestales.
		Puntuales	Combustión externa, Combustión Interna, Procesos, Evaporativas.
Fuentes Fugitivas	MP ₁₀ , MP _{2.5} , Si, AL, Fe, NaCl	Construcción y Demolición	Edificios, Caminos
		Polvo Resuspendido	Calles Pavimentadas (incluye desgaste de frenos y neumáticos, tierra, oxidaciones, etc), Calles sin Pavimentar, Preparación de Terrenos Agrícolas, Otras fuentes naturales (Erosión Eólica)
Fuentes Móviles	MP ₁₀ , MP _{2.5} , CO, NO _x , COV, Pb, SO _x	En Ruta	Buses, Camiones, Vehículos Particulares, Vehículos Comerciales, Taxis, Motocicletas
		Fuera de ruta	Máq. Construcción, Puertos, Aeropuertos, Maquinaria Agrícola, Maquinaria Construcción, Puertos.

Fuente: Elaboración propia en base a Sistema de Administración de Inventarios de Emisiones (SAIE) de R.M. y Jorquera (2007)

En el contexto de simulación y estimación de emisiones se consideran fuentes fijas aquellas fuentes que pueden ser simuladas como un punto en el espacio, ejemplos ilustrativos son la industria y la generación eléctrica. Las fuentes móviles son aquellas relacionadas con el sector transporte como por ejemplo automóviles y aviones. Las emisiones de fuentes fugitivas pueden dividirse en emisiones de polvo suspendido natural provocadas por el viento y por emisiones de polvo antropogénico en donde están incluidas las otras categorías (calles pavimentadas, preparación de terrenos agrícolas, entre otras.). A continuación se detallan mayores características de cada uno de los tipos de fuentes.

I. Fuentes Fijas o Estacionarias

Incluye la quema de combustibles producto de las actividades industriales y residenciales para la generación de energía, calor y/o vapor. El uso en la industria de combustibles fósiles como carbón y petróleo son causantes de la formación de material particulado tanto primario como secundario. Los sulfatos son las principales partículas relacionadas con la combustión de petróleo pesado, petcoke y carbón, ya que son combustibles que poseen azufre en altos porcentajes. Además de los combustibles fósiles, la biomasa (madera) puede ser quemada y ser usada como combustible principalmente para la calefacción.

Las partículas finas dominan estas emisiones y el principal compuesto liberado es el carbono orgánico (EPA, 1995).

Las fuentes fijas areales corresponden a una gran variedad de fuentes fijas que por su naturaleza no es posible tratarlas de manera individual por lo que son estimadas sus emisiones de manera agregada. Esto generalmente se produce porque la localización de las emisiones no es conocida en el espacio o su patrón de actividad temporal es intermitente. Al contrario, las fuentes fijas puntuales son aquellas que son posibles de identificar y conocer sus emisiones para cada fuente individual.

II. Fuentes Fugitivas

a. Antropogénica: Son las emisiones de polvo resuspendido o polvo fugitivo fruto de la actividad humana. Corresponden a emisiones provenientes de calles pavimentadas y sin pavimentar, de la construcción y demolición, de la agricultura, entre otras. Principalmente son partículas gruesas, siendo prácticamente el 90% mayores a 2.5µm (Chow & Watson 1998). La composición química del polvo de calles pavimentadas es una mezcla de partículas provenientes de diferentes fuentes como tierra, gases de automóviles, oxidaciones, desgaste de frenos (ricos en Zn), neumáticos, entre otros.

b. Natural: Es originado por la suspensión de tierra o erosión de rocas por acción del viento. Sus tasas de emisión dependen fuertemente de parámetros meteorológicos como la velocidad del viento, humedad ambiental y precipitaciones. Su perfil de elementos incluye principalmente Si, Al y Fe. El viento también es causante de la aparición de sal (NaCl) en el material particulado a través de la agitación de la superficie marina.

III. Fuentes móviles

Corresponde a las emisiones provenientes de los gases de escape y desgaste de frenos y neumáticos del modo de transporte: automóviles, camiones, etc. La principal fuente móvil de contaminación del aire es el automóvil, pues produce grandes cantidades de monóxido de carbono (CO) y en menores cantidades óxidos de nitrógeno (NOx) y compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos que contribuyen a la formación del material particulado secundario. Las emisiones de los automóviles también contienen Pb (concentración que ha disminuido gracias a la gasolina sin plomo) y cantidades traza de algunos contaminantes peligrosos.

El principal compuesto aportado por los vehículos a la masa de material particulado lo constituye el carbono elemental (C_{elem}) y orgánico (C_{org}). Este último se forma en la cámara de combustión de los motores producto de una combustión incompleta del combustible. Los camiones y buses generalmente tienen motores Diesel que usan combustible diferente de la mayoría de los automóviles. La quema de combustible Diesel produce mayor cantidad de NOx, SO₂ y Celem que los motores gasolina. El perfil de partículas emitidas en la combustión de derivados del petróleo pertenece fundamentalmente a la fracción fina.

IV. Otras fuentes naturales

Se refieren a actividades volcánicas y a la suspensión de desechos orgánicos como polen, semillas, y esporas que se encuentran principalmente en la fracción gruesa. En la fracción fina del aerosol están presentes bacterias, virus, protozoos y microalgas.

Se debe definir e identificar desde el comienzo qué tipos de fuentes emiten los contaminantes normados para considerarlos en el análisis, aun cuando durante el proceso de estimación de emisiones se pueden agregar nuevas fuentes que se consideren relevantes.

4.5 Receptores Afectados

Para estimar los beneficios a causa de mejoras en la calidad

ambiental es necesario identificar y definir los receptores que están dentro del alcance geográfico y son susceptibles a cambios en la concentración de contaminantes bajo observación. El tipo de receptor a considerar depende del tipo de norma que se esté evaluando, de los efectos del contaminante y la zona impactada por la contaminación.

4.5.1 Población

La población que forma parte del análisis debe ser toda aquella que está comprendida dentro del alcance geográfico. Se debe considerar la población oficial y proyectada registrada en el Instituto Nacional de Estadística dentro del horizonte de evaluación definido en el análisis. Además de definir la población afectada, es de especial interés identificar y definir grupos sociales vulnerables pertenecientes a ella (por ejemplo niños, adultos mayores, población de bajos ingresos, entre otros). Esto debido a que en los pasos posteriores del AGIES se debe realizar análisis sobre las distribuciones, tanto de costos como de beneficios, según los agentes sociales afectados (Layard y Glaister, 2003).

4.5.2 Cultivos

Los cultivos afectados son todos aquellos comprendidos en el territorio considerado por la norma o plan a evaluar. Se deben definir tanto la ubicación de los terrenos como también el tipo de cultivo. Cada cultivo tiene una susceptibilidad distinta al contaminante y su concentración por lo que se requiere una identificación detallada del tipo y especialización de los mismos.

4.5.3 Otros receptores

En el caso que se desee evaluar otros beneficios, se deben identificar aquellos receptores impactados por los efectos definidos siguiendo las recomendaciones expuestas en la sección 4.6. Por ejemplo, en el estudio realizado por KAS Ingeniería y GeoAire (2009), que consiste en la evaluación de una norma de emisión para termoeléctricas, los consultores estimaron los beneficios en recursos naturales a causa de reducciones en la deposición de contaminantes. Para ello identificaron el uso de suelo a través del territorio nacional y clasificaron como recursos naturales aquellos que correspondían a uso agrícola, bosque, plantaciones, praderas y renovales.

En este caso los recursos naturales fueron considerados como receptores afectados. Cabe mencionar que los beneficios fueron solo cuantificados y no valorizados. En la Tabla 4-4, se pueden observar las reducciones de depositación de MP₁₀ obtenidas por KAS Ingeniería y GeoAire para los años 2014 Y 2020.

Tabla 4-4: Reducción de depositación de MP₁₀ según escenario de norma de emisión. Años 2014 y 2020 (ton/año)

Zona	Tipo de Suelo	Área (Há)	Año 2014			Año 2020		
			Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Norte	Agrícola	208.309	4E+00	7E+00	8E+00	4E+00	6E+00	8E+00
	Bosque	194	4E-03	6E-03	8E-09	3E-03	5E-03	7E-03
	Plantaciones	33.433	1E+00	2E+00	2E+00	1E+00	2E+00	2E+00
	Praderas	413.938	7E+00	1E+01	1E+01	6E+00	1E+01	0E+01
	Renovables	38.440	9E+01	1E+00	2E+00	8E-01	0E+00	2E+00
Central	Agrícola	2.543.847	4E+01	8E+01	1E+02	3E+01	8E+01	1E+02
	Bosque	341.669	3E+00	8E+00	1E+01	3E+00	7E+00	1E+01
	Plantaciones	1.728.560	7E+01	2E+02	3E+02	7E+01	2E+02	3E+02
	Praderas	498.499	9E+00	2E+01	3E+01	8E+00	2E+01	3E+01
	Renovables	1.207.135	2E+01	6E+01	9E+01	2E+01	5E+01	8E+01
Sur	Agrícola	839.957	4E+00	1E+01	2E+01	4E+00	1E+01	2E+01
	Bosque	3.199.207	2E+00	8E+00	1E+01	3E+00	8E+00	1E+01
	Plantaciones	843.067	5E+00	1E+01	2E+01	4E+00	1E+01	2E+01
	Praderas	1.867.616	3E+00	7E+00	1E+01	3E+00	6E+00	1E+01
	Renovables	1.397.750	3E+00	7E+00	1E+01	3E+00	7E+00	1E+01
Austral	Agrícola	3.390	5E-04	1E-03	2E-03	5E-04	1E-03	2E-03
	Bosque	1.407.686	1E-01	4E-01	6E-01	1E-01	4E-01	6E-01
	Plantaciones	7.836	1E-03	3E-03	5E-03	1E-03	3E-03	5E-03
	Praderas	2.967.492	1E-01	4E-01	7E-01	1E-01	4E-01	7E-01
	Renovables	1.144.900	1E-01	3E-01	5E-01	1E-01	3E-01	5E-01
TOTAL	20.692.924	170	422	649	161	412	640	

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009)

4.6 Efectos

Teniendo en cuenta que las fases críticas de un ACB son: identificación, cuantificación y valoración de efectos (Lave & Gruenspecht (1991)), se recomienda definir desde el comienzo, "en la etapa de Definición de Alcance", los efectos que serán considerados en la evaluación.

El cambio en la incidencia de efectos a causa de mejoras en la calidad del aire se traduce en beneficios, los que posteriormente son contrastados con los costos, para evaluar la rentabilidad social de las medidas de reducción. Se debe identificar y documentar todos los efectos adversos causados por los contaminantes incluidos en el análisis, con el objetivo de incrementar la información disponible para la autoridad. Por otro lado, la cuantificación y valoración solo podrá realizarse en algunos de los efectos identificados.

En el caso de la cuantificación, la dificultad muchas veces recae en la no existencia de información que relacione el cambio en la calidad del aire con el cambio en la incidencia de efectos mientras que la principal dificultad en la valoración, radica en bienes cuyo valor (definido por preferencias de la población) no está directamente reflejado en los precios del mercado, como por ejemplo la biodiversidad, lo que exige recursos que se traducen en costos que no siempre son posibles de financiar.

Sin embargo, existen métodos para extraer las preferencias y los valores que la población asigna a ciertos bienes públicos como la visibilidad o la calidad del aire (valoración contingente, análisis conjunto, precios hedónicos, costos de enfermedades (Cost of illness, COI), función de daño, entre otros). Estos métodos principalmente se han enfocado en valorizar los efectos que tienen la contaminación en la salud, por lo que estos efectos son los principales a evaluar.

Debido a que muchas veces llevar a cabo estos estudios para casos particulares involucra muchos recursos y requiere de expertos lo que se ha usado en algunos países es lo que denomina transferencia de costos o beneficios. Esta técnica implica utilizar valores obtenidos en otras zonas geográficas, en lo posible homogéneas con la zona de estudio, y "transferirlos" a la zona de interés, generalmente mediante una serie de ajustes de parámetros determinados. Esta metodología puede ser revisada en detalle en el capítulo 11.

En la Tabla 4-5 se presentan algunos de los efectos nocivos para la salud que cuentan con suficiente sustento científico como para cuantificarlos frente a variaciones en la contaminación ambiental. Además se presenta el método de valoración utilizado para estimar los beneficios monetarios de reducir los casos.

Tabla 4-5: Efectos en Salud

Tipo de efecto (endpoint)		Causa específica (endpoint)	Disponibilidad de valores (WTP, COI)	
Muerte Prematura		Todas las causas	WTP	
Enfermedad		Bronquitis crónica	WTP	
Acciones Médicas	Admisiones hospitalarias	Enfermedad cardiovascular	WTP	
		Asma	WTP	
		Arritmia	COI	
	Visitas a la sala de emergencia	Asma	WTP	
		Causas respiratorias	WTP	
		Neumonía	COI	
		Enfermedades respiratorias bajas-RSP	COI,WTP	
			Síntomas respiratorios altos-RSP	COI, WTP
	Enfermedad		Ataques asmáticos	COI, WTP
			Bronquitis aguda	WTP
Días de actividad restringida		Días de trabajo perdido (WLD)	COI	
		Días de actividad restringida (RAD)	WTP	

WTP (Willingness to Pay/Disposición a pagar) y COI (Cost of Illness) explicados en la apartado 9.1.3
 Fuente: Elaborado en base a Cifuentes, Krupnick et al. (2005)

Otros efectos que cuentan con información para ser considerados en los AGIES, que han sido considerados en AGIES realizados en Chile, corresponden a daños en cultivos (disminución del rendimiento del cultivo), desgaste en materiales de infraestructura y disminución de visibilidad. Al existir evidencia de una relación entre la concentración de contaminantes y estos efectos, la recomendación es valorizarlos, siempre y cuando, exista disponibilidad de la información necesaria para hacerlo.

Se debe definir a priori cuáles son los efectos que serán considerados en el análisis, no obstante, a medida que transcurre la elaboración pueden surgir nuevos beneficios a considerar que en un principio fueron ignorados, se recomienda que estos sean considerados.

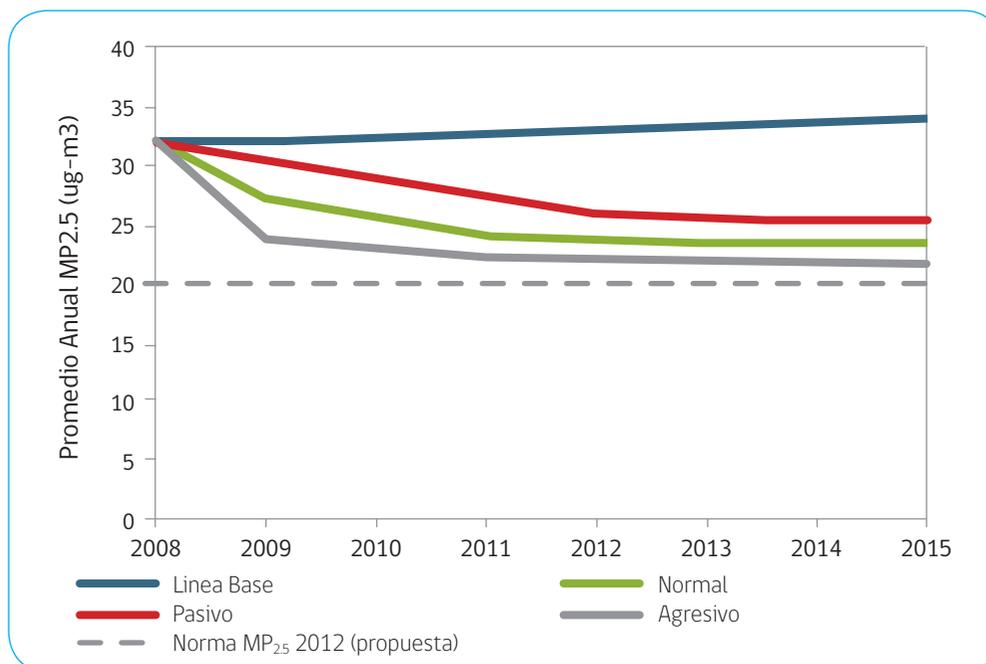
4.7 Escenarios

La utilización de distintos escenarios en la evaluación de un AGIES tiene objetivos variados. Se utilizan para representar y evaluar un conjunto de alternativas en cuanto a:

- El instrumento de gestión ambiental que se utiliza para reducir la contaminación (por ejemplo para conseguir una reducción de la contaminación se puede dictar una norma o introducir un impuesto a la contaminación, lo que puede ser modelado a través de dos escenarios diferentes).
- Nivel de cumplimiento de medidas.
- Variables exógenas o cualquier parámetro que presente incertidumbre o que se desee optimizar.

En el caso de una norma de calidad, norma de emisión, PDA o PPA una práctica común es evaluar el nivel de cumplimiento que tendrán las medidas para comprender si estas lograrán la meta impuesta por la regulación. De esta manera, se puede sugerir qué niveles de cumplimiento serán necesarios y suficientes para lograr los objetivos planteados. En la Figura 4-1 se pueden observar los resultados en concentraciones estimadas por el estudio DICTUC (2008), correspondiente al AGIES del PPDA para la Región Metropolitana, según escenarios de implementación de medidas.

Figura 4-1: Escenarios reducción de concentraciones



Fuente: DICTUC(2008)

Por otro lado, debido a la incertidumbre de los parámetros presentes en la evaluación se recomienda realizar un análisis de propagación de la incertidumbre de dichos parámetros sobre los resultados finales (ver apartado 12.3.3 Análisis de Incertidumbre). La incertidumbre depende del comportamiento de variables empíricas y parámetros continuos. Específicamente se deberá considerar abordar la incertidumbre presente en parámetros a través de modelación paramétrica o escenarios. En este paso se deben definir los escenarios a evaluar.

4.8 Casos

4.8.1 Caso 1: Basado en el estudio: Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Para ejemplificar la definición de alcance, a continuación se hace referencia al estudio realizado por Cifuentes (2010), en el Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Los alcances que fueron definidos por este estudio se muestran en la Tabla 4-6.

Tabla 4-6: Resumen alcance norma termoeléctricas

Alcance	Descripción
Geográfico	Radio de 100 km para cada central termoeléctrica
Temporal	Horizonte de 10 años, año base 2010 y resolución un año
Contaminantes	Material particulado, SO ₂ y NO _x
Efectos	Beneficios en salud y agricultura
Fuentes emisoras	Termoeléctricas (fuentes fijas)
Receptores	Población y cultivos dentro del límite geográfico de análisis (radio 100 km)
Escenarios	5 escenarios alternativos de norma

Fuente: MMA (2013)

Como se aprecia en la tabla 4-6, el alcance geográfico que se definió en el estudio correspondió a un radio de 100km centrado en la ubicación de cada una de las centrales termoeléctricas el cual fue limitado por el modelo de dispersión utilizado. Si bien los receptores podrían encontrarse fuera de dicho alcance geográfico, se asume este supuesto al no poseer mejor información.

El anteproyecto de norma que generó la elaboración de este estudio estipulaba que los contaminantes a normar correspondían a material particulado, SO₂ y NO_x, siendo los contaminantes a ser considerados en la evaluación. Por su parte, los efectos que se consideraron correspondieron al que el objetivo de la norma intenta proteger a la población de efectos adversos y adicionalmente como co-beneficios se consideran los efectos en cultivos, mientras que las fuentes emisoras quedaron definidas a priori por el tipo de normado que afecta a una fuente específica.

Los escenarios que se evaluaron fueron determinados por una revisión de la normativa internacional (nivel de norma propuesta por el Banco Mundial y nivel de norma vigente en la Unión Europea), el nivel de norma propuesta por CONAMA en el anteproyecto, un nivel de norma proveniente de las restricciones del SEIA, y un nivel de norma definida por el mismo estudio que fue estimada a través de la maximización de beneficios.

4.8.2 Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

Otro AGIES que permite ejemplificar la etapa de decisión es el desarrollado para el Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe que fue encargado por CONAMA de la Región Metropolitana a DICTUC (2008). La Tabla 4-7 presenta un resumen del alcance definido en este estudio.

Debido a que este estudio correspondía a la realización de un PPDA, el límite geográfico queda definido por la ciudad o región que se encuentra latente o saturada, en este caso la Región Metropolitana por completo. Sin embargo, si es que estuviera disponible la información necesaria (por ejemplo, ubicación de cada una de las fuentes y/o un modelo de dispersión cuasi real) los receptores podrían corresponder a aquellos que se ubican fuera de la región administrativa Región Metropolitana (comunas aledañas) ya que se verían afectadas por los beneficios de la reducción de la contaminación.

En este caso, el alcance temporal, en particular el horizonte de análisis, se vio determinado por las metas que quiere lograr el PPDA (por ejemplo, al año 2015 se tiene como meta alcanzar una concentración promedio anual de 50 ug/m³). Por su parte, al corresponder a un análisis de un PPDA se debieron considerar todos los contaminantes que poseían una concentración tal que provocaron que la zona fuera definida latente o saturada. Si es que la reducción de emisiones de estos contaminantes causan una disminución en la concentración de otros (contaminantes secundarios) también fueron incluidos en el análisis debido a que la reducción de éstos genera beneficios (por ejemplo MP_{2.5}). La información disponible para la RM hizo posible la estimación de beneficios para salud, visibilidad y materiales. Las medidas que fueron analizadas estaban incluidas en el anteproyecto por lo que consideraron las fuentes emisoras que se veían afectadas por éstas.

Por último, los escenarios que fueron considerados representaron distintos niveles de exigencia y fiscalización de cada una de las medidas. En particular este estudio analizó escenarios normal, pasivo y agresivo de exigencia y cumplimiento. Además se crearon escenarios que quedaron determinados por los beneficios en salud calculados (explicados principalmente por los distintos métodos utilizados para la estimación del valor de la vida estadística).

Tabla 4-7: Resumen alcance PPDA

Alcance	Descripción
Geográfico	Región Metropolitana
Temporal	Horizonte de 7 años, año base 2009 y resolución un año
Contaminantes	MP10, MP _{2.5} , SO _x , NO _x , Polvo resuspendido
Efectos	Beneficios en salud, visibilidad y materiales
Fuentes emisoras	Fuentes fijas, móviles y otras
Receptores	Población y receptores dentro de la RM
Escenarios	Escenarios para evaluar implementación de medidas e incertidumbre en beneficios

Fuente: MMA (2013)







5. Estimación de emisiones

En esta etapa se debe realizar un registro de todas las fuentes emisoras correspondientes a los tipos de fuentes que caen dentro del alcance de la evaluación (definidas en la Sección 4). Luego de este paso, se estiman las emisiones de todas las fuentes con el objetivo de construir la línea base de emisiones.

5.1 Métodos de Estimación de Emisiones

Para la construcción del inventario de emisiones existen dos enfoques metodológicos de acuerdo a la manera en que se procesa y obtiene la información. El enfoque *top-down*, parte de arriba hacia abajo, agregando la información del sistema que se analiza, sin especificar detalles para obtener las estimaciones que se requieren. Cada

parte luego se refina, hasta alcanzar un nivel que permita validar el modelo. En cambio, el método *bottom-up* parte de abajo hacia arriba, detallando y especificando las partes individuales del sistema, para generar componentes más agregados y posteriormente formar el sistema completo. Este enfoque es generalmente utilizado para evaluar costos y beneficios de programas.

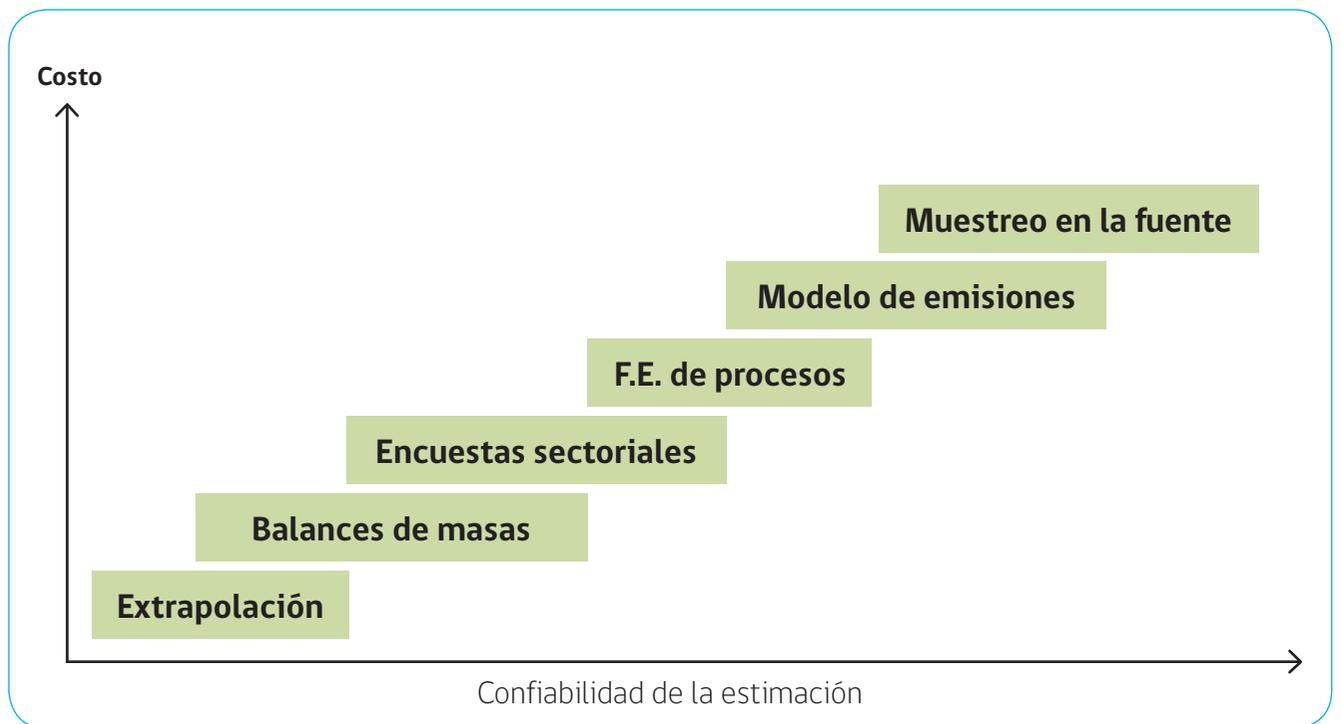
El método a utilizar depende de los objetivos, escala de análisis, y disponibilidad de datos y recursos. El enfoque elegido determina entonces las herramientas que se utilizarán para la construcción del inventario de emisiones, en conjunto con el costo que se está dispuesto a incurrir y la confiabilidad en los resultados que requiere. En la Figura 5-1 se pueden observar los métodos junto con sus características de costo y confiabilidad.

Emisiones

- Identificar las fuentes de cada tipo
- Para cada tipo de fuente calcular las emisiones
- Estimar la emisión del año base según tipo de fuente
- Determinar la evolución de emisiones en el tiempo



Figura 5-1: Herramientas para la estimación de emisiones



Fuente: MMA (2013)

La opción más confiable, pero poco factible debido a su alto costo, es medir directamente una muestra de las emisiones de cada fuente presente en el análisis. La siguiente opción, siguiendo un orden de costo y confiabilidad decreciente, es utilizar un modelo de emisión. Éstos corresponden a sistemas de cálculo desarrollados para estimar los contaminantes emitidos a la atmósfera por las diversas actividades humanas y fuentes de origen natural que son de interés, para un período y área geográfica determinada. Los modelos utilizados varían en complejidad y recursos utilizados.

Si para las fuentes bajo análisis existe suficiente información acerca de la relación entre su nivel de emisión y variables ambientales, el uso de un modelo de emisión puede ser recomendado. Sin embargo, la confiabilidad del modelo está sujeta a la calidad de los datos de entrada, por lo que a pesar de contar con los recursos necesarios para realizar el modelo, puede que ésta no sea la mejor opción.

El método más utilizado para estimar emisiones totales se enmarca bajo el enfoque *bottom-up* y corresponde a factores de emisión (FE)¹, que consiste en calcular la emisión según los niveles de actividad de cada fuente y su factor de emisión asociado (principalmente expresado en peso por unidad de actividad). Su masificación se debe a que el uso de FE es una simplificación para un problema complejo, estimando de forma sencilla y bastante precisa las emisiones. La ventaja es que éstos son, bajo ciertas condiciones, extrapolables de una situación a otra. Esto permite estimar emisiones que, en muchos casos, no se podría debido a la ausencia de información local. Sin embargo, se debe tener precaución en la extrapolación. Para realizar una aplicación exitosa, debemos reconocer cuáles son los agentes que modifican los factores de emisión (no las emisiones totales). Si los agentes modificadores con que fueron establecidos los factores de emisión son similares a las condiciones en donde se quieren utilizar, se puede realizar la extrapolación.

El FE de una fuente en particular puede ser obtenido mediante medición directa o balance de masas. El grueso de la aplicación de este método está en la estimación de emisiones de fuentes móviles (automóviles, aviones, barcos, entre otras) y fuentes fijas (industria, residencial, entre otras). Para la estimación de emisiones según fuente se utiliza la siguiente fórmula:

Ecuación 5-1: Cálculo de Emisión

$$Emision_{ij} = FactorEmision_{ij} \cdot NivelActividad_j$$

Donde:

Emision_{ij}: Emisión del contaminante *i* por la fuente emisora *j*. (Ejemplo: gr/año)

FactorEmision_{ij}: Factor de emisión del contaminante *i* para la fuente emisora *j* (Ejemplo: gri/km, gr/hr, entre otros).

NivelActividad_j: Nivel de actividad de la fuente emisora *j* (Ejemplo: km/año, hr/año, entre otros).

Este cálculo se debe realizar tanto para el año base como para todos los periodos dentro del horizonte de tiempo de la evaluación (determinados por la resolución del análisis). Es necesario tener en cuenta que tanto los FE como el nivel de actividad (NACT) no son estáticos y varían durante el tiempo; en las secciones posteriores se ejemplifica cómo se manifiestan estas variaciones. Para estimar las emisiones de cada periodo se deberá calcular tanto el nivel de actividad de las fuentes como la composición de los factores de emisión, lo que requerirá una proyección de estas dos componentes.

En situaciones puntuales o frente a restricción de recursos existen otras alternativas para estimar las emisiones, como por ejemplo la estimación en base a encuestas sectoriales o mediante el uso de balance de masa para obtener una estimación de las emisiones por sector o tipo de fuente. Este último método se recomienda para estimaciones de largo plazo, ya que no considera fluctuaciones en el corto plazo. Es ideal para situaciones en que se libera gran parte del contaminante de interés a la atmósfera sin generación o consumo del mismo en el proceso. Finalmente, existe la posibilidad de calcular las emisiones extrapolando resultados de otros estudios; si bien el costo es bajo, su baja confiabilidad lo hace poco apropiado.

Por otro lado, se tiene la alternativa del enfoque *top-down*, que consiste en definir el detalle de las emisiones a partir de lo más general o agregado. Por ejemplo, proyectar las emisiones de todo un sector y luego desagregar según subsector estimando las proporciones correspondientes a cada actividad. En esta modelación se va desde lo general al detalle, en contraste con el enfoque *bottom-up*, en que se va desde el detalle a lo general. Para lograr esto, usualmente, se estiman las emisiones según la relación histórica entre emisiones o uso energético del sector y variables macroeconómicas, como producto interno bruto, población o producción.

¹ El factor de emisión es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera y una unidad de actividad, por ejemplo: mg MP2,5/km recorrido, mg NOx/hr de funcionamiento, entre otros.

Si no se cuenta con la información necesaria para hacer un análisis desagregado o la medida a evaluar es intersectorial se recomienda utilizar una estimación *top-down*. Por ejemplo a través de regresiones lineales o modelos econométricos es posible encontrar variables representativas del comportamiento del parque emisor (como por ejemplo PIB o población), pudiendo así proyectar las emisiones a nivel agregado.

Adicionalmente, existe la posibilidad de utilizar modelos híbridos *bottom-up* y *top-down*, de manera de compensar limitaciones existentes en una metodología u otra. Por ejemplo, se podría aprovechar información tecnológica detallada (principalmente del sector eléctrico y de fuentes móviles) utilizada en una metodología *bottom-up* en conjunto con información macroeconómica como la que supondría una metodología *top-down*.

5.1.1 Factores de Emisión

El FE representa la cantidad promedio de un contaminante emitido a la atmósfera por un proceso, combustión, equipo o fuente en particular. Se expresa según distintas unidades dependiendo del proceso al cual pertenezca. Por ejemplo, para automóviles puede estar expresado tanto en gramos de contaminante por kilómetro recorrido como en gramos por litro de combustible.

Los FE pueden ser obtenidos mediante medición directa de fuentes representativas como también estimados a través del método de balances de masa. Por lo general, la obtención se produce en el momento en que la fuente está nueva y en óptimas condiciones, por lo que se debe tener en cuenta que el uso y el tiempo desgastan las fuentes, produciendo cambios en el FE. Para la construcción de la línea base es necesario estimar las emisiones de las fuentes para cada periodo del análisis, por tanto se deben proyectar los factores de emisión para dar cuenta de posibles variaciones en el tiempo.

5.1.1.1 Proyección Factores de Emisión

Los FE varían según distintos elementos particulares de cada tipo de fuente. Como ejemplo, en la Tabla 5-1 se muestran las principales causas que inciden en los FE y provocan su variación en el tiempo para el caso de fuentes móviles.

Tabla 5-1: Factores de variación de FE

Factores	Ejemplo
Condiciones de marcha	Velocidad
	Aceleración
	Carga en vehículos
	Pendiente de la ruta
Tipo de combustible	Gasolina (composición)
	Diésel (composición)
	Gas natural
	Otros
Tecnología de las fuentes	Deterioro
	Convertidor catalítico
Condiciones climáticas	Temperatura
	Humedad

Fuente: MMA (2013)

Algunas de las variables que afectan a los FE en fuentes fijas son: eficiencia en los procesos, composición de materias primas (combustibles), equipos (tecnología), temperatura y otras condiciones ambientales del proceso.

En la estimación de emisiones, considerar todos estos factores de manera simultánea es una tarea compleja, no obstante, es recomendado considerar la mayor cantidad posible de información disponible. Por ejemplo, para considerar la implementación de un convertidor catalítico en la estimación de emisiones de un vehículo liviano se puede utilizar la Ecuación 5-2. Esta ecuación representa el impacto de la medida de reducción de emisiones directamente en el factor de emisión.

Ecuación 5-2: Eficiencia en reducciones

$$Emision_{ij} = NivelActividad_j \cdot FactorEmision_{ij} (1 - RE/100)$$

Donde,

$Emision_{ij}$: Emisión [gr/año] del contaminante i por la fuente emisora j .

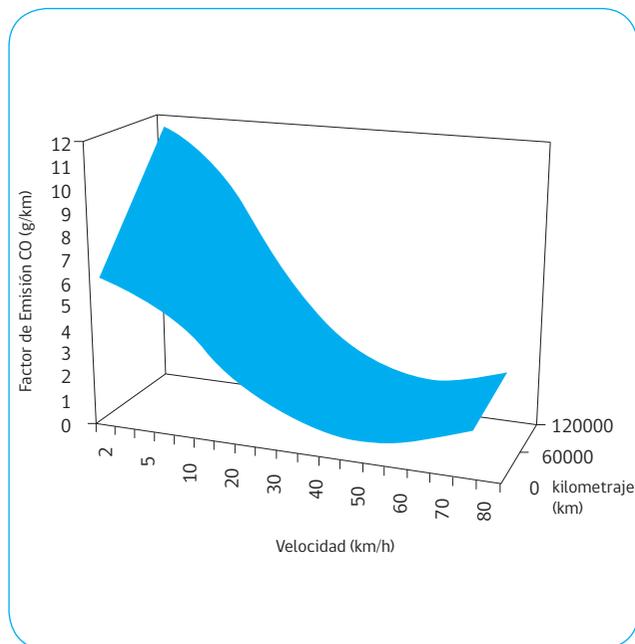
$FactorEmision_{ij}$: Factor de emisión original del contaminante i para la fuente emisora j (Ejemplo: gr/km, gr/hr, etc).

$NivelActividad_j$: Nivel de actividad de la fuente emisora j (Ejemplo: km/año, hr/año, entre otras).

RE: Eficiencia del convertidor catalítico en cuanto a reducción de emisiones.

En la Figura 5-2 se expone la relación entre el FE del monóxido de carbono (CO) y la velocidad del vehículo. Se incluye además el deterioro del vehículo (en función del kilometraje) para un mejor ajuste en el FE. Esto brinda la posibilidad de realizar un análisis bajo las distintas dimensiones que pueden afectar el FE y estimar las emisiones de forma más precisa.

Figura 5-2: Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste



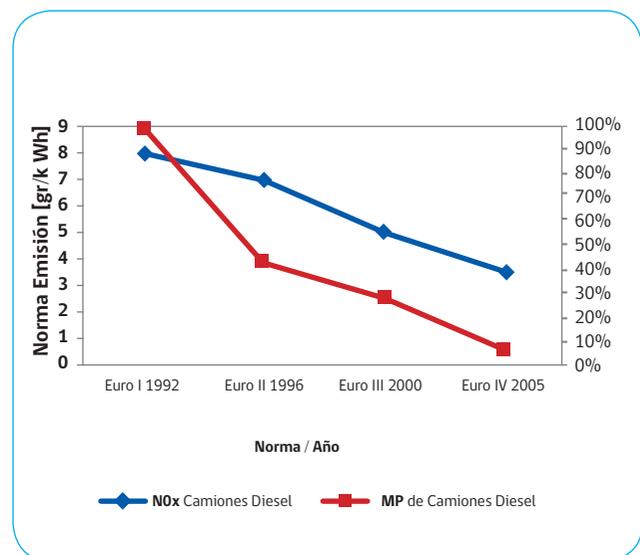
Fuente: CENMA - Vehículos livianos de pasajeros con convertidor catalítico.

Si bien estos ejemplos aplican para el análisis sobre un tipo de fuente en particular existen factores, como el avance tecnológico, que modifican los FE de las nuevas fuentes que van ingresando al parque dentro del horizonte de análisis.

Un ejemplo práctico de la evolución de los FE a causa de nuevos estándares tecnológicos está constituido por la promulgación de las normas europeas de emisión para vehículos (fuentes móviles), Euro. Esta norma regula las emisiones de algunos de los contaminantes liberados por la combustión de los motores, lo que directamente impacta

en el FE. Debido a que esta norma se ha vuelto cada vez más estricta, los FE para estas fuentes han disminuido a través de los años. Como se puede observar en la Figura 5-3, para el caso de los camiones a diésel, los niveles permitidos de NOx han disminuido en un 56% desde el año 1992 (EURO I), mientras que para el MP esta reducción es aún mayor, presentando un 94% de disminución con respecto a la EURO I.

Figura 5-3: Evolución norma Euro para NOx y MP de Camiones Diésel



Fuente: Elaboración propia en base a MMA (2014)

Los ejemplos expuestos en esta sección tienen como objetivo mostrar cómo los FE pueden variar debido a condiciones de uso o transcurso del tiempo. En el momento de estimar las emisiones dentro del horizonte de tiempo se deberá proyectar el estado de los FE para cada periodo. Por ejemplo, para ajustar los FE según el deterioro de las fuentes en el tiempo se podrá suponer un promedio de kilómetros recorridos (nivel de actividad) dentro del periodo analizado. Para considerar el ajuste de FE según velocidad de la fuente, un supuesto común consiste en utilizar la velocidad promedio de los vehículos dentro del territorio de análisis.

La Tabla 5-2 muestra las fuentes de información típicas para obtener factores de emisión tanto para fuentes fijas como móviles.

Tabla 5-2: Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión

Tipo	Fuente de Información FE
Fuentes Fijas	Emission Factors, AP-42 (http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/)
	Base de Datos FE Gases Efecto Invernadero IPCC http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB
Fuentes Móviles	EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002
	UPDATE USA: Modelos de EPA: Mobile 5, Mobile 6
	Chile: Factores propuestos por el Centro Nacional del Medio Ambiente, Metodología para el Cálculo de Emisiones Vehiculares (MODEM)
	Factores internacionales modificados según las mediciones realizadas en el Centro de Control y Certificación Vehicular (3CV)
	Europa: Factores de emisión del Programa Copert

Fuente: MMA (2013)

5.1.2 Nivel de actividad

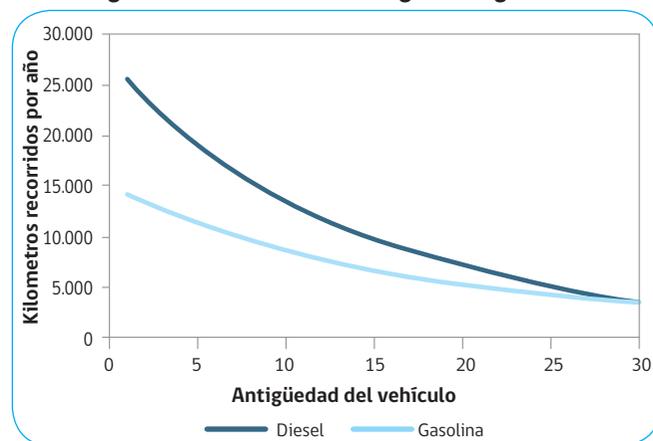
El nivel de actividad representa el grado de uso de la fuente dentro del periodo análisis. Algunas expresiones comunes para esta característica de la fuente son: km/año, hr/año, lt/año, etc. Lo importante es que la expresión esté acorde con el FE que se utiliza para así obtener la cantidad de contaminante emitido por la fuente dentro del periodo. Al igual que los FE, el Nivel de Actividad (NA) de una fuente varía en el tiempo. Estas variaciones pueden ser debido a características propias de la fuente como también a las condiciones de uso de la fuente. Para estimar las emisiones correspondientes a una fuente en el horizonte de tiempo se debe proyectar el nivel de actividad para cada periodo.

5.1.2.1 Proyección de Nivel de Actividad

Para considerar la variación del nivel de actividad, una alternativa consiste en el uso de modelos estadísticos. El nivel de actividad puede estar relacionado con la antigüedad de la fuente, variables macroeconómicas, conducta social, regulación existente u otros incentivos que alteren el comportamiento. En particular, la conducta social puede estar determinada por los cambios en los precios relativos, el ingreso, la capacidad limitada del recurso (disponibilidad) y las actitudes sociales, entre otros. Se destaca que dentro de las variables macroeconómicas

que pueden afectar está el producto interno bruto, debido a que a medida que éste crezca, mayor será la actividad productiva de las empresas y con ella el nivel de actividad de una fuente emisora empresarial aumentaría, manteniendo constante el nivel de tecnología. A manera de ejemplo, en la Figura 5-4 se representa el nivel de actividad de vehículos según su antigüedad. Los vehículos nuevos fallan menos y por ende recorren más kilómetros anualmente que vehículos más antiguos (Caserinia, Giugliano et al. 2008).

Figura 5-4: Variación NA según antigüedad



Fuente: Caserinia, Giugliano et al. (2008)

<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB>
<http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR3/en>
<http://www.epa.gov/otaq/index.html>

Mediante el uso de información disponible o análisis estadístico se debe proyectar el nivel de actividad de cada fuente para cada periodo, de esta manera se obtendrá una estimación más precisa de las emisiones.

6.2 Construcción Línea Base

La construcción de la línea base consiste en agregar las emisiones de todas las fuentes consideradas en el análisis. Es imperativo que la construcción sea acorde a las definiciones realizadas en la Sección 8. El objetivo

de la línea base es generar un escenario de referencia para comparar las emisiones reducidas a causa de las medidas establecidas. Esta diferencia en emisiones es usada para calcular el cambio en concentraciones que se puede atribuir a cada medida con el fin de estimar sus beneficios.

A modo de ejemplo la Tabla 5-3 representa la línea base resultante del estudio DICTUC (2009) sobre norma de emisión para motores de buses de locomoción colectiva en la Región Metropolitana.

Tabla 5-3: Línea base DICTUC 2009 (ton)

Contaminante	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
CO	770	670	670	640	640	640	640
MP _{2,5}	92	83	83	85	85	85	85
COV	370	330	330	310	310	310	310
NO _x	2.900	2.600	2.600	2.700	2.700	2.700	2.700
SO _x	9	9	9	10	10	10	10
CO ₂	690.000	640.000	640.000	720.000	720.000	720.000	720.000
NH ₃	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4

Fuente: DICTUC(2009b)

Esta línea base fue creada considerando un parque de 6.157 buses en el año 2009, un nivel de actividad de 90.000 km

por bus por año, una velocidad promedio de 30 km/hr y los factores de emisión que se presentan en la Tabla 5-4.

Tabla 5-4: Factores de emisión según norma y capacidad de buses (gr/km)

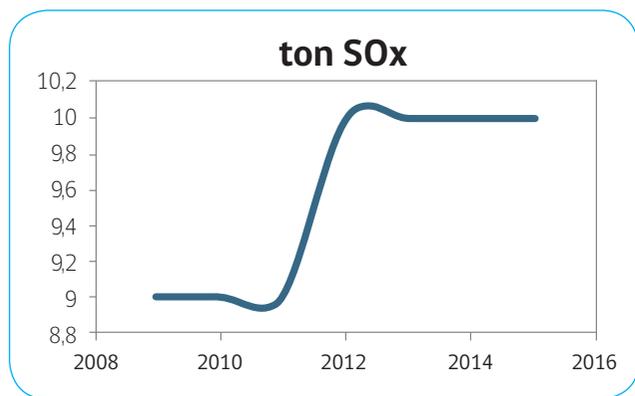
Norma	Capacidad	CO	NOX	MP _{2,5}	COV	SOX	CO2
Euro I	A1	2,1	7,8	0,03	0,9	0,01	708
	A2	2,1	7,8	0,03	0,9	0,01	708
	B1	2,3	8,7	0,04	1,0	0,01	787
	B2	2,3	10,7	0,04	1,0	0,01	935
Euro II	A1	1,7	5,6	0,19	0,8	0,02	1,165
	A2	1,7	5,6	0,19	0,8	0,02	1,165
	B1	1,9	6,2	0,22	0,9	0,02	1,294
	B2	1,9	7,6	0,24	0,9	0,02	1,537
Euro III	A1	1,2	3,9	0,14	0,6	0,02	1,036
	A2	1,2	3,9	0,14	0,6	0,02	1,036
	B1	1,3	4,4	0,15	0,6	0,02	1,152
	B2	1,3	5,4	0,17	0,6	0,02	1,537
	C2	1,3	6,1	0,19	0,6	0,03	1,580

Fuente: (DICTUC 2009c)

⁶ Se refiere a capacidad de pasajeros de los buses en donde A1, A2, B1, B2 y C2 son de 42, 62, 76, 80 y 160 respectivamente.

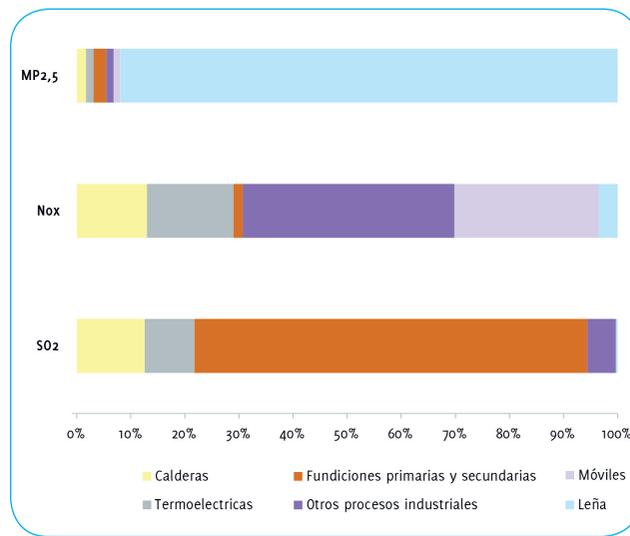
Para una comprensión más eficiente es imperativa la construcción de gráficos a partir de los resultados. A manera de ejemplo, se representa gráficamente la línea base para el SOx en la Figura 5-5.

Figura 5-5: Línea base emisiones SOx



Fuente: MMA (2013)

Figura 5-6: Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007



Fuente: MMA, RETC, 2012.

6.2.1 Definición del parque emisor

Para generar la línea base de emisiones, es necesario precisar cuál es el parque que libera las emisiones, así como especificar y caracterizar quienes componen este parque. Esta definición dependerá fundamentalmente del tipo de análisis que se desea realizar. En el estudio realizado por DICTUC (2009) sobre la norma de emisión para motores de buses de locomoción colectiva en la RM, el parque emisor corresponde a los buses de la locomoción colectiva de la Región Metropolitana. Una vez definido el parque emisor, se requiere proyectar el parque durante el horizonte de tiempo sobre el cual se realizará el análisis.

6.3 Indicadores de Emisiones

Con el objetivo de aumentar el valor del análisis, se recomienda generar indicadores de emisión que presenten la línea base según distintas perspectivas. Por ejemplo se pueden asignar responsabilidades de las emisiones según: sector económico, tipo de fuente u otra clasificación que se estime necesaria. La Figura 6-6 muestra un ejemplo de asignación de responsabilidades en las emisiones por tipo de fuente.

6.4 Casos

Caso 1: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Para ejemplificar cómo se desarrolla la estimación de emisiones, se presenta la metodología utilizada en DICTUC (2008), para el análisis y evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Este estudio realizó la caracterización de fuentes de acuerdo al alcance del proyecto, según Tabla 6-5.

Tabla 5-5: Tipos de fuentes PPDA

Tipo	Subtipo
	Transporte público
Móviles	Vehículos Pesados
	Vehículos livianos y medianos
	Motocicletas
Fijas	Fijas (no incluye equipos electrógenos)
	Equipos electrógenos
Otras	Equipos calefacción a leña o biomasa
	Quemas agrícolas

Fuente: DICTUC (2008)

A continuación se explicará en forma resumida la manera en que se abordó la estimación de emisiones para Fuentes Móviles (vehículos pesados) y Fuentes Fijas (sin grupos electrógenos).

Para la estimación de emisiones en ambos casos, se tomó como base la Ecuación 5-1 que utiliza FE y NA. Existía información disponible para construir la línea base, tanto para fuentes fijas como fuentes móviles, a partir del parque, y su proyección en el tiempo, de los FE y del NA de cada una de las fuentes.

Luego de que se realizaron todas las estimaciones de emisiones de los tipos de fuentes considerados se estableció la línea base agregada.

Fuentes Móviles

En el caso de fuentes móviles, la modelación utilizó los FE estimados por el programa COPERT III, desarrollado en la Unión Europea y ajustados para la realidad chilena durante el desarrollo de MODEM.

Para el caso de vehículos pesados por ejemplo, el nivel de actividad fue establecido según MODEM y corresponde a la distancia anual recorrida promedio para cada categoría de camiones:

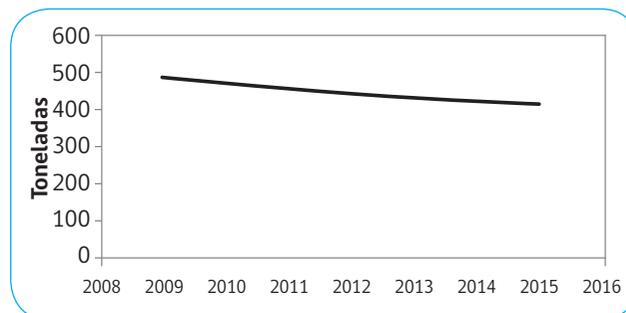
- Camiones livianos: 63.000 km/año
- Camiones medianos: 46.000 km/año
- Camiones pesados: 86.000 km/año

Para proyectar el nivel de actividad en el horizonte de tiempo del análisis se utilizó la elasticidad entre la distancia anual recorrida y el PIB per-cápita, estimada por DICTUC (1999).

El parque se calculó en base a datos de plantas de revisión técnica de la RM entre los años 1998 y 2005, los valores fueron ajustados según datos del INE (2005). Para proyectar el parque en el tiempo se utilizó la tasa de crecimiento de camiones obtenida de registros temporales de plantas de revisión técnica. Dicho valor alcanza al 2,5% anual (DICTUC 1999). Además se consideró que todo nuevo camión contara con norma EURO III (la norma EURO establece las bases para la asignación de FE a camiones). Con esto se estimó la composición del parque para el periodo de evaluación según la norma EURO de cada vehículo.

De esta forma se estimó la línea base considerando los FE, el NA y la composición del parque. La Figura 5-7 muestra la línea base de emisiones obtenida para el contaminante MP_{2,5} para el caso de vehículos pesados. Su pendiente negativa se debe a normas y regulaciones que ya rigen en el escenario base para el parque automotor.

Figura 5-7: Línea base MP_{2,5} vehículos pesados



Fuente: Elaboración propia a partir de DICTUC (2009b)

Fuentes Fijas

Para el caso de fuentes fijas, la metodología para la estimación de la línea base utilizó información de la SEREMI de Salud con el fin de obtener datos sobre mediciones de horas de operación diarias, días de operación al año, el combustible base y de respaldo utilizado, el consumo de combustible, entre otros, para cada fuente fija considerada. Por otro lado, se utilizó el estudio de caracterización de fuentes fijas realizado por GAMMA Ingenieros S.A (2007) para identificar todas las fuentes existentes en la RM.

SEREMI (2005): Esta base de datos recoge información de mediciones realizadas por la SEREMI de Salud el año 2005, a 6.920 fuentes fijas existentes en la Región Metropolitana. Contiene mediciones de las horas de operación diarias, los días de operación al año, el combustible base y de respaldo utilizado, el consumo de combustible, el caudal de gases y la concentración de MP y CO de cada fuente medida. Está compuesta de dos fuentes de información: las mediciones de gases realizadas el año 2005 y las mediciones de MP realizadas el año 2006. Se supone como válida la información de la medición de MP siempre que ésta se encuentre disponible.

GAMMA (2007): Estudio realizado por Gamma Ingenieros S.A. en el año 2007 para CONAMA RM, en el cual se caracterizan las fuentes fijas existentes en la Región Metropolitana. En dicho estudio se recabó información de eficiencia y costos de los sistemas de abatimiento de emisiones disponibles para el control de NOx en las fuentes clasificadas como mayores emisores, además, se estimaron las emisores diarias de NOx para cada fuente en este mismo grupo.

⁷ Modelo utilizado para estimar emisiones, puede ser de utilidad revisar el documento DICTUC (2010a). "Actualización Metodológica MODEM - MODEC para el Gran Santiago."

⁸ El concepto económico de elasticidad cuantifica la variación experimentada por una variable al cambiar otra. En este caso, el valor de elasticidad utilizado midió la sensibilidad (variación) de la distancia recorrida por un vehículo ante la variación del PIB per cápita.

Gracias a la información disponible las fuentes fijas pudieron ser caracterizadas con el nivel de detalle presentado en la Tabla 5-6.

Tabla 5-6: Caracterización de fuentes fijas PPDA

Tamaño	Condición	Total	%
Menores	Calderas Residenciales	3.609	52%
	Calderas Industriales	708	10%
	Panificadoras	1.370	20%
	Procesos	1.097	16%
Mayores-Pre 1997	Calderas Residenciales	4	0%
	Calderas Industriales	54	1%
	Panificadoras	0	0%
	Procesos	64	1%
Mayores-Post 1997	Calderas Residenciales	0	0%
	Calderas Industriales	18	0%
	Panificadoras	0	0%
	Procesos	38	1%
Total		6.962	100%

Fuente: DICTUC (2008)

Es necesario asignar un FE específico a cada tipo de fuente, y para realizar esta asignación correctamente fue pertinente identificar el combustible utilizado por cada una de ellas. Con el uso de la información de GAMMA (2007) se caracteriza el uso de combustible para fuentes fijas.

Tabla 5-7: Uso de combustible PPDA

Combustible	Menores	Mayores Pre 1997	Mayores Post 1997
Carbón	3	4	0
PC6	126	1	0
PC5	59	0	1
Diésel	3,498	6	10
Gas Licuado	1,069	12	8
Kerosene	39	0	0
Biomasa	10	0	0
Viruta	0	0	0
Gas de ciudad	224	0	0
Gas Natural	1,838	29	12
Biogás	7	0	0
PC2/Kerosene	8	1	0
Total	(6,881)	53	31

Fuente: MMA (2013)

Para estimar la línea base de emisiones de MP se utiliza la siguiente ecuación que multiplica el caudal de gases, concentraciones de contaminantes, horas de operación diarias y días de operación anuales (información obtenida de la base de datos de la SEREMI).

Ecuación 5-3: Emisión de fuentes fijas PPDA

$$Emisión\ anual_{SPi} = Q \cdot C \cdot Horas \cdot Días$$

Donde,

$Emisión\ anual_{SPi}$ = Emisión anual equipo i [mg/año]

Q = Caudal medido [Nm³/h]

C = Concentración en la medición [mg/m³]

La información disponible sólo permitió calcular FE (mg/hr) para 24% de las fuentes medidas (1.677 fuentes), para el resto faltaba información de caudal o concentración por lo que se estimaron FE promedio por categoría para completar la información faltante. Las categorías sin información se completaron con el FE promedio por tipo (tamaño) y combustible, y cuando no había información por tipo (tamaño), se utilizó el FE promedio por combustible.

Para las estimaciones de emisiones de SO₂ por fuente se utilizó el contenido de azufre de los combustibles, información disponible en el estudio GAMMA (2007). Para proyectar las emisiones se supuso que tanto las industrias como sus emisiones crecerán al 3% anual.





6. Medidas de reducción de emisiones

Dada la necesidad de mejorar la calidad del aire a causa de las externalidades producidas por la contaminación, surgen las medidas de reducción de emisiones. Existen cuatro grandes clasificaciones de medidas de reducción (Tietenberg 1998).

Primero están las del tipo comando y control (CYC), que tienen un enfoque restrictivo en cuanto al comportamiento de las fuentes emisoras (normativas que obligan el uso de tecnologías específicas, cotas máximas de emisión, entre otras).

Segundo, se tienen las medidas consideradas como instrumentos económicos, que buscan cambiar el comportamiento de las actuales fuentes emisoras a través de incentivos económicos para reducir sus emisiones (impuestos, permisos de emisión transable, subsidios, entre otras).

El tercer tipo de medidas corresponde a las medidas de información y educación a la población, que impactan directamente en el comportamiento de los habitantes (un ejemplo sería las campañas publicitarias de educación a la comunidad impartidas por parte del Programa País Eficiencia Energética¹). Por último, otro tipo de medida, menos difundida, son los programas voluntarios, que como dice su nombre, son acuerdos del mismo sector productivo para mejorar su desempeño en distintos aspectos, entre ellos el ambiental. A continuación se explica con mayor detalle cada una de ellas.

¹www.ppee.cl

Medidas

- Identificar las medidas de reducción de emisiones.
- Identificar los contaminantes afectados por la medida.
- Identificar el impacto de las medidas.
- Estimar la efectividad de la medida.
- Calcular la reducción de emisiones de cada medida, para cada escenario.



Comando y control

Las medidas de CYC involucran la definición de estándares o niveles de desempeño ambiental para proteger el medio ambiente. Dichos estándares se imponen mediante legislación. Su objetivo “es lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables” (Stern 2002). Dentro de las medidas de CYC se encuentran la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión. La primera de ellas se refiere a una restricción de lugar en el uso de la tecnología (Ejemplo: la circulación de camiones dentro del anillo de América Vespucio). Por su parte, las prohibiciones se refieren al límite de uso de cierto proceso asociado a una tecnología, y por último, las normas de emisión regulan las cantidades emitidas al entorno, dejando espacio para que la fuente emisora “elija” entre reducir la producción o mitigar sus emisiones. Esta flexibilidad hace que las normas de emisión sean las que se acercan más al óptimo social, dado que los costos marginales de reducir la producción pueden ser menores que los de invertir en una nueva tecnología de mitigación, lo cual evita un alza en los precios de los productos (Stern 2002).

Instrumentos Económicos

Las medidas identificadas como instrumentos económicos, se pueden clasificar en tres tipos; impuesto por contaminación, permisos transferibles y responsabilidad.

El primero se resume en que la fuente emisora paga al Estado por cada unidad de contaminación que produce. Los permisos transferibles, funcionan al fijar una cantidad de emisiones posibles en el mercado, las cuales se intercambian (compran y venden) entre los contaminadores, manteniendo de esta forma la contaminación neta que se produce en el tiempo. Finalmente, la responsabilidad se refiere a que el contaminador se hace responsable de lo que contamina, es decir, si ocurre algún daño asociado a su contaminación, deberá hacerse cargo y remediarlo o compensarlo en su totalidad (Kolstad 2010).

Los instrumentos económicos poseen varias ventajas. Según Kolstad (2010), éstas se resumen en menores requerimientos de información (la más relevante es la cantidad total de contaminantes emitidos), incentivos económicos para que los agentes emisores investiguen e innoven en nuevos mecanismos de reducción de emisiones, y mediante los pagos por contaminar, hacen que los agentes asuman los costos por contaminar y su control. De manera que no hay subsidios desde el Estado hacia los agentes emisores de polución.

Así, cada fuente emisora decidirá cuál es la mejor forma de disminuir la contaminación que produce según las características de su producción. Es decir, se incentiva a que los agentes emisores implementen mejoras continuas en sus procesos incrementando su eficiencia. Además, se

aplica implícitamente el principio de quien contamina paga, dado que es el agente emisor quien cubre los costos de controlar la contaminación y por ende de disminuir los daños ocasionados por sus actividades.

No obstante, este tipo de medidas no está exenta de debilidades. Sin embargo, las medidas que utilizan instrumentos económicos tienen debilidades. Una es la dificultad de adaptar los instrumentos a la complejidad y dinámica propias del medio ambiente. Además, se considera complejo aplicar instrumentos económicos cuando existe incertidumbre política respecto del control de daño ambiental. Finalmente, no es socialmente bien percibido el hecho de que los instrumentos económicos se basen en la idea de tratar la calidad ambiental como un bien de mercado.

Educación e información a la ciudadanía

Las medidas de información a la ciudadanía responden al principio de ofrecer información oportuna, clara y confiable al público. Algunos ejemplos de medidas en este ámbito corresponden a la difusión de información pública de desempeño ambiental de empresas, el etiquetado verde, entre otras.

Por otro lado, la educación ambiental, según lo expresa la ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, corresponde a un proceso permanente de carácter interdisciplinario destinado a la formación de una ciudadanía que reconozca valores, aclare conceptos y desarrolle las

habilidades y las actitudes necesarias para una convivencia armónica entre seres humanos, su cultura y su medio biofísico circundante.

Programas voluntarios

Los programas voluntarios han surgido como una nueva alternativa para incentivar el control de emisiones. Dentro de los programas se destacan los acuerdos entre grupos de interés, realizados con el objetivo de comprometer a las empresas a minimizar de forma voluntaria su impacto ambiental y facilitar el cumplimiento de la legislación Ambiental.

En este sentido, en Chile se desarrollan Acuerdos de Producción Limpia (APL)², que consisten en convenios voluntarios entre una asociación empresarial representativa de un sector productivo y los organismos públicos competentes. Los APL apuntan a mejorar las condiciones productivas y ambientales en términos de higiene y seguridad laboral, eficiencia energética e hídrica, reducción de emisiones, valorización de residuos, buenas prácticas y fomento productivo, entre otros. Así, este instrumento busca incentivar a los sectores productivos no solamente a cumplir con la normativa ambiental vigente, sino que a realizar mejoras que van más allá de lo obligatorio.

La Tabla 6-1 se muestra las ventajas y desventajas, analizadas por diferentes autores, de los cuatro tipos de medidas descritos.

² "Convenio celebrado entre un sector empresarial, empresas y los organismos públicos con competencia en las materias del Acuerdo, cuyo objetivo es aplicar producción limpia a través de metas y acciones específicas" (Definición según norma chilena oficial NCh. 2796.Of2003). [http://www.cpl.cl/Acuerdos\(APL\)/](http://www.cpl.cl/Acuerdos(APL)/)

Tabla 6-1: Ventajas y desventajas de las principales medidas

	Comando y control	Instrumentos económicos	Información y educación	Programas Voluntarios
Ventajas	<ul style="list-style-type: none"> Entrega una buena estimación de la reducción potencial de contaminación. Cuando existe una gran cantidad de fuentes emisoras que contribuyen de diferentes maneras a la contaminación, es difícil saber cómo reaccionarán ante un estímulo económico, por lo que optar por una medida de CYC resulta más predecible. Son sencillas de aplicar y, por sobre todo de monitorear. 	<ul style="list-style-type: none"> Los requerimientos de información son menores. El principio equimarginalidad será mantener para la mayoría de tipos de fuentes emisoras. Se incentiva a las fuentes emisoras a mejorar continuamente sus procesos, dado que éstas siempre buscarán minimizar los costos de reducción de emisiones. Por lo tanto, incentiva a las fuentes emisoras a mejorar continuamente sus procesos en pro de la eficiencia. Cada fuente emisora paga tanto los costos de control de las emisiones como los costos asociados al daño residual de la contaminación. 	<ul style="list-style-type: none"> Suministra información que permite a la población y las empresas tomar mejores decisiones de producción y consumo, en cuanto a impacto ambiental. En el largo plazo, se generan efectos positivos sobre la reducción. 	<ul style="list-style-type: none"> Tiene mayor aceptación por parte de las empresas Abarca no sólo dimensiones ambientales, sino que también otras, como seguridad laboral, buenas prácticas, entre otras. Los acuerdos son adaptados a las posibilidades efectivas de cumplimiento de los requerimientos medio ambientales. Facilita el cumplimiento progresivo de la legislación ambiental. Tiene bajos costos.
Desventajas	<ul style="list-style-type: none"> Los costos de la regulación podrían subir considerablemente debido a la dificultad de lograr cumplir que los costos marginales de la contaminación entre diferentes emisores, que producen la misma contaminación, sean iguales (principio de equimarginalidad). Ofrece poco incentivo para mejorar la forma de controlar la contaminación, debido a que la fuente emisora debe para sólo el control de ésta excluyendo su daño residual. Además, Como no se regula todo el proceso es muy probable que no se alcance la reducción esperada. Existe una mayor dificultad de alcanzar la reducción esperada dado que no se regula todo el proceso. Se debe realizar un estudio acabado del funcionamiento de la fuente, lo que requiere una gran cantidad de información y, por ende, alto costo. 	<ul style="list-style-type: none"> Dificultad de considerar la complejidad y dinamismo del medio ambiente. Por ejemplo, el impacto de las emisiones puede variar considerablemente en el tiempo y el espacio, lo cual no necesariamente está incluido en los incentivos. Dificultad en su aplicación debido a factores políticos. En el caso de existir incertidumbre respecto del control del problema ambiental se considera necesario ajustar el nivel de incentivo en el tiempo, dependiendo de la cantidad de información disponible. Implica una alta transferencia de recursos desde las fuentes emisoras al Estado, el cual puede enfrentar problemas para administrarlos. Socialmente existe una percepción negativa de tratar el medio ambiente como un bien de mercado. 	<ul style="list-style-type: none"> Existen incentivos perversos de no respetar las medidas, por ejemplo el etiquetado verde, contribuyendo así a incrementar las asimetrías de información entre consumidores y productores. En su aplicación se deben enfrentar problemas culturales de conducta de los consumidores difíciles de desarraigar. 	<ul style="list-style-type: none"> No son de carácter vinculante, por lo que no hay certeza del impacto ambiental que se alcanzará. Podría conllevar a un exceso de participación de los privados en límites de contaminaciones e impedir la ejecución coactiva por parte de la autoridad ambiental.

Fuente: Elaboración propia con base en Sterner (2002) y Kolstad (2000).

Independiente de las ventajas o desventajas que pueda poseer cada uno de los tipos de medida que se han explicado, desde una perspectiva económica, aquella medida que logre reducciones al menor costo posible (costo-eficiente) es la más recomendada, considerando a su vez la equidad y factibilidad de implementación.

La correcta realización de esta etapa sugiere que se caractericen las medidas según el tipo de fuente a la que afecta, la tecnología utilizada, grado de cumplimiento esperado (efectividad) u otras características que puedan ser relevantes para estimar correctamente las reducciones correspondientes. A continuación se presentan las recomendaciones y consideraciones que deben estar presentes para una adecuada evaluación de un AGIES.

6.1 Identificación y Clasificación de Medidas

Es probable que las medidas a evaluar estén definidas con anterioridad a la elaboración del AGIES. En caso contrario se deberá consultar la literatura para considerar las medidas de reducción aplicables.

Una buena base de datos pública³, que cuenta con la especificación de cada fuente y sus tecnologías de abatimiento de emisiones de los contaminantes a controlar, corresponde a la del Centro de Tecnología del Aire Limpio (CATC, por sus siglas en inglés) de la EPA. Esta base de datos presenta las mejores tecnologías disponibles de control de emisiones actualmente en uso y está a disposición para ser utilizada como guía para estudiar las diferentes tecnologías que se pueden implementar, ya que una parte de ellas presenta detalles como costos y eficiencia. La Tabla 6-2 presenta como ejemplo la forma de la información contenida en dicha base de datos.

Tabla 6-2: Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA

Proceso	Combustible	Contaminante	Tecnologías de Control
Calderas y hornos	Biogás	CO	Quemadores de NOx bajo y Recirculación de gases de chimenea
		NOx	Quemadores de NOx bajo y Recirculación de gases de chimenea
Calderas	Carbón Pulverizado	NOx	Reducción Catalítica Selectiva y Quemadores de NOx bajo
	Gas Natural	NOx	Quemadores de NOx bajo y ultra bajo y Recirculación de gases de chimenea

Fuente: MMA (2013) con base en CATC, EPA

Luego de identificar las medidas a evaluar se deben clasificar según el tipo de fuente a la que afectan. A modo de ejemplo, en la Tabla 6-3 se

muestran algunas de las medidas utilizadas en el AGIES del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

³ <http://cfpub.epa.gov/rblc/index.cfm?action=Search.BasicSearch&lang=eg>

Tabla 6-3: Medidas PPDA

Fuente	Sector	Medida
Móviles	Transporte Público	EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012)
		Uso de combustible dentro de especificación
	Vehículos pesados	EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2010)
		EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012)
	Vehículos livianos	Restricción vehicular de carácter permanente (4 SSV)
		Uso de combustible dentro de especificación
Ciclo vías	Programa de construcción de ciclo vías urbanas	
Fijas	Industria	Metas de reducción de emisiones de MP y NOx establecidas para mayores emisores
		Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO2) en mayores emisores
		Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO2) para Fuentes Estacionarias
Difusas	Leña	Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)
	Quemas agrícolas	Erradicación de quemas agrícolas
	Aéreas Verdes	Plan Santiago verde

Fuente: MMA (2013) con base en DICTUC(2008)

6.2 Impacto de Medidas de Reducción

Dada la herramienta o norma que se desee evaluar en el AGIES es necesario identificar el tipo de impacto que tendrá cada una de las medidas que componen la propuesta regulatoria. A partir de la Ecuación 6-1 se desprende que para reducir las emisiones es necesario modificar el factor de emisión, el nivel de actividad, el parque regulado o varias simultáneamente. Esto es posible si se utiliza medidas de comando y control, instrumentos económicos o las medidas que pueden agruparse como nuevas tendencias (difusión de información a las personas, etiquetado verde y programas voluntarios). Si bien es sencillo estimar el impacto de medidas que obliguen el uso de ciertas tecnologías, es complejo determinar el impacto de medidas que modifiquen el comportamiento de actores. Para identificar el impacto de medidas complejas, para las cuales no se posee información o datos o bien estos no son confiables o completos, se sugiere consultar a especialistas del área objetivo de la medida, como por ejemplo expertos del sector transporte.

Obteniendo el impacto de las medidas de mitigación se procede a elaborar escenarios alternativos al escenario base para luego calcular y comparar las reducciones que son atribuibles a cada una de las medidas evaluadas en el AGIES.

A continuación se analizan las medidas que afectan el factor de emisión de una fuente y las que modifican el nivel de actividad.

6.2.1 Impacto en el Factor de Emisión

Tanto las medidas de comando y control, los instrumentos económicos como las medidas de información ciudadana pueden impactar en los factores de emisión a través de la obligación o incentivo de mejoras tecnológicas, como por ejemplo, aplicación de filtros.

Exigir una nueva norma para los buses es una medida de comando y control que impacta directamente en el factor de emisión. Por lo general este tipo de medidas no impacta el nivel de actividad, aunque es recomendable evaluarlo para determinar su importancia relativa. Por otro lado un instrumento económico puede incentivar al cambio de factores de emisión, por ejemplo, un impuesto a las emisiones de las termoeléctricas que incentive la innovación en tecnologías de abatimiento. Por su parte, una medida que consista en informar y educar a la población de las ventajas de los autos híbridos podría influir en las preferencias de la gente en la adquisición de estos vehículos menos contaminantes.

En la Tabla 6-4, a modo de ejemplo, se aprecian dos medidas junto con su eficiencia de reducción aplicable a centrales térmicas generadoras de electricidad y que

reducen MP10 y SO2 respectivamente. Esta eficiencia en la reducción de contaminantes impacta directamente en el factor de emisión.

Tabla 6-4: Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica

Medida	Principio	Aplicabilidad	Contaminante	Eficiencia Típica % de Reducción (ER)
Lavador de Gases (LG)	Remoción de MP por fuerzas centrífugas e inerciales, inducidas al forzar el cambio de dirección del gas cargado de partículas	Se utiliza para centrales de menor tamaño	MP	50
Desulfurizador con agua de mar (SW FGD)	Desulfurización a través de agua de mar como agente alcalino	Centrales que tengan acceso al recurso marino	SO ₂	60-90

Fuente: Air Control Net (EPA 2006)

La eficiencia en la reducción de contaminantes impacta directamente en el factor de emisión, en donde el factor de emisión con la medida de abatimiento será el que se aprecia en la siguiente ecuación.

Ecuación 6-1: Factor de Emisión con Medida de Abatimiento

$$FE_{con_abatimiento} = FE_{sin_abatimiento} \cdot \left[1 - \frac{ER}{100} \right]$$

Donde,

$FE_{con_abatimiento}$: Factor de emisión con abatimiento

$FE_{sin_abatimiento}$: Factor de emisión sin abatimiento

ER : Eficiencia típica de reducción

6.2.2 Impacto en el Nivel de Actividad

Los niveles de actividad también pueden ser modificados por todos los tipos de medida. Los instrumentos económicos por ejemplo pueden incentivar el uso de alternativas que reduzcan el nivel de actividad de una fuente pero lo aumenten en otra. Las medidas de comando y control pueden procurar reducir las emisiones de un cierto sector limitando el nivel de actividad. Al igual que en el caso anterior, las medidas de educación e información ciudadana podrán

también afectar los niveles de actividad. Al aumentar la conciencia ambiental, la gente tal vez escogerá conductas que reducirían el nivel de actividad de ciertas fuentes, como por ejemplo los kilómetros recorridos por vehículos o las horas que se tiene encendida una ampolleta.

Las medidas que apuntan al aumento del costo en el acceso a un bien, impactan en la utilidad de cada consumidor, que se sentirá más propenso a cambiar su conducta dependiendo de la elasticidad de su demanda por ese bien en particular, que de ser inelástica, requerirá un aumento en el costo muy alto para generar impactos en la conducta. La elasticidad será mayor en la medida que existan bienes sustitutos adecuados, mientras que la efectividad de una medida será mayor si los bienes sustitutos son ambientalmente mejores.

Existen métodos para determinar la elasticidad del consumidor, tanto basados en preferencias reveladas históricamente (modelos de equilibrio parcial) como por medio de encuestas. Lamentablemente estos no presentan un gran nivel de certidumbre, debido a que las conductas cambian en el tiempo, lo que en economía se conoce como curvas de demanda al corto, mediano y largo plazo. Por ejemplo: de instaurarse un sistema de tarificación vial en una autopista, el nivel de uso disminuirá mucho en el primer periodo, pero luego volverá a subir hasta alcanzar un nuevo

equilibrio, por debajo del uso inicial. Por otra parte, en la medida que cambie el resto de las condiciones al largo plazo (crecimiento del parque automotriz por ejemplo), el nivel de actividad con tarificación puede ser incluso mayor al inicial, lo que justificaría este aumento en la tarifa. Es probable que no existan estudios locales, que determinen la elasticidad de la demanda del bien en particular para la zona del AGIES, situación en la que sería válido utilizar otros referentes, idealmente nacionales.

Una vez determinada la elasticidad en la demanda sobre el bien a utilizar, es necesario conocer además cuanto de este efecto se traduce en el nivel de actividad de este bien (valor que también se recomienda buscar en literatura). A modo de ejemplo se calcula el cambio en el Nivel de Actividad (NA1) producto de un impuesto al combustible en el transporte terrestre, a partir de la siguiente información: (i) aumento en el precio del combustible en un 20%, (ii) elasticidad de la demanda a largo plazo por combustible de -0,5 y (iv) factor de transformación de elasticidad NA a precio del combustible de 0,4 (el resto de la disminución en la demanda de combustible se traduce en medidas de eficiencia en la conducción).

Ecuación 6-2: Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible

$$\begin{aligned} NA_1 &= NA_0 \cdot (1 + \Delta\%PC)^{Elast \cdot FTE} \\ &= NA_0 \cdot (1 + 20\%)^{-0.5 \cdot 0.4} \\ &= NA_0 \cdot 96.4\% \end{aligned}$$

Fuente: MMA (2013)

Donde,

NA_1 : Nuevo Nivel de actividad.

NA_0 : Nivel de actividad inicial.

$\Delta\%PC$: Variación porcentual en el precio del combustible.

$Elast$: Es la elasticidad de precios en el consumo de combustible.

FTE : Es el factor de transformación de la elasticidad del consumo de combustible al nivel de actividad.

Es importante hacer un análisis acabado del impacto de las medidas. Por ejemplo, una medida de comando y control que obligue a la construcción de más ciclo vías impactará el nivel de actividad del uso de automóviles y buses, cambio

que debe ser considerado. Esto se debe a que la bicicleta es un sustituto al transporte, pero evidentemente el efecto de la medida será mayor de ser complementada con un alza en la tarificación al medio de transporte que se desea desincentivar, idealmente este costo adicional debiera igualar la externalidad generada.

6.2.3 Medidas de impacto múltiple

Existe el caso especial en que las medidas de reducción de emisiones impactan simultáneamente al nivel de actividad y al factor de emisión de las fuentes. Por ejemplo el parque vehicular, compuesto por muchas fuentes móviles de vida útil definida y factor de emisión determinado, puede ser recompuesto a causa de una medida que incentive el recambio de vehículos o bien reduzca o congele el crecimiento del parque. En el caso que la medida incentive el ingreso de nuevos vehículos se acelera el proceso natural de renovación del parque, impactando así directamente las emisiones del parque, difiriendo de la línea base.

Otra medida interesante de analizar es la que regla la humedad de la leña. Ésta tiene un doble efecto en las emisiones de los calefactores a biomasa, dado que el agua presente afecta la combustión completa aumentando significativamente las emisiones de material particulado y en consecuencia su factor de emisión (medido, por ejemplo, en gramos de MP por kg de leña consumida). Por este mismo motivo, la humedad hace aumentar el consumo de leña o el nivel de actividad (por ejemplo, medido en kg de leña por día) producto que parte de la energía calórica es utilizada en evaporar la humedad en vez de proporcionar confort térmico deseado.

6.3 Efectividad de la Medida

Se debe tener en consideración que las medidas regulatorias impuestas por el estado no tienen un nivel de cumplimiento del 100%, por lo que las reducciones a estimar deben considerar un nivel de cumplimiento acorde con experiencias previas o en base a una opinión experta. Para estimar el nivel de cumplimiento se sugiere consultar la literatura para sustentar los supuestos. A modo de ejemplo, en el estudio DICTUC (2010b) se registraron distintos niveles de cumplimientos para normas y metas de emisión. En la Tabla 6-5 se muestra el nivel de cumplimiento por parte de los mayores emisores (fuentes fijas) en torno a metas de reducción de contaminantes.

Tabla 6-5: Cumplimiento mayores emisores

Contaminante	Nº Mayores Emisores	No Cumple	Cumple
NOX	85	29%	71%
MP	57	5%	95%
SO2	6	50%	50%

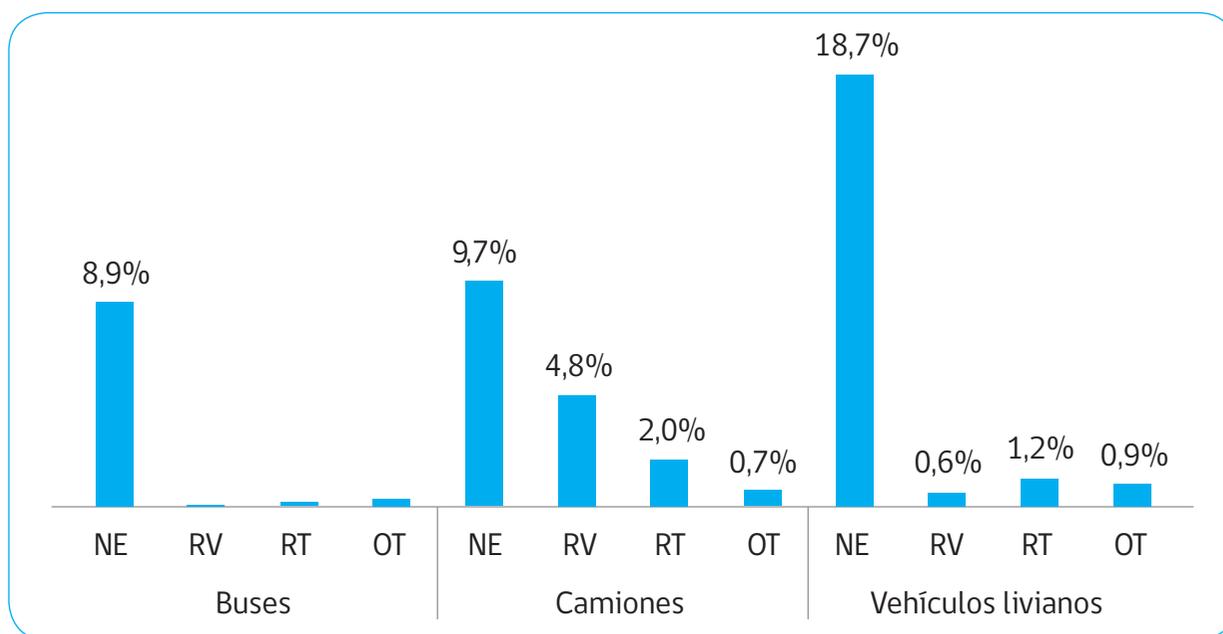
Fuente: DICTUC (2010b)

Otro ejemplo que demuestra que el nivel de cumplimiento no es de un 100% corresponde a los resultados obtenidos por la fiscalización a vehículos realizada entre enero y septiembre del 2009 por el Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones (MTT). En la fiscalización, a cada

vehículo detenido se le revisó si cumplía con la Revisión Técnica (RT), Restricción Vehicular (RV), si tenía su análisis de gases al día y si presentaba humos visibles. Estas dos últimas revisiones fueron agrupadas como Otros (OT) dada su menor cantidad.

En la Figura 6-1 se presenta el porcentaje de incumplimiento según tipo de vehículo y falta, registrados mediante fiscalizaciones in situ, para distintos tipos de fuentes móviles (Buses, camiones, vehículos livianos). Esta información puede utilizarse para crear un escenario de incumplimiento, haciendo el supuesto de que dicho porcentaje se puede extrapolar al universo del parque de ese tipo de fuente móvil de la RM, en el caso de no contar con mejor información.

Figura 6-1: Distribución de incumplimientos según tipo de falta



Fuente: DICTUC (2010b)

Este nivel de desagregación y la demostración sobre la falta de cumplimiento del 100% en las medidas de abatimiento, permite estimar de mejor forma la reducción de emisiones atribuible a medidas específicas. La presencia de incertidumbre en el nivel de efectividad

de la medida y en otros parámetros genera la necesidad de incorporar escenarios de cumplimiento e incorporar un análisis de incertidumbre o de sensibilidad (ver apartados 12.3.2 y 12.3.3 para análisis de sensibilidad e incertidumbre).

6.4 Estimación de la reducción de emisiones de cada medida

Para estimar la reducción de emisiones atribuible a cada una de las medidas es necesario desarrollar un escenario de emisiones que considere el impacto de la medida en los factores de emisión, nivel de actividad o composición del parque emisor (para los escenarios de cumplimiento establecidos). El paso siguiente consiste en comparar el escenario con medidas de reducción con el de línea base. La diferencia de éstos corresponde a la reducción de emisiones, la que puede variar en el tiempo. Este resultado será utilizado como insumo para la estimación del cambio en la concentración ambiental de los contaminantes. La calidad ambiental, y los beneficios correspondientes, están directamente relacionados con la concentración de contaminantes en el aire.

Es importante tener en cuenta posibles interacciones entre distintas medidas y chequear los resultados que se obtienen, de manera de cerciorarse que se están obteniendo estimaciones coherentes. Es necesario chequear por ejemplo que las reducciones de emisiones obtenidas no sean mayores a las emisiones de la línea base y que la línea base considere la regulación previa existente. Este punto es de suma importancia dado que es común que en el momento de evaluar una normativa ambiental existan otras regulaciones vigentes, que por diseño, aun no estén totalmente implementadas⁴. Sin embargo, el análisis debe considerar esta regulación como parte de la línea base, pues de otro modo, se le estarían asignando a la regulación evaluada beneficios y costos que son parte de la línea base lo que se traduce en una distorsión de los resultados obtenidos.

6.5 Casos

Caso 1: Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Para ejemplificar la metodología que se debe seguir

para estimar la reducción de emisiones producto de las medidas que se aplican en cada uno de los instrumentos regulatorios se utiliza el estudio Cifuentes (2010). Específicamente se analiza el enfoque utilizado para el uso de medidas de abatimiento y como se establece el potencial de reducción de ellas.

En este caso, los escenarios de reducción analizados dependían de los escenarios que representaban los distintos enfoques regulatorios (nivel de norma Banco Mundial, nivel de norma Unión Europea, nivel de norma Anteproyecto, entre otros).

La norma de emisión incide de manera directa en el factor de emisión de cada central a través de un valor máximo en la concentración de los contaminantes a la salida de la chimenea. La central que deba reducir sus emisiones instalará un equipo de abatimiento, el cual, mediante su eficiencia de remoción de contaminantes η , reduce el factor de emisión de la chimenea disminuyendo finalmente la emisión, y por ende, la concentración de contaminantes a la salida de la chimenea, manteniendo constante la generación de energía.

Ecuación 6-3: FE con norma de emisión

$$FE_{c/norma} = (1 - \eta) \cdot FE_{s/norma}$$

Donde,

$FE_{c/norma}$: Factor de Emisión con norma de emisión vigente [ton/kWh]

$FE_{s/norma}$: Factor de emisión sin norma de emisión vigente [ton/kWh]

η : Eficiencia remoción de contaminantes del equipo de abatimiento.

⁴ El típico ejemplo es aplicado el criterio de gradualidad con el fin de que los regulados les sea más fácil adaptarse a la norma.

En la Tabla 6-6 se muestran algunos de los equipos de abatimiento considerados en el estudio para reducir la emisión de distintos

contaminantes⁵. Estas medidas se caracterizan por su aplicabilidad y eficiencia de reducción típica.

Tabla 6-6: Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión L. A. Cifuentes (2010).

Equipo de Abatimiento	Aplicabilidad	Contaminante	Eficiencia (%)
Lavador de Gases (LG)	Se utiliza para centrales de menor tamaño	Material particulado	50
Filtro de Manga (FF)	Para cualquier tipo de turbinaparticulado	Material	90-99,9
Desulfurizador semi húmedo (SDA)	Desulfurización a través de spray semiseco de lechada de cal o caliza como agente alcanino	SO ₂	60-90
Cambio de Combustible (FS)	Toda central que pueda utilizar combustibles con diferentes contenidos de azufre	SO ₂	50
Inyección de agua (WI)	Para turbinas de gas y ciclos combinados	NO _x	15-70
Quemadores de bajo NO_x (LNB)	Para calderas o turbinas de vapor. Para turbinas a gas o ciclos combinados que quemen gas natural	NO _x	50

Fuente: MMA (2013) con base en MG y Cifuentes (2010) y EPA (2006)

Una vez estudiados los equipos de abatimiento posibles para lograr los niveles de emisión de cada escenario, se determinó un orden de entrada costo-eficiente de los equipos y sus combinaciones, considerando el nivel de reducción de emisiones requerido. Para esto se diseñaron configuraciones específicas de abatimiento, las cuales dependen directamente del nivel de reducción que se debía alcanzar por cada central y de la compatibilidad de los equipos de abatimiento con la tecnología de generación eléctrica.

Además, se utilizó como supuesto conservador que un mismo equipo de abatimiento no disminuye emisiones en un contaminante diferente al cual se diseñó, lo que elimina

posibles sinergias entre medidas y por lo tanto causa un potencial aumento en los costos.

Para determinar cuál equipo de abatimiento se debería instalar, se analizó cada central según factibilidad técnica y económica para determinar qué combinación era la más conveniente. Por ejemplo, para la reducción de MP en una central que ya posea un Precipitador Electroestático, el camino lógico (o de mínimo costo) sería realizar una mejora a dicho equipo de abatimiento en lugar de la instalación de un Filtro de Mangas. A su vez, se consideraron los impedimentos tecnológicos de combinar algunos equipos de abatimiento entre sí. Por lo mismo, se realizó un análisis

⁵ Los equipos de abatimiento utilizados en el estudio fueron extraídos de EPA (2006).

caso a caso para determinar las “alternativas de abatimiento” factibles, es decir, las medidas-equipos que probablemente serían instaladas en cada una de las centrales en caso de cada escenario normativo, partiendo siempre de la línea de base de los sistemas ya instalados en cada central.

Luego, utilizando la combinación de equipos de abatimiento que cumplía con la reducción requerida por cada central para alcanzar la norma, según el escenario que se estuviera evaluando, se obtuvo el factor de emisión equivalente de cada central. La siguiente ecuación muestra la operación realizada.

Ecuación 6-4: Cambio en emisiones norma termoeléctricas

$$\Delta E = E_{s/norma} - E_{c/norma} = Gen \cdot (FE_{s/norma} - FE_{c/norma})$$

Donde:

- ΔE : Reducción de emisiones anual relativo a la situación sin norma [ton/kWh].
- $E_{s/norma}$: Emisiones de la central sin norma, o alternativamente, en el caso base.
- $E_{c/norma}$: Emisiones totales en el escenario de norma evaluado.
- Gen : es la generación anual de cada central [kWh/ton].

reducción de emisiones se utiliza el estudio DICTUC (2008) “Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana”. Las medidas evaluadas en este caso son todas aquellas que son propuestas en el anteproyecto del plan. Sin embargo la disponibilidad de información no permitió la evaluación de todas ellas.

Cabe señalar que en este estudio el objetivo era estudiar la implementación de medidas de mitigación para conseguir la reducción de emisiones necesarias para que cada central cumpliera los requerimientos normativos. Los parámetros que eran conocidos desde un principio eran los escenarios de concentración del caso base (sin norma) y el caso con norma, lo que posibilitaba el cálculo del ΔE de cada central.

En el contexto de un PPDA lo que interesa es evaluar las medidas en cuanto a su reducción, costos y beneficios. Se debe hacer énfasis en la reducción, ya que el objetivo de un PPDA es lograr que el territorio donde se aplica logre los niveles normados. Dentro del paquete de medidas propuestas, existen algunas que producen un cambio en los factores de emisión del parque (Por ejemplo: Buses para el transporte público con filtro de partículas) y otras que producen un cambio en el nivel de actividad de este (Por ejemplo: programa de ciclovías que produce un cambio en el nivel de actividad del transporte público y privado). En la Tabla 6-7 se indican algunas de las medidas evaluadas en este caso.

Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana.

Para continuar ejemplificando la estimación de

Tabla 6-7: Descripción de ciertas medidas del PPDA RM evaluadas.

Fuente	Sector	Medida
Móviles	Transporte Público	EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2009)
		EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012)
	Vehículos pesados	EURO III / EPA 98 Con Filtro de Partículas (2010)
		EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012)
		Exigencias de Tecnologías de Control de Emisiones y Registro de Flotas
	Vehículos livianos y medianos	Livianos Nuevos motor Ciclo Otto Norma EURO IV/ Tier 2 Bin8 (2010)
		Livianos Nuevos motor diesel norma EURO V/TIER 2 BIN 5
	Motocicletas nuevas	Norma Euro II / EPA 2006 (2009)
		Norma Euro III / EPA 2010 (2010)
Calidad de combustibles	Especificaciones Petróleo Diesel	
	Especificaciones de la Gasolina	
Ciclo vías	Programa de construcción de ciclo vías urbanas	
Fijas	Industria	Metas de reducción de emisiones de MP y NOx establecidas para mayores emisores
		Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO ₂) en mayores emisores
		Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO ₂) para Fuentes Estacionarias
Otras	Leña	Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)
	Quemas agrícolas	Erradicación de quemas agrícolas
	Aéreas Verdes	Plan Santiago verde
	PAC	Programa de aspirado de calles
	Fuera de Ruta	Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta

Fuente: MMA (2013)

Cada una de estas medidas posee una metodología diferente de estimación de reducción de emisiones. A continuación se explican dos medidas, una con un cambio en los factores de emisión y otra con un cambio en el nivel de actividad.

Medida 1: EURO IV / EPA 2007 Con Filtro de Partículas (2012) para Transporte Público

Una de las medidas para el transporte público considera que todos los buses que ingresan al parque vehicular a partir del 2012 cuentan con la norma EURO IV / EPA 2007 y un filtro de partículas. Se supuso una efectividad de reducción de emisiones de cada filtro de 85% para CO, 85% para HCT y 90% para MP (MODEM 2006). Luego se estimaron nuevos FE para los buses con filtro, mediante la Ecuación 6-5.

Ecuación 6-5: Factor de emisión Bus Euro III/EPA2007 con filtro

$$FE_{EIV/EPA2007-CF} = FE_{EIV/EPA2007-SF} * \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

Donde,

$FE_{EIV/EPA2007-CF}$: Factor de Emisión de Bus Euro IV/EPA III con filtro de partículas instalado

$FE_{EIV/EPA2007-SF}$: Factor de Emisión de Bus Euro IV/EPA III sin filtro de partículas instalado

ER : Efectividad de reducción de emisiones asociado al filtro.

Finalmente, para estimar las reducciones se multiplicó el nuevo FE por el nivel de actividad asociado a los buses del transporte público, y se restó de las emisiones en la situación base o sin proyecto, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\Delta E^t = NA^t \cdot \left(FE_{SP}^t - FE_{EIV/EPA2007-CF}^t \right)$$

Donde,

ΔE^t : Cambio de emisiones en el año t (toneladas)

NA^t : Nivel de actividad en el año t (km recorridos)

FE_{SP}^t : Factor de emisión en el caso base o sin proyecto de un bus sin filtro de partículas (gr/km)

$FE_{EIV/EPA2007-CF}^t$: Factor de emisión en el caso con proyecto de un bus Euro IV/EPA2007 con filtro de partículas (gr/km).

Medida 2: Programa de Construcción de ciclo vías urbanas

Otra de las medidas evaluadas para las Fuentes Móviles es el Programa de Construcción de ciclo vías urbanas, en el que un aumento en la cantidad de ciclistas tiene directa relación con una reducción del uso de transporte público y privado, con la consiguiente reducción de emisiones de contaminantes locales y globales. Esta medida es un ejemplo de reducción de emisiones lograda por una reducción de la cantidad de kilómetros recorridos por modos de transporte público y privado, es decir, una reducción del nivel de actividad.

La estimación de reducción de emisiones se basa en el siguiente supuesto: por efecto de la ciclo vía un 1% de los vehículos se dejarán de usar y ese porcentaje de reducción es aplicable tanto a los kilómetros recorridos por el parque automotriz como a las emisiones totales producidas por vehículos livianos y motos.

Se consideró el período de evaluación comprendido entre los años 2008 y 2015, en los que la reducción de vehículos, kilómetros recorridos y emisiones se aplica solamente a vehículos particulares. Se podría esperar un impacto en buses, camiones, taxis y el resto de los vehículos del parque

automotriz, pero con un impacto menor en el corto plazo. En este caso particular, la reducción de emisiones viene dada como la suma de la reducción de emisiones de las distintas tecnologías involucradas, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\Delta E_i^t = \sum_j FE_{i,j}^t \cdot \Delta NA_j^t$$

Donde,

ΔE_i^t : Cambio en la emisión del contaminante i en el año t (toneladas).

$FE_{i,j}^t$: Factor de emisión del contaminante i para una tecnología j en el año t (gr/km).

ΔNA_j^t : Cambio en el nivel de actividad de la tecnología j en el año t (kilómetros recorridos).

Luego de estimar las reducciones de cada una de las medidas, estas se agregaron para obtener el total de reducciones. Se utilizaron distintos escenarios de mitigación, representando el grado de cumplimiento de las medidas por parte de las fuentes emisoras.







7

Estimación de costos

El cálculo de costos es una etapa importante en la elaboración de un análisis costo-beneficio. Lo central de este tipo de análisis consiste en comparar los costos y beneficios asociados a cada medida de reducción de emisiones presente en las herramientas de control de contaminación, para que de esta manera se identifiquen aquellas alternativas socialmente rentables.

Si bien esta sección hace énfasis en el cálculo de los costos sociales de implementar medidas de reducción, se debe estar consciente de la existencia de otros costos y beneficios que no son valorables y que pueden afectar la rentabilidad social de una herramienta, y a la vez, la distribución de los mismos costos entre los diferentes actores impactados por la regulación. Por ello, se recomienda que en el marco de la evaluación de la normativa analizada se describan cualitativamente los costos y beneficios asociados a la equidad ambiental, las diferencias de impacto según género, el impacto en pueblos originarios y cambio climático. Más aún, idealmente se deben estimar indicadores para estos criterios transversales, considerando las recomendaciones señaladas en la sección 11.

Se debe tener en cuenta que el AGIES es un análisis social por lo que tanto beneficios como costos deben

Costos



Calcular los costos sociales de implementar las medidas



Identificar la distribución de costos en los diferentes actores sociales

representar el cambio en el bienestar de la sociedad. Todos aquellos costos que correspondan a insumos para aplicar las medidas de reducción deben estar calculados según su precio social. El precio social o precio sombra es una forma de medir monetariamente el cambio en el bienestar de la comunidad ocasionado por un cambio muy pequeño en la disponibilidad de bienes (dispositivos, equipos u otros) o factores de producción (mano de obra, terrenos, entre otras). En otras palabras, el precio social es el valor de la contribución a la sociedad de un cambio marginal del bien o factor.



La presencia de distorsiones, que generan diferencias entre los precios de mercado y los precios sociales, hace que la valoración de los agentes individuales pueda diferir del valor social de dichos insumos. De esta manera, el precio social corresponde al precio de mercado, pero corregido considerando dichas distorsiones. Según Fontaine (1993) las fuentes de distorsiones son: los mercados imperfectos; impuestos y subsidios; y las externalidades.

El AGIES requiere un ajuste de los costos privados de las medidas de reducción para que éstos representen valores sociales. A continuación se presenta en la Tabla 7-1 los ajustes más comunes que deberán introducirse a los valores privados en caso que exista una distorsión en el precio de mercado de algún componente de las medidas. Si se desea mayor detalle consultar Fontaine (1993).

Tabla 7-1: Ajustes a costos privados

Caso	Breve Descripción
Impuestos y Subsidios	Aquella porción del costo privado que corresponde a ingresos tributarios debe ser sustraído para así obtener el costo social.
Externalidades en el Mercado de los Insumos	Deberán considerarse aquellas externalidades que generan una variación entre el costo social y el costo marginal de producir un insumo para el proyecto. En presencia de externalidades negativas el costo privado subestima el costo social de utilizar ese insumo.
Insumos Monopolizados	El costo social de un bien es generalmente inferior al costo privado fijado por un monopolio.

Fuente: MMA (2013)

El Ministerio de Desarrollo Social (MDS), periódicamente revisa y propone los precios sociales de los factores básicos de producción tales como la tasa de descuento, mano de obra, divisa y otros precios sociales como el valor social del tiempo, el precio social de los vehículos nuevos, el precio del combustible, etc. En caso que el MDS defina el precio social requerido, se deberá utilizar dicho valor, siempre y cuando sea atinente a la valoración que se esté haciendo. Si se desea profundizar en los precios sociales, en el Anexo II se presenta un resumen que contiene las principales características y contenidos de los precios sociales publicados por el MDS.

7.1 Tipos de Costos Sociales a considerar

Se deben identificar todos los costos sociales asociados a cada medida de reducción para luego agregarlos y obtener el costo social total de la herramienta a evaluar. Las siguientes secciones presentan los tipos de costos que deben considerarse al momento de la evaluación.

7.1.1 Costos de Inversión

Corresponden a los costos que se realizan en el momento de adquisición de equipos, infraestructura u otros insumos. Por lo general éstos son efectuados al comienzo y de ellos depende el desarrollo del proyecto. Los insumos que se consideran parte de la inversión deben estar valorados socialmente.

7.1.1.1 Inversión anualizada

Resulta importante aclarar que el costo de la inversión se debe anualizar y no asignar el costo total al año en que se realiza la inversión. Para esto resulta fundamental definir correctamente el número de pagos y la tasa de descuento a utilizar. En general se recomienda considerar un pago por año y el número de pagos debe ser igual a la vida útil de cada equipo, infraestructura u otro insumo. En cuanto a la tasa, se recomienda utilizar la tasa de descuento social (Ver Sección 12.1). La Ecuación 7-1 que determina el valor del pago anual es la siguiente:

Ecuación 7-1: Pago anual de una inversión

$$PI = \frac{I_0 * TD * (1 + TD)^{VU}}{(1 + TD)^{VU} - 1}$$

Donde,

PI: Es el pago a realizar por año de la inversión.

I₀: Es la inversión inicial realizada.

TD: Es la tasa de descuento.

VU: Es la vida útil en años.

7.1.2 Costo Oportunidad

El costo oportunidad o alternativo, se refiere al costo asociado al no aprovechamiento de un recurso en la segunda mejor alternativa económica disponible. Permite paragonar con mayor precisión escenarios económicos, porque siempre que se toma una decisión de inversión, se deja de invertir en otra cosa. En la realización de un AGIES existen dos tipos de situaciones en que la consideración del costo oportunidad es importante, frente a una inversión y cuando se introduce un sustituto tecnológico más limpio.

Frente a una inversión (I₀), es importante considerar el retorno alternativo que pudo generar ese capital, por lo que I₀ no representa todo el costo asociado a la decisión de invertir. Existe además el ingreso adicional que pudo generar este capital al que se renuncia al momento de invertir, para ello se debe considerar el periodo de duración de esta inversión y la tasa de retorno de la alternativa de inversión. Es importante destacar que en la medida que un recurso alternativo es más escaso, su tasa de retorno es mayor, esto se ve reflejado cuando comparamos dos economías, si en una el capital es un recurso abundante, la tasa de retorno tenderá a ser menor a la de una economía que presenta escasez de capital.

En concreto, se recomienda utilizar una tasa de descuento social (TD) para evaluar el costo de oportunidad (CO) de destinar un capital a la inversión y en cuanto al tiempo de inversión (TI), se sugiere utilizar siempre inversiones anualizadas. De esto se entiende que el costo oportunidad será:

Ecuación 7-2: Costo Oportunidad

$$CO = I_0 * [(1 + TD)^{TI} - 1]$$

Recordemos que este costo queda introducido al anualizar la inversión, como se indica en la sección anterior, pero de querer distinguirlo se puede utilizar la Ecuación 7-2.

En cuanto al costo de implementar una tecnología limpia como medida de descontaminación, su costo neto es el diferencial entre el costo total de ésta y el costo de la tecnología alternativa (costo oportunidad) que se hubiera utilizado.

7.1.3 Costos de Operación y Mantenición

Los costos de operación y mantenimiento corresponden a los que se incurrirán mientras esté en operación la medida de

gestión ambiental correspondiente a la norma o plan en evaluación. Del mismo modo que los costos de inversión, se recomienda anualizar estos costos y deben ser valorados socialmente.

7.1.4 Costos de Fiscalización

En caso de que la medida requiera fiscalización, los costos asociados deben ser considerados socialmente y anualizados. A manera de ejemplo, la Tabla 7-2 muestra algunos de los costos que fueron considerados al evaluar las medidas de la Actualización del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

Tabla 7-2: Ejemplo - Costos considerados en la realización de un AGIES

Tipo de Fuente	Medida	Costos Considerados
	Normas de emisión para buses nuevos	Inversión anual de US\$745 y mantenimiento anual de US\$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$300 por vehículo. El costo de combustible Diésel considerado es de US\$0,7 por litro.
Fuentes Móviles	Revisión Técnica Modo ASM	Existen costos de recambio de convertidor catalítico (de US\$80 a US\$200). Para los vehículos rechazados se asume un costo promedio de reparación de US\$10. La inversión en fiscalización asciende a US\$13.000 anuales y se estima un costo incremental de US\$1 por vehículo inspeccionado.
Fuentes Fijas	Norma SO ₂ (ng/J) para mayores emisores	Conversión hacia combustibles más limpios. Fuentes que no cumplen la norma (utilizan petróleos pesados y carbón) deben instalar equipos de abatimiento. El costo anualizado por tonelada reducida de SO _x alcanza a US\$ 3220, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
Otras Fuentes	Control de emisiones provenientes de equipos de calefacción a leña o biomasa	Se consideró un valor de 0,09 US\$/kg de Leña. Además, se consideró un costo de certificación para el rotulado de los equipos nuevos igual a US\$2.000 más un costo de logística de US\$1.000.
	Programa de construcción de ciclo vías urbanas	Se considera un costo de instalación anual igual a US\$4.310 por kilómetro y una mantenimiento anual igual a US\$4.918 por kilómetro. Además existen ahorros asociados a lubricantes, combustibles y neumáticos de US\$36,6 por km.

Fuente: DICTUC (2008)

7.2 Criterio Costo – Efectividad

Se recomienda considerar el criterio costo efectividad al momento de seleccionar la inclusión de una tecnología de reducción de emisiones en un AGIES. Esto implica que si existen dos tecnologías para el cumplimiento de un mismo objetivo y que producen la misma reducción de emisiones, se debe seleccionar la que posea el menor costo total de implementación (incluyendo costo de inversión, de operación y mantenimiento, y fiscalización), en otras palabras, se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo. Es decir, el criterio costo – efectividad indica que se debe seleccionar la alternativa que permita alcanzar los objetivos de reducción de emisiones deseados al más bajo costo.

7.3 Distribución de Costos

La identificación de la distribución de costos es altamente recomendada en la elaboración de un AGIES ya que resulta interesante identificar quienes son los que incurren en los costos de aplicar normas o planes de descontaminación. A pesar de que para una medida se estime una razón beneficio–costo alta, sus resultados en la distribución de costos pueden tornar la medida indeseable.

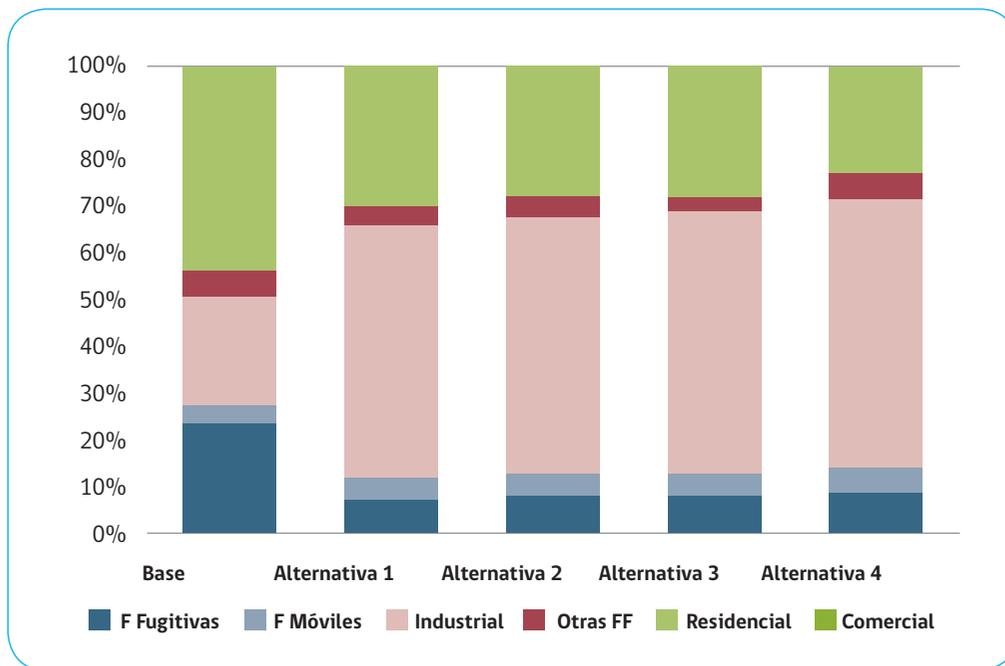
A modo de ejemplo, junto con las recomendaciones, se irán presentando los resultados del análisis sobre costos

realizado en el estudio DICTUC (2009d), correspondiente al anteproyecto de norma de calidad del aire para MP_{2.5}.

Es relevante para el estudio desagregar los costos según distintos tipos de clasificación. Primero, se recomienda distribuirlos según las fuentes y sectores afectados por las medidas de reducción presentes en los escenarios a evaluar. En la Figura 7-1 se presenta la distribución porcentual de costos según sector para distintas alternativas de norma MP_{2.5}.

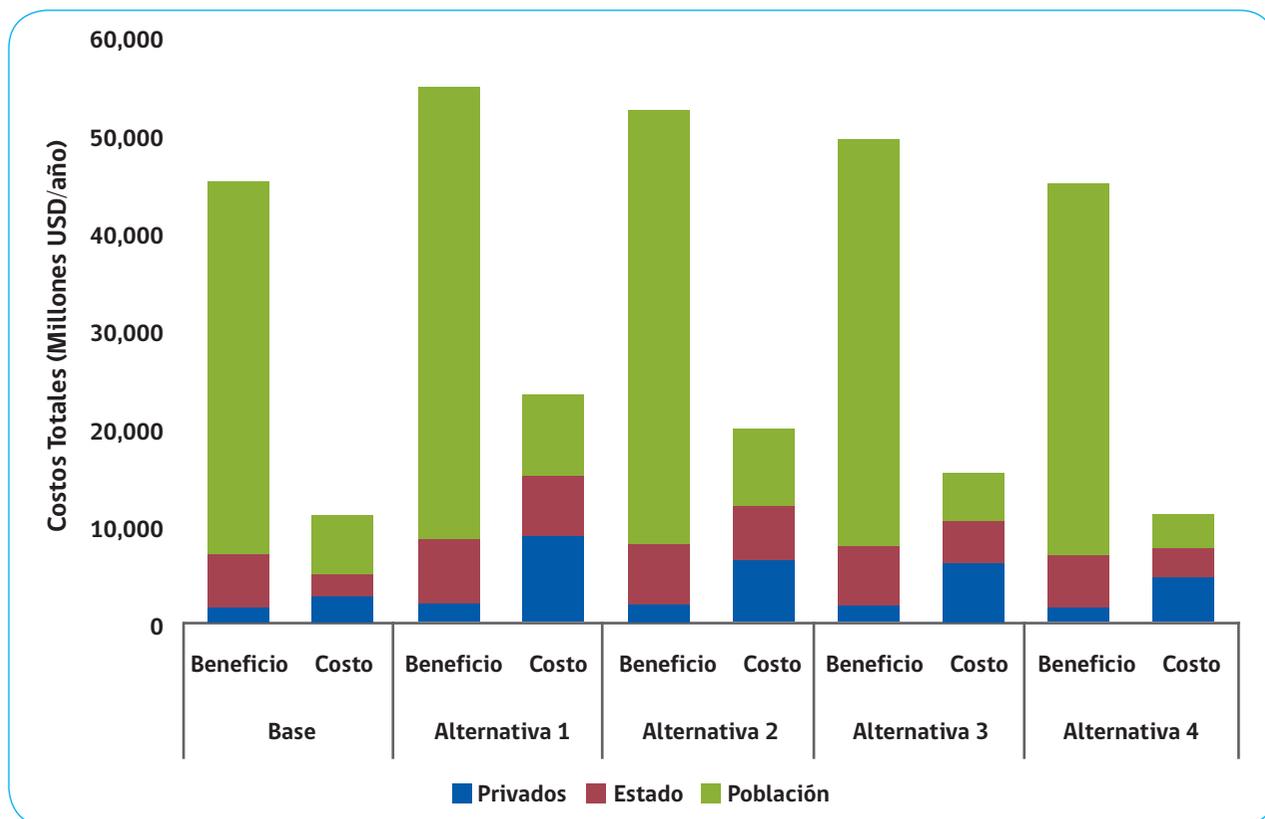
A partir de la distribución de costos por fuentes y sectores es posible determinar la repartición de costos para cada agente económico involucrado. Los principales agentes económicos son: sector privado, sector público y el Estado. Para determinar esta distribución se deben generar supuestos para determinar quién asumirá los costos en cada sector.. Por ejemplo, para DICTUC (2009d) se realizaron los siguientes supuestos: el Estado asumirá los costos asociados a fuentes fugitivas; el sector privado asumirá los costos del sector industrial más un porcentaje de las fuentes móviles; la población incorporará los costos del sector residencial, entre otros. En la Figura 7-2 se presentan los resultados de la distribución de costos y beneficios según agente económico.

Figura 7-1: Distribución porcentual de costos



Fuente: DICTUC (2009d)

Figura 7-2: Costo y beneficio según agente económico



Fuente: DICTUC (2009d)

También es interesante realizar un análisis distributivo con respecto a los tipos de costo asociados a las medidas (inversión, operación y mantención, y fiscalización) según agente económico. Así es posible reconocer quienes serían responsables de cada uno de los tipos de costo.

Por ejemplo, es importante reconocer qué agente social se lleva en mayor parte la inversión ya que dicho monto se debe cubrir de una sola vez. La Tabla 7-3 muestra, solo de manera, cómo se pueden presentar los resultados.

Tabla 7-3: Distribución porcentual según tipo de costo y agente social

Tipo Costo	Privados	Estado	Población
Inversión	92%	6%	2%
Operación - Mantención	20%	10%	70%
Fiscalización	5%	95%	0%

Fuente: MMA (2013)

Puede ser de utilidad para el tomador de decisión desagregar aún más los agentes económicos. Por ejemplo, en un contexto en el que se desee promover el crecimiento económico será relevante desagregar el sector privado según el tamaño de las empresas que lo componen, como por ejemplo: Grandes empresas y PYMES. Esto va en línea a la Ley 20.416, artículo 5, del Ministerio de Economía que fija normas especiales para las empresas

de menor tamaño, la cual señala que se deberá hacer una "estimación simple del impacto social y económico que la nueva regulación generará en las empresas de menor tamaño" (Ley N° 20416 2010). Por otro lado, aumentar el nivel de detalle en la distribución de costos en la población también puede ser de interés. Es importante identificar la situación de los grupos más vulnerables económicamente con y sin norma, sobre

todo porque al percibir menores ingresos los costos representarán un porcentaje más importante de sus gastos totales, generando una pérdida de bienestar mayor que en grupos más acomodados.

7.4 Casos

Caso 1: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Para ejemplificar la estimación de costos atribuibles a la implementación de medidas de reducción de emisiones se considera la evaluación del impacto económico del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana (DICTUC, 2008).

En este estudio, la evaluación de costos consideró aquellos de carácter incremental para cada medida sobre el escenario base (sin PPDA), y corresponden a la suma de los costos privados (inversión, operación y mantención, y fiscalización), valorados socialmente, requeridos para implementar las medidas contenidas en el PPDA. La valoración social de los costos privados de reducción de emisiones no consideró las

transferencias de recursos como costos (subsidios e impuestos), conforme a lo establecido por el Ministerio de Desarrollo Social (MDS) para la evaluación de proyectos sociales.

La evaluación de costos implica la anualización de costos de inversión y operación en vez de un análisis de calendarización de inversiones y costos operacionales. Ello se justifica debido a que muchas de las medidas poseen una vida útil que va más allá de los plazos que considera el plan o del alcance temporal que presenta el AGIES. Bajo estas condiciones se observan beneficios que se prolongan hasta después del período de análisis, por lo que la manera más adecuada de comparar los beneficios y costos, es prorrateando los costos de acuerdo a la vida útil del cambio tecnológico asociado a cada medida.

Para la anualización de costos del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana se consideró la vida útil de las tecnologías y una tasa de descuento social del 8%, establecida por el MDS (2008). De este modo, el costo unitario anual (por vehículo, caldera, entre otros) corresponde al costo operacional más el costo de inversión anualizado. Los costos considerados en este estudio para cada una de las medidas evaluadas se muestran en la Tabla 7-4.

Tabla 7-4: Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM

Sector	Medidas	Costos
Fuentes Móviles	Normas de emisión para buses nuevos	Inversión anual de US\$745 y mantención anual de US\$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$300 por vehículo. El costo de combustible Diésel considerado es de US\$0,7 por litro.
	Normas de Emisión para Vehículos Pesados Nuevos	Inversión anual de US\$1,745 y mantención anual de US\$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$300 por vehículo. El costo de combustible Diésel considerado es de US\$0,7 por litro.
	Exigencias de Tecnologías de Control de Emisiones y Registro de Flotas de Vehículos de carga y servicio	Inversión anual de US\$745 y mantención anual de US\$300 por filtro. El costo de combustible Diésel considerado es de US\$0,7 por litro.
	Normas de emisión para vehículos livianos y medianos nuevos	Se estima un costo incremental tecnología Euro III versus Euro IV de US\$75 para vehículos gasolineros y un costo incremental tecnología Euro IV versus Euro V de US\$500 para vehículos diésel. El costo de combustible considerado es de US\$0,7 por litro, tanto para Diésel como para Gasolina.
	Revisión Técnica Modo ASM	Existen costos de recambio de convertidor catalítico (de US\$80 a US\$200). Para los vehículos rechazados se asume un costo promedio de reparación de US\$10. La inversión en fiscalización asciende a US\$13.000 anuales y se estima un costo incremental de US\$1 por vehículo inspeccionado.
	Normas de emisión para Motocicletas nuevas	Se considera una inversión de US\$40 por motocicleta para cumplir con nueva norma.
	Restricción vehicular permanente para el período GEC	Se considera un ahorro de costos asociados a lubricantes, combustibles y neumáticos de US \$36,6 por km (Baraño et al, 2006) y un costo asociado al cambio de modo de transporte de \$50 por km

	Calidad de Los Combustibles	Se supone un costo de US\$0,2 por m ³ de combustible mejorado.
	Programa de construcción de ciclo vías urbanas	Se considera un costo de instalación anual igual a US\$4.310 por kilómetro y una mantención anual igual a US\$4.918 por kilómetro. Además existen ahorros asociados a lubricantes , combustibles y neumáticos de \$36,6 por km (Baraño et al, 2006)
Fuentes Fijas	Meta 2010 MP (50% de emisiones 1997)	Se asume que la norma de SO ₂ para mayores emisores está vigente. Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con emisiones metas por fuentes (s/scrapping). El costo anualizado por tonelada reducida de MP alcanza a US\$ 232.000, con una vida útil de los equipos de 15 años.
	Norma SO ₂ (ng/J) para mayores emisores	Conversión hacia combustibles más limpios. Fuentes que no cumplen la norma (utilizan petróleos pesados y carbón) deben instalar equipos de abatimiento. El costo anualizado por tonelada reducida de SO _x alcanza a US\$ 3.220, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
	Meta 2010 NO _x (50% de emisiones 1997)	Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con emisiones metas por fuentes Gamma (2005). El costo anualizado por tonelada reducida de NO _x alcanza a US\$ 9.093, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
	Compensación fuentes nuevas RM	Se consideran costos de compensación de emisiones por concepto de instalación de dispositivos de abatimiento en fuentes similares al emisor
	Control de emisiones grupos electrógenos existentes	Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con la norma y costos de fiscalización adicionales (Gamma (2005)).
	Control de emisiones grupos electrógenos nuevos	No se evalúan costos pues no se incluye en anteproyecto PPDA.
	Otras fuentes	Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta
Control de emisiones provenientes de equipos de calefacción a leña o biomasa		Se consideró un valor de 0,09 US\$/kg de Leña. Además, se consideró un costo de certificación para el rotulado de los equipos nuevos igual a US\$2.000 más un costo de logística de US\$1.000. Estos costos corresponden a los utilizados por Ambiente Consultores Ltda. para RM.
Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)		Se estimó el costo por equipo de un día de paralización por gestión de episodios críticos es de US\$ 8 por equipo. Este costo incluye consumo de combustible y utilización de equipos con otras tecnologías.
Programa aspirado de calles		La estimación de los costos se basó en los datos del Programa de Aspirado de Calles. Según éste, para 2007 los costos por kilómetro fueron de 11,621 \$/Km.
Plan Santiago Verde		Se considera una inversión de US\$3,800 por hectárea y una mantención anual de US\$400 cada hectárea.

Fuente: DICTUC (2008)

En este estudio también se realizó una distribución de los costos entre los distintos agentes económicos. Los supuestos (% del costo total de la medida) que se utilizaron se muestran en la Tabla 7-5.

Caso 2: Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos

Tabla 7-5: Distribución de costos PPDA

Fuentes	Medidas	Grupo		
		Privados	Estado	Población
Móviles	Buses Nueva Norma EIII	100%	0%	0%
	Buses Nueva Norma EIV	100%	0%	0%
	Buses Filtro Antiguos	100%	0%	0%
	Camiones Nueva Norma EIII	100%	0%	0%
	Camiones Nueva Norma EIV	100%	0%	0%
	Incentivos Camiones en Flota	100%	0%	0%
	Veh Livianos Nueva Norma Diésel	100%	0%	0%
	Veh Livianos Nueva Norma Gasolina	100%	0%	0%
	Veh. Livianos Norma ASM	80%	20%	0%
	Veh. Livianos RV Diésel	0%	0%	100%
	Veh. Livianos RV Gasolina	0%	0%	100%
	Motos Nueva Norma	100%	0%	0%
	Calidad Combustible	0%	100%	0%
	Ciclovías	0%	100%	0%
Fijas	Norma SO2 (30 ng/J)	100%	0%	0%
	Meta 2010 MP	100%	0%	0%
	Meta 2010 NOX	100%	0%	0%
	Compensación Nuevas FF	57%	43%	0%
	GE Existentes	100%	0%	0%
	GE Nuevos	100%	0%	0%
Otras	Filtros Fuera de Ruta	100%	0%	0%
	Regulación Calefactores Nuevos	100%	0%	0%
	GEC Leña	0%	100%	0%
	Erradicación quemas agrícolas	0%	100%	0%
	PAC	0%	100%	0%
	Áreas Verdes	1%	76%	23%

Fuente: DICTUC (2008)

En el estudio realizado por Villena et al. (2007) la estimación de costos se realiza de una manera diferente al caso anterior por lo que también resulta interesante ejemplificarlo en la presente guía. En el estudio se consideran tres medidas del rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por PM10 en la Región Metropolitana. En particular, a continuación se presenta la metodología para estimar los costos para la medida que duplica el parque de vehículos sujeto a restricción vehicular, tanto en periodos sin episodios como en días con episodios críticos. Se escogió ejemplificar la metodología utilizada en esta medida debido al uso de costos alternativos en la estimación de los costos totales de implementación.

En este estudio se consideró que el aumento de la restricción vehicular impactaría en el comportamiento de

la población. Luego, los agentes involucrados deben buscar formas alternativas de moverse, ya sea utilizando otro vehículo sin restricción para ese día, usando el transporte público, viajando a pie o en bicicleta, etc.

Esta variación en la situación tradicional que enfrenta el agente supone que debe realizar gastos que no haría si es que la medida adoptada por la autoridad no estuviera vigente ese día, por lo tanto, existe una transferencia en los gastos que debe considerarse en la evaluación. Por otro lado, el hecho de no utilizar su automóvil supone también un ahorro en gastos operacionales que debería desembolsar si es que lo ocupara para moverse.

La información relevante en relación a los costos está dada por la reducción absoluta de los kilómetros recorridos por

todos los autos que son restringidos de circular, bajo una medida concreta. También se cuenta con información respecto al número de vehículos que dejan de circular de acuerdo a una restricción específica.

En la estimación de los costos, se realizó el supuesto que el habitante utilizará el transporte público por sobre otras alternativas para realizar los viajes que, de no mediar la restricción, efectuaría en el automóvil sujeto a la limitación señalada. Luego el costo alternativo utilizado en este estudio, para cada persona, estará dado por la Ecuación 7-3.

Ecuación 7-3: Costo alternativo de viaje

$$CA = VS \cdot (P + VST \cdot H) \cdot PV \cdot V \cdot D$$

En donde:

- CA: Es el costo alternativo.
- VS: Es el número de vehículos que sale del parque.
- P: Es el valor del pasaje por viaje.
- VST: Es el valor social del tiempo.
- H: Son las horas promedio por viaje.
- PV: es el número de personas promedio por vehículo.
- V: Es el número de viajes por persona.
- D: Son los días sujetos a restricción vehicular.

Además, se supone que el periodo de restricción dura 14 horas al día, por 5 días a la semana durante las 21 semanas que suceden en el periodo comprendido por la medida. Los supuestos para estimar los costos son resumidos en la Tabla 7-6.

En el estudio se considera una segunda situación en la cual el agente que sufre la restricción no incurre en gastos de operación de su automóvil, lo que está directamente relacionado con los km que deja de recorrer. La expresión para estimar dicho costo se muestra en la Ecuación 7-4.

Ecuación 7-4 Costos operación vehículo con restricción

$$CO = DV \cdot \frac{P}{R}$$

Donde, CO son los costos de operación, DV es la distancia recorrida por los vehículos, P es el precio social promedio del combustible (530 \$/litro), y R es el rendimiento promedio del vehículo (12 km/litro). Los datos fueron obtenidos desde SERNAC.

Luego, según el estudio, el costo neto será la diferencia entre el costo de movilizarse de manera alternativa, para todas las personas que viajan en los vehículos versus el ahorro en gastos de operación, en un período de tiempo equivalente a la vigencia de la gestión de episodios críticos (desde el 1º de Abril al 31 de Agosto).

Como se aprecia en esta medida, los costos de fiscalización se consideraron despreciables teniendo en cuenta solo el costo de inversión (cuando correspondía) y el costo de operación y mantención. En este estudio no se realizó una distribución de los costos según agentes económicos de interés.

Tabla 7-6: Supuestos costos

Variable	Precio	Fuente
Pasaje por viaje	\$380	MTT
Valor social del tiempo	730 \$/hora	MDS (Antes Mideplan)
Hora por viaje en bus	0,77 horas	Fernández (1999)
Hora por viaje en auto	0,45 horas	Fernández (1999)
Personas por vehículo	2	
Viajes por persona	2	
Días de resticción	61,3 días	

Fuente: Villena et al (2007)





8. Determinación del cambio en concentraciones

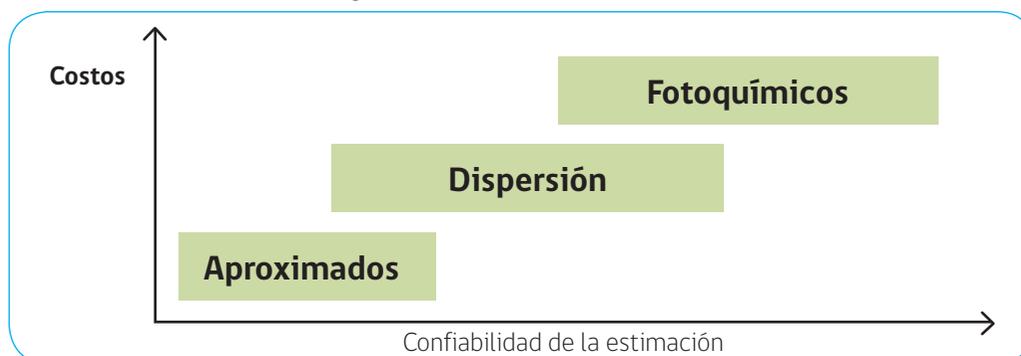
La calidad del aire está definida por la concentración de contaminantes que lo componen. Los beneficios sociales están directamente relacionados con el cambio de concentración logrado por las medidas de reducción de emisiones, por lo que es necesario asociar las reducciones de emisiones con variaciones en las concentraciones de contaminantes.

Con la ayuda de modelos atmosféricos se puede estimar la reducción en concentraciones a causa de un cambio en el comportamiento del parque emisor. En la Figura 8-1 se muestran tres tipos de modelos, ordenados según costo de implementación y precisión de sus resultados. Esta relación, generalmente creciente, produce que la elección del modelo no se base tan solo en la precisión de sus resultados, sino que involucra otras variables las cuales serán analizadas en este capítulo.

Concentraciones

- Recolectar información
- Seleccionar el método de estimación
- Calcular el cambio en concentraciones para cada escenario

Figura 8-1: Modelos atmosféricos



Fuente: MMA (2013)



El modelo atmosférico se deberá escoger dependiendo tanto de la disponibilidad de recursos como la disponibilidad de información para el caso de estudio. En las secciones posteriores se detallan los modelos más relevantes junto con la descripción de la información necesaria para poder utilizarlos.

8.1 Modelos Atmosféricos

El método científico estándar no es aplicable al estudio de la atmósfera debido a la dificultad de realizar experimentación controlada en espacios de tal escala (Andrews 2010). A falta de tal exactitud, después de que un fenómeno atmosférico es descubierto tras escudriñar una gran cantidad de datos, se desarrollan modelos que representan los procesos que hipotéticamente son los causantes del fenómeno. Los modelos actúan como atmósferas sustitutas en los cuales la experimentación sí es posible. Estos modelos usualmente están compuestos por ecuaciones matemáticas y los experimentos corresponden a soluciones admisibles para ellas.

Modelar la calidad del aire es un proceso complejo. Para modelar la futura calidad del aire, especialmente en zonas urbanas, se requiere mucha información local como insumo. La información local es preferible, pero si ésta no está disponible existe la posibilidad de incorporar algunos datos

e información de otros países o generar supuestos (ver sección 8.1.3). Sin embargo estas incorporaciones aumentan la incertidumbre por lo que deben estar documentadas e informadas.

Modelar contaminantes que son emitidos directamente a la atmósfera (primarios) desde fuentes fijas, móviles o dispersas es menos complejo que estimar las concentraciones de los contaminantes reactivos (secundarios), lo que presenta una dificultad en la elaboración de un correcto análisis, ya que los contaminantes secundarios también impactan directamente al medio ambiente. Los modelos fotoquímicos tienen la capacidad de modelar ambos tipos de contaminantes pero son complejos y requieren de mucha información y recursos, los que muchas veces no están al alcance en el contexto normativo. Si bien los modelos fotoquímicos son lo ideal para el desarrollo de un AGIES en términos de precisión de los resultados, existen otras opciones con mayor factibilidad de implementación. Para la modelación de las concentraciones de contaminantes primarios se pueden usar modelos de dispersión, los que requieren menos insumos de información y recursos computacionales. Si la información meteorológica escasea o los recursos y tiempo del estudio son limitados se pueden usar modelos aproximados. Otra posibilidad para estimar el cambio en concentraciones es la modelación de los contaminantes primarios en base a un modelo de dispersión y estimar los secundarios con modelos aproximados.

A continuación se presenta una breve descripción de los modelos recién mencionados siguiendo un orden decreciente en cuanto a complejidad.

8.1.1 Modelos Fotoquímicos

Este tipo de modelo tiene la capacidad de modelar complejas transformaciones fotoquímicas de las emisiones en la atmósfera. Esta facultad permite al modelo proyectar tanto contaminantes atmosféricos primarios como secundarios. Los modelos fotoquímicos separan el terreno de evaluación formando grillas. La cantidad de celdas (Ejemplo, 4 km por 4 km) en la grilla definen la resolución del modelo. Mientras mayor resolución es mayor la exactitud. La grilla permite descifrar cómo la contaminación atmosférica se forma, acumula y disipa.

Por su parte, la EPA¹ recomienda los siguientes modelos fotoquímicos: CMAQ, CAMx, REMSAD y UAM-V.

Un ejemplo de modelo fotoquímico corresponde a los modelos de caja lagrangeanos que consiste en simular una “caja” o masa de aire que es transportada por los campos de viento y en la cual se inyectan las emisiones que la caja recibe a lo largo de su trayectoria. Estos modelos requieren conocer el inventario de las emisiones a lo largo de la trayectoria, lo cual complejiza su uso.

Otro ejemplo corresponde a los modelos de grilla eulerianos, que resuelven las ecuaciones de conservación de masa para uno o más contaminantes en una grilla tridimensional fija en el espacio. Estos modelos son los que requieren mayor cantidad de información, por lo que su uso es justificado en contadas ocasiones.

En la Tabla 8-1 se muestran algunos de los modelos fotoquímicos existentes y sus requerimientos de información.

Tabla 8-1: Modelos fotoquímicos

Modelo	Ejemplo	Requerimientos
Caja Lagrangeanos	PLMSTAR, RADM, DIFKIN, EKMA	- Campos de viento. -Inventario de emisiones a lo largo de la trayectoria de los vientos.
Grilla Eulerianos	UAM, CALGRID, CAMx, CMAQ, MATCH	-Inventarios de emisiones desagregados espacial y temporalmente. -Condiciones iniciales y de borde para cada contaminante en cada celda de la grilla. -Meteorología en 3 dimensiones para cada celda de la grilla.

Fuente: MMA (2013)

8.1.2 Modelos de Dispersión

Los modelos de dispersión atmosférica son los más utilizados para proyectar los impactos en la calidad del aire para los contaminantes primarios y gases de efecto invernadero. Estos modelos realizan complejas ecuaciones matemáticas usando los inventarios, escenarios e información meteorológica para estimar los procesos de transporte y remoción de las emisiones desde su fuente hasta la locación de impacto. Luego, el modelo utiliza esta información para predecir las concentraciones ambiente de los contaminantes en una ubicación dada.

La ventaja de estos modelos, comparado con los modelos más complejos, es que requieren una menor cantidad de información. Sin embargo, las simplificaciones que se realizan en estos modelos los hace incapaces de estimar las concentraciones de contaminantes secundarios, que pueden llegar a tener un impacto considerable en la salud y agricultura.

El método clásico de los modelos de dispersión (representado por la Figura 8-2) consiste en modelar las emisiones como una descarga constante a la atmósfera situada en el origen de un eje cartesiano de 3 dimensiones. Luego la concentración en toda posición y tiempo está dada por (Crank 1979):

¹ Mayor información sobre características de los modelos en <http://www.epa.gov/scram001/photochemicalindex.htm>

$$c(x, y, z, t) = \frac{M}{8(\pi Dt)} \exp\left\{-\frac{x^2 + y^2 + z^2}{4Dt}\right\}$$

Donde,
 x, y, z, t : Coordenadas espaciales y temporales
 M : Masa del contaminante descargado
 D : Coeficiente de difusión.

Esta ecuación representa los inicios de los modelos de dispersión que actualmente han evolucionado tanto en precisión como complejidad, para considerar terrenos complejos y otros factores de incidencia en las concentraciones ambientales (para más detalle ver Zannetti (1990)).

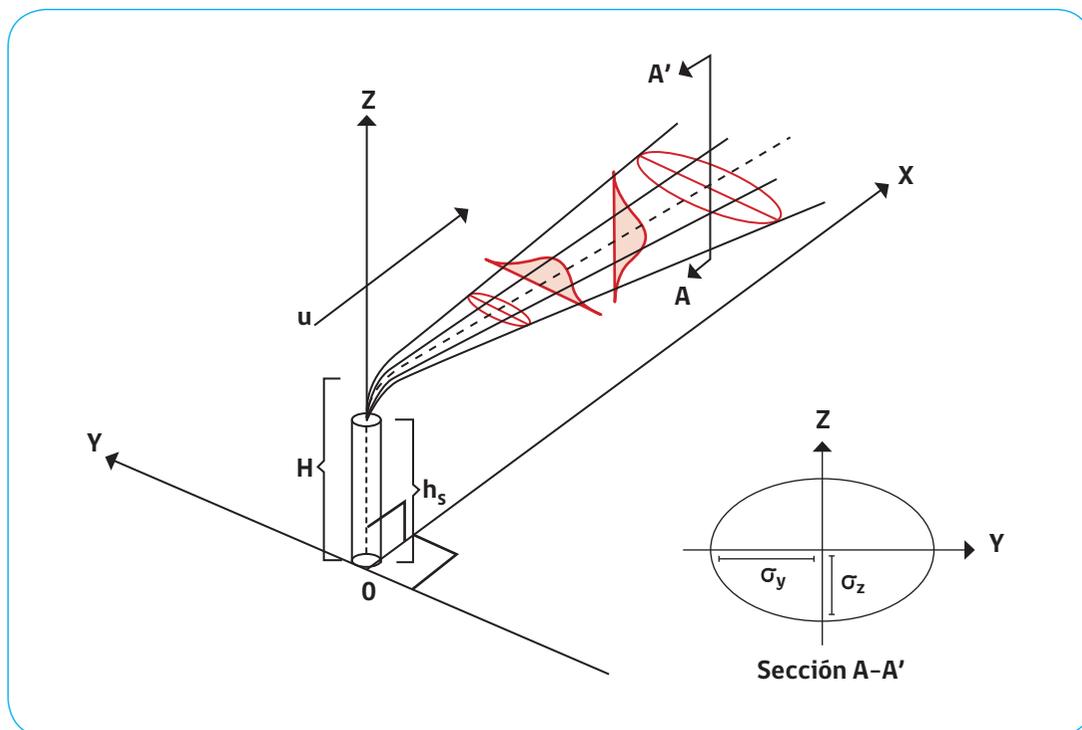
Los modelos de dispersión descansan en una variedad de hipótesis simplificadoras que disminuyen su precisión para estimar la concentración en un punto en el espacio, no

obstante son muy útiles si se desea conocer la distribución estadística de las concentraciones para un determinado lugar, causadas por una determinada fuente y moduladas en intensidad por las condiciones meteorológicas predominantes. En el contexto de un AGIES los modelos de dispersión pueden ser idóneos para estimar los cambios de concentración basados en cambios de las emisiones. Esto en el sentido de la cantidad de recursos e información necesarios para su desarrollo.

Los modelos de dispersión recomendados por EPA² son: AERMOD, ISC3, CALPUFF, BLP, CALINE3, CAL3QHC, CTDMPUS, OCD.

Por ejemplo, el modelo CALPUFF que corresponde a un modelos del tipo "puffs" o "paquetes" considera la variación

Figura 8-2: Modelo de dispersión



Fuente: Turner (1970)

² Mayor información sobre los modelos y sus características en http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm#rec

temporal de las emisiones al representar la emisión de una fuente puntual como un conjunto de paquetes de contaminantes ("puffs"), los cuales son transportados por el campo de vientos. Estos "puffs" se expanden al mezclarse con el aire que los rodea y en su interior se consideran también las reacciones químicas más importantes. Este tipo de modelo requiere una información detallada de campos de viento para lo cual se necesitan de datos de varios monitores en forma simultánea. Se pueden modelar varios contaminantes primarios en forma simultánea y las reacciones químicas también se pueden incorporar de manera simplificada (Jorquera 2007).

Si bien los modelos de dispersión son ampliamente usados, existen dos problemas con su uso que instarían al uso de modelos fotoquímicos en situaciones donde el costo de equivocarse en la estimación de concentraciones es alto. El primer problema consiste en la hipótesis de viento uniforme sobre la que descansan los modelos de dispersión, la cual ignora el impacto de cuerpos de agua y terrenos irregulares en la estimación de concentración de contaminantes.

Segundo, los modelos de dispersión son incapaces de analizar el caso de los periodos de calma (bajas velocidades del viento), ya que la ecuación diverge cuando la velocidad tiende a cero. Esto es una limitación importante durante los episodios críticos de contaminación, ya que por lo general ocurren en situaciones de calma.

8.1.3 Modelos Aproximados

Debido a la común falta de información o de recursos para utilizar modelos fotoquímicos y de dispersión surge la posibilidad de usar modelos aproximados para determinar la relación entre emisiones de contaminantes primarios y concentraciones resultantes de contaminantes primarios y secundarios.

Un ejemplo es el uso de un modelo del tipo rollback simple en el que se supone una relación lineal entre las emisiones de un contaminante y la concentración que genera, lo que permite construir los factores emisión-concentración (FEC) utilizando la Ecuación 8-1.

Ecuación 8-1: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones

$$FEC_i^t = \left(\frac{\partial C_i^t}{\partial E^t} \right)^{-1} \approx \frac{E_i^t}{C^t}$$

Donde,

FEC_i^t : Factor emisión-concentración en la zona i en el año t $\left[\frac{ton}{\mu g/m^3} \right]$.

C_i^t : Concentración ambiental de contaminante correspondiente al emitido (eventualmente secundario), en la zona i para el año t $\left[\mu g/m^3 \right]$

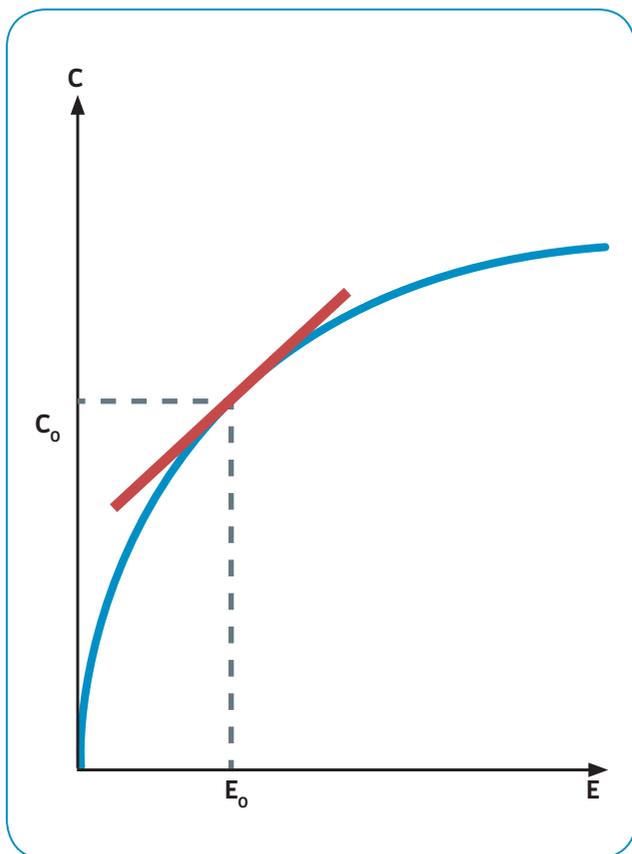
E_i^t : Emisión de contaminante para el año t $[ton]$.

En rigor, lo que interesa es la sensibilidad de las concentraciones ambientales frente a cambios en las emisiones, evaluado en un punto cercano a las condiciones

actuales. Como esto no es posible, se aproxima esta relación según el cociente entre el total de emisiones y la concentración ambiental del contaminante.

Este supuesto (Ecuación 8-1) es representado también gráficamente en la siguiente figura.

Figura 8-3: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones



Fuente: Grenlab (2012a)

La línea azul muestra la relación teórica entre emisión y concentración. Si se asume que la variación en la concentración es pequeña en comparación con la situación base, el error que se comete asumiendo la relación lineal (línea roja) es aceptable para casos en que no exista mayor información.

La ventaja de utilizar los modelos aproximados consiste en su simpleza computacional y la menor información requerida, y debido a que generalmente los recursos son limitados, permite destinar estos recursos al análisis posterior.

³ Una posible fuente de información corresponde al Sistema Nacional de Calidad del Aire -SINCA-. La lista de contaminantes que son medidos por los monitores pertenecientes a SINCA corresponden a: Arsénico, CH₄, CO, HCNM, HCT, MP₁₀, MP_{2,5}, NO, NO₂, NO_x, O₃ y SO₂

8.1.4 Información Relevante

Para modelar y proyectar las futuras concentraciones, la información requerida depende del modelo que se utilice, y será mayor a medida que se opte por uno de mayor complejidad. Se requiere al menos la línea base de concentraciones de los contaminantes analizados³ y los escenarios de reducción de emisiones según la metodología planteada en las Secciones 6 y 8, respectivamente, información meteorológica del sector geográfico donde se desea determinar el cambio en concentraciones y mediciones de concentraciones actuales de los contaminantes.

8.1.5 ¿Qué modelo utilizar?

Para tomar esta decisión existen tres variables. La primera y más importante depende de qué se quiere modelar. La segunda es restrictiva y depende de la cantidad y calidad de información que se tiene (confiabilidad). La tercera es el tiempo de ejecución de la aplicación.

Para evaluaciones en las que existen pocas fuentes, los contaminantes de interés son primarios y no hay características de terreno muy complejas, un modelo de dispersión de tipo Gaussiano simple como el ISC3 o AEROMOD es usualmente suficiente. Sin embargo, si las estimaciones iniciales indican posibles excedencias, o las características del lugar poseen problemas locales de circulación, un modelo del tipo "puff" (Ejemplo, CALPUFF) entregará resultados más confiables.

Los modelos fotoquímicos (los más avanzados) del tipo Lagrangeano o Euleriano se justifican en un contexto de alta disponibilidad de recursos (tanto económicos como técnicos), formación importante de contaminantes secundarios y necesidad de precisión en la estimación.

No obstante, en casos de información y recursos limitados, se considera apropiado utilizar un modelo aproximado de dispersión a través de la metodología de *rollback*, que permite estimar las concentraciones atmosféricas de materia particulado primario y secundario producto del cambio en las emisiones de MP_{2,5}, NO_x o SO₂. Como una forma de complementar el análisis, y aprovechando la simplicidad del análisis, es recomendable incorporar análisis de sensibilidad e incertidumbre en las variables predominantes, con el fin de representar un rango de valores posibles en los resultados finales.

8.2 Cálculo del Cambio en Concentraciones

Según las características de la evaluación requerida y de la información existente se escoge el modelo a utilizar y es esta modelación la que entrega la concentración resultante, para cada uno de los contaminantes considerados, tanto para la línea base de emisiones atmosféricas como para los escenarios de reducción de emisiones. La diferencia entre estos dos resultados corresponde al cambio en concentración producto de la aplicación de medidas de reducción de emisiones. Este cambio en la concentración debe responder al alcance temporal definido por lo que se obtendrá como resultado un cambio en la concentración ambiental para todo el periodo de evaluación y según la resolución del análisis (diario, anual, semestral, etc).

8.3 Casos

8.3.1 Caso 1: Evaluación Ambiental de Transantiago

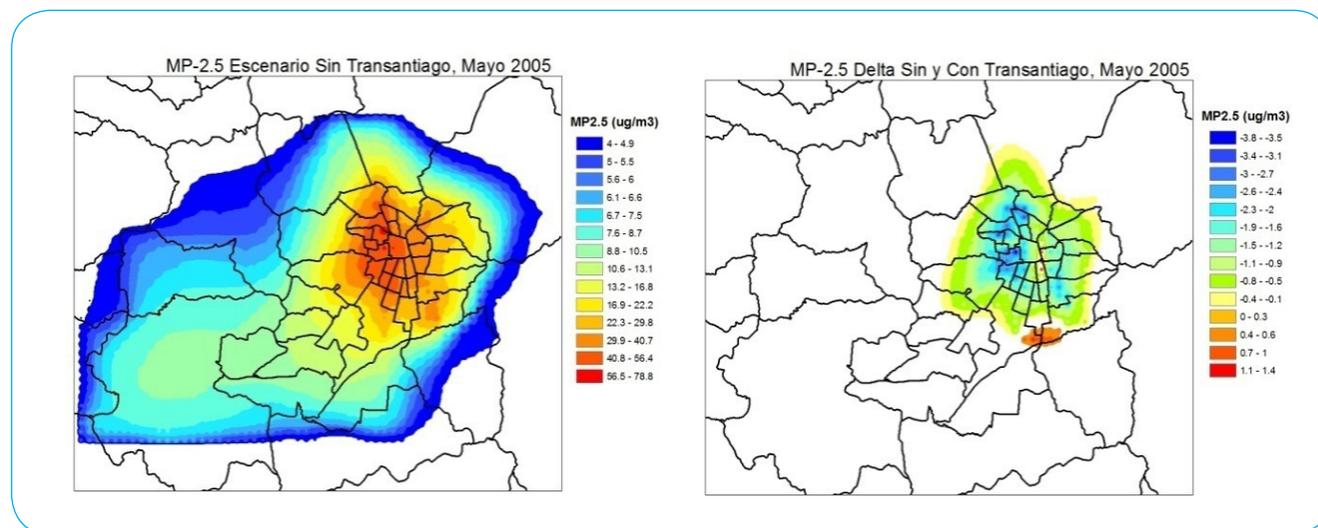
Para ejemplificar los diferentes métodos que se pueden utilizar para la determinación del cambio en las concentraciones (modelos atmosféricos), se presentará una aplicación del modelo fotoquímico *Comprehensive Air Quality Model with Extensions (CAMx)* en la Evaluación Ambiental de Transantiago realizado por DICTUC (2009).

En primer lugar se simuló el escenario "sin Transantiago" con el fin de comparar los resultados con las observaciones empíricas realizadas por la red de monitoreo MACAM⁴ y ajustar el modelo. El espectro considerado por la red MACAM condicionó los contaminantes simulados con el modelo⁵.

Los requerimientos de información de un modelo fotoquímico son altos, en este caso se ha aplicado el modelo MM5 (*Mesoscale Modeling System, version 3.0*⁶) desarrollado en EEUU por el NCAR (*National Center for Atmospheric Research*⁷). Las salidas de estas simulaciones requieren campos meteorológicos de temperatura, humedad relativa, cobertura de nubes y dirección y magnitud del viento. Luego para un ajuste a la simulación realizada por el modelo MM5 se utilizó CALMET, con el objetivo de incorporar las observaciones de todas las estaciones de meteorología superficial disponibles en el campo de vientos tridimensional. Finalmente se obtuvo la mejor información disponible para construir campos de viento, temperatura y humedad relativa requeridos por el modelo fotoquímico de dispersión CAMx.

El modelo CAMx simula la emisión, dispersión, reacciones químicas y remoción de contaminantes en la troposfera

Figura 8-4: Cambio en concentraciones Transantiago



Fuente: DICTUC(2009e)

⁴ Con la idea de disponer de manera eficaz de información sobre el comportamiento de los contaminantes críticos, se creó en enero de 1988, la primera Red de Monitoreo de la Calidad del Aire y variables Meteorológicas (MACAM).

⁵ Los gases CO, NOx, COV, O3, y SO2, y el material particulado fino y grueso: partículas finas de combustión, de polvo de calles y de origen secundario; partículas gruesas de actividades del transporte, construcción y agrícolas.

⁶ <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/>

⁷ <http://www.ncar.ucar.edu/>

por medio de la solución de la ecuación de continuidad – balance de masa– para cada especie contaminante en un sistema de grilla tridimensional. De esta manera, al simular los escenarios con y sin Transantiago con el modelo CAMx se puede establecer la disminución de concentraciones atribuible a los cambios en tecnologías propuestos por cada alternativa. En el cuadro de la izquierda de la Figura 8-4 se puede apreciar las concentraciones en el caso base y en el lado derecho el cambio en concentraciones debido a la implementación del Transantiago, resultados arrojados por el modelo CAMx utilizado.

Los resultados obtenidos de la modelación con CAMx fueron agregados por día y luego contrastados con las concentraciones medidas en las celdas que incluyen monitores MACAM. Se encontraron diferencias para el caso de todos los contaminantes por lo que los resultados de CAMx fueron ajustados.

Una vez ajustados los datos se procedió a extrapolarlos para todos los días del año. Para cada contaminante, se ajustó un modelo lineal para cada celda que explicara la concentración de la celda como una función del promedio diario de las concentraciones medidas en los monitores MACAM y factores meteorológicos. Luego, usando esta relación, las concentraciones por celda fueron predichas para todo el año.

8.3.2 Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Para ejemplificar el uso de un modelo aproximado, a continuación se hace referencia al estudio realizado por DICTUC (2008) Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana el cual utilizó un modelo Rollback simplificado que permite realizar una estimación aproximada de la relación entre las emisiones y las concentraciones ambientales (sección 8.1.3). Esto permite construir los FEC con el uso de la Ecuación 8-2.

La información base disponible para la construcción de FEC es:

- Emisiones de distintos contaminantes del Inventario de Emisiones para la Región Metropolitana.
- Concentraciones de contaminantes entregadas por los monitores de la red MACAM.

Con esta información se estima el FEC correspondiente a la RM para cada uno de los contaminantes considerados.

Para incluir el impacto en la formación del material particulado secundario se relacionan las emisiones de los diferentes precursores (NH_3 , SO_2 y NO_x) con la fracción correspondiente del material particulado secundario. Esta fracción se estima en base a la composición elemental del $\text{MP}_{2.5}$, información obtenida de estudios de filtros de monitores en distintas estaciones de monitoreo en la Región Metropolitana. Una metodología similar se utilizó para obtener la concentración de MP_{10} .

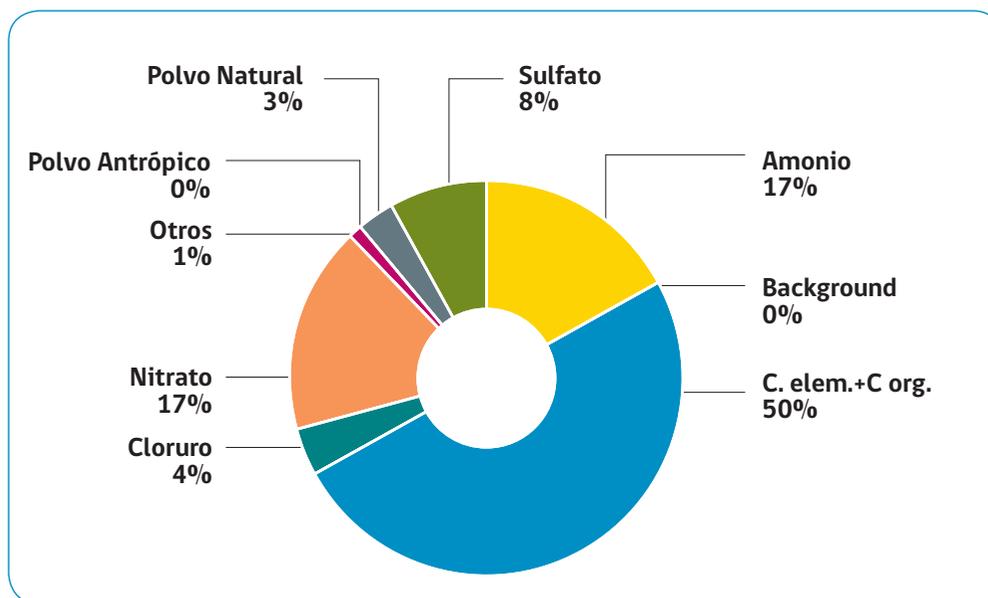
Ecuación 8-2: FEC PPDA

$$FEC_i^t = \left(\frac{\partial C_i^t}{\partial E^t} \right)^{-1} \approx \frac{E_i^t}{C^t}$$

Donde,

- FEC_i^t : Factor emisión-concentración para el contaminante i en el año t [(ton/año)/($\mu\text{g}/\text{m}^3$)]
- C_i^t : Concentración ambiental de contaminante correspondiente al emitido (eventualmente secundario), en el contaminante i para el año t [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
- E_i^t : Emisión de contaminante para el año t [ton]

Figura 8-5: Muestra de la composición de componentes elementales para la RM en el año 2005.



Fuente: MMA (2013)

A partir de la información anterior es posible estimar la concentración ambiental de $MP_{2.5}$ en la forma de un componente elemental i según la siguiente ecuación:

$$C_{MP25i} = C_{TMP25} \cdot F_{MP25i}$$

Donde,

C_{MP25i} : Concentración ambiental de $MP_{2.5}$ en forma del componente elemental i [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

C_{TMP25} : Concentración ambiental total de $MP_{2.5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

F_{MP25i} : Fracción del componente elemental i en el análisis de los filtros de $MP_{2.5}$ [%]

i : Amonio, Sulfato, Nitrato, Cloruro, C Elemental, C Orgánico, Polvo Natural, Polvo Antropogénico, Otros, Background.

A continuación, para obtener las concentraciones de $MP_{2.5}$ asociadas a los contaminantes de interés ($MP_{2.5}$, SO_x , NO_x , NH_3) se supuso una relación directa entre la emisión de estos contaminantes y los componentes elementales según lo presentado en la Tabla 8-2.

Tabla 8-2: Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro

Contaminante Emitido por las Fuentes	Componente Correspondiente en Filtro
NH_3	Amonio
SO_2	Sulfato
NO_x	Nitrato
$MP_{2.5}$	Carbono elemental + Carbono orgánico

Fuente: DICTUC (2009d)

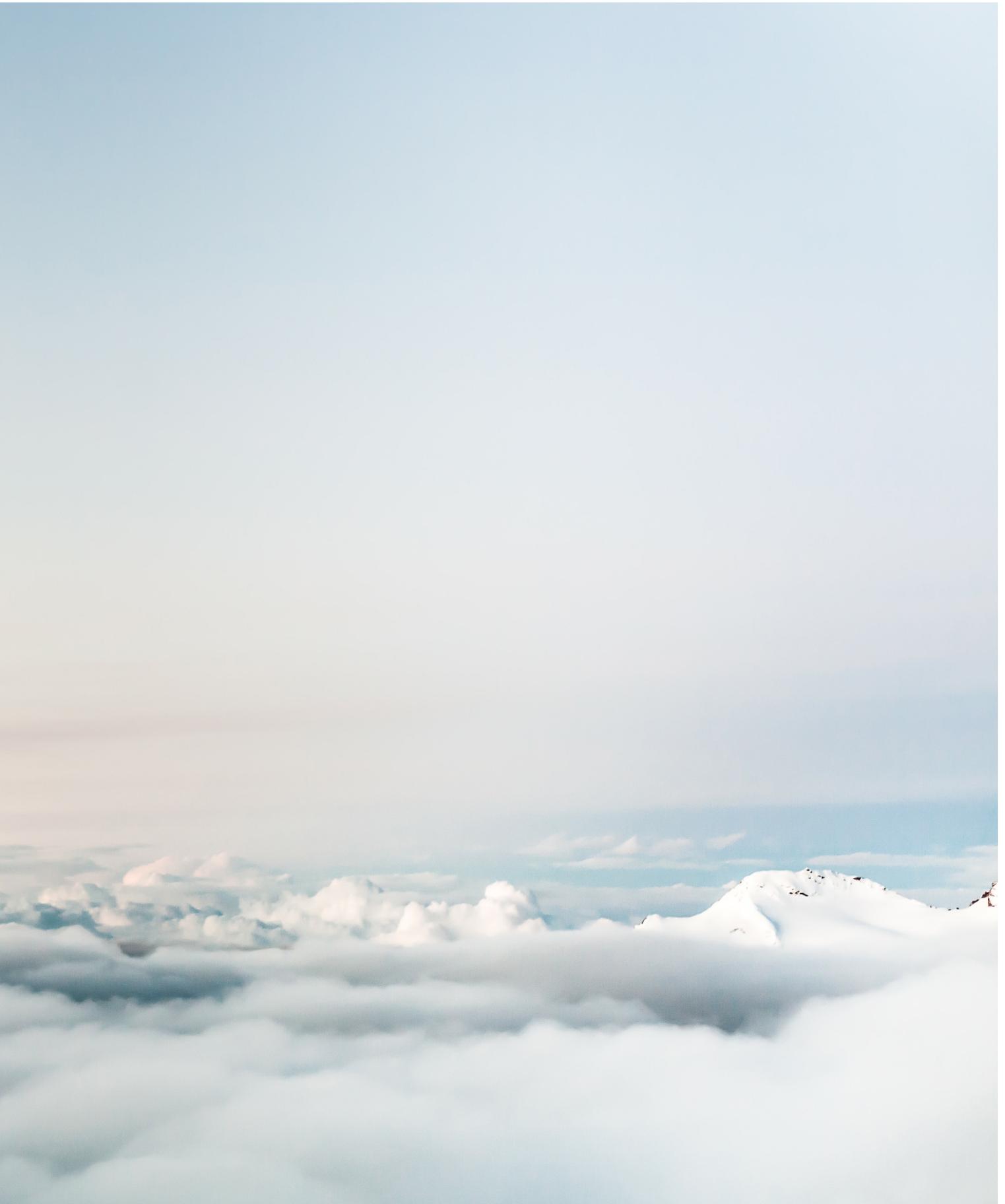
Con la concentración de $MP_{2.5}$ asociada a los contaminantes de interés ($MP_{2.5}$, SO_x , NO_x , NH_3) y la emisión de estos mismos contaminantes fue posible estimar un FEC para cada contaminante. Finalmente, se estimó el cambio en la concentración de $MP_{2.5}$ en base al cambio de emisión (de acuerdo a los escenarios de reducción) de distintos contaminantes, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\Delta C_{PM2.5}^t = \sum_i \frac{\Delta E_i^t}{FCE_i^t}$$

Donde,

- $\Delta C_{PM2.5}^t$: Cambio en la concentración de $MP_{2.5}$ en el año t . [$\mu gMP_{2.5}/m^3$]
- ΔE_i^t : Cambio en la emisión del contaminante primario i ($MP_{2.5}$, SO_x , NO_x , NH_3) en el año t . [ton/año]
- FCE_i^t : Relación emisión concentración para el contaminante primario i en el año t . [ton/año]/($\mu gMP_{2.5}/m^3$)





9. Análisis de beneficios

La estimación de los beneficios en términos monetarios permite la comparación de diferentes alternativas regulatorias en las mismas unidades y el cálculo de los beneficios netos (la suma de todas las ventajas económicas menos la suma de todos los costos monetarios). Cabe señalar que, aunque existan beneficios no cuantificables, ya sea por la falta de valores disponibles o de métodos de cuantificación, esto no implica que no sean relevantes, por lo que se deben considerar al menos de forma cualitativa.

9.1 Etapas en la Estimación de los Beneficios

De acuerdo a la metodología de Análisis Costo Beneficio, la estimación de los beneficios generados por una reducción en las emisiones de contaminantes consta de tres etapas clave (Lave y Gruenspecht 1991), las que se listan a continuación.

- Identificación de potenciales impactos que producen los contaminantes a evaluar.
- Cuantificación de los impactos, relacionando la concentración de contaminantes con el número de casos del efecto o el nivel de impacto.
- Valorización de los efectos en términos monetarios usando métodos de valoración adecuados o estimaciones de valor existentes en estudios previos, para así contraponerlos con los costos.

Cabe destacar que los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados, dado que el conocimiento científico aún no permite tener certeza de todos los efectos nocivos producidos por la contaminación. De los impactos que sí son susceptibles de ser identificados, solo algunos pueden ser cuantificados y de aquellos, solo una fracción puede ser valorada.

Adicionalmente, se debe evitar contabilizar doblemente los beneficios y tener en cuenta que pueden haber efectos secundarios o indirectos relevantes para las opciones de política pública.

A continuación se presenta, para cada una de estas etapas, la metodología y consideraciones específicas que se deben tener en cuenta en la estimación de beneficios. Luego se presenta la metodología específica de estimación de beneficios en salud, agricultura y otros.

9.1.1 Identificación de Impactos

A continuación, en la Tabla 9-1, se enumeran algunos de los efectos causados por la contaminación atmosférica. Se debe tener en cuenta que la identificación de impactos es un proceso continuo que está ligado al conocimiento generado por el método científico, por lo que esta tabla sólo representa parte de éstos.



Tabla 9-1: Clasificación de los impactos producto de la contaminación del aire

Efecto	Breve descripción
Impactos a la Salud	Las partículas y compuestos emitidos al aire en exceso pueden producir efectos nocivos en la salud de las personas, como por ejemplo dañando el sistema cardio-respiratorio.
Disminución en visibilidad	La presencia de partículas en el aire reduce la visibilidad causando una disminución del bienestar y calidad de vida.
Impactos a materiales	El exceso de contaminación atmosférica puede causar daños en los materiales de construcción alterando propiedades físicas y químicas de los mismos.
Impactos ecosistemas acuáticos	Altas concentraciones de NOx y SOx pueden producir deposición ácida en el agua modificando su composición y dificultando la supervivencia de especies acuáticas.
Impactos en plantas y bosques	La deposición ácida puede alterar el crecimiento de plantas y árboles. Además el ozono y otras partículas pueden ingresar vía las estomas de las plantas y dañar su estructura
Aumento en efecto invernadero	Los gases de efecto invernadero aumentan el efecto del mismo nombre aumentando la probabilidad de aumento de las temperaturas a nivel global, gatillando el cambio climático.
Otros	Sin duda existen otros efectos pero por lo general no son evaluados a través del ACB en el contexto de contaminación atmosférica. Sin embargo previo a la realización del ACB se recomienda una revisión bibliográfica de los efectos a considerar en el análisis.

Fuente: Elaboración propia

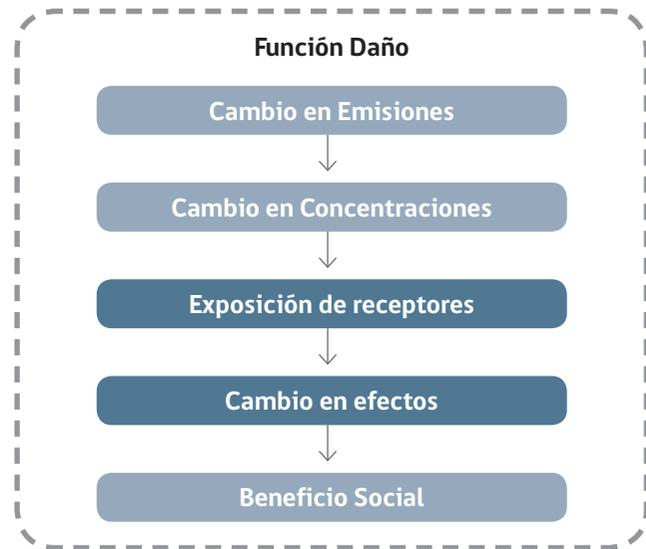
No cabe duda que existen otros efectos pero por lo general no son evaluados a través del ACB en el contexto de contaminación atmosférica. Sin embargo, previo a la realización del ACB se recomienda realizar una revisión bibliográfica de los efectos a considerar en el análisis. Además, se podría levantar información relevante de la identificación de beneficios y costos a través de mecanismos de participación ciudadana.

Se debe tener en cuenta que algunos efectos de la contaminación son más fáciles de cuantificar que otros. Por ejemplo, los costos asociados a una atención médica de urgencia producto de enfermedades respiratorias inducidas por deterioros de la calidad ambiental son más directos de estimar que el efecto monetario de la contaminación ambiental en la acidificación de cuerpos de agua. La mayoría de los estudios, lineamientos y guías analizadas estiman los costos por vidas perdidas y deterioros en la salud, reconociendo la existencia e importancia del resto de los componentes, pero clasificándolos usualmente como "no-cuantificables" (OECD 2014).

9.1.2 Cuantificación

Esta etapa corresponde al núcleo principal del cálculo de los beneficios sociales. Aquí se deberá relacionar el cambio en la concentración de contaminantes con el cambio en el número de efectos o con el nivel de impacto de ellos. Como ya se ha señalado, es necesario tener en consideración que no todos los efectos identificados podrán ser cuantificados dentro de la metodología "función daño" expuesta en la sección 1. En la Figura 9-1 se detallan las etapas de para cuantificar los impactos en la función daño.

Figura 9-1: Etapa de cuantificación de impactos en la función daño

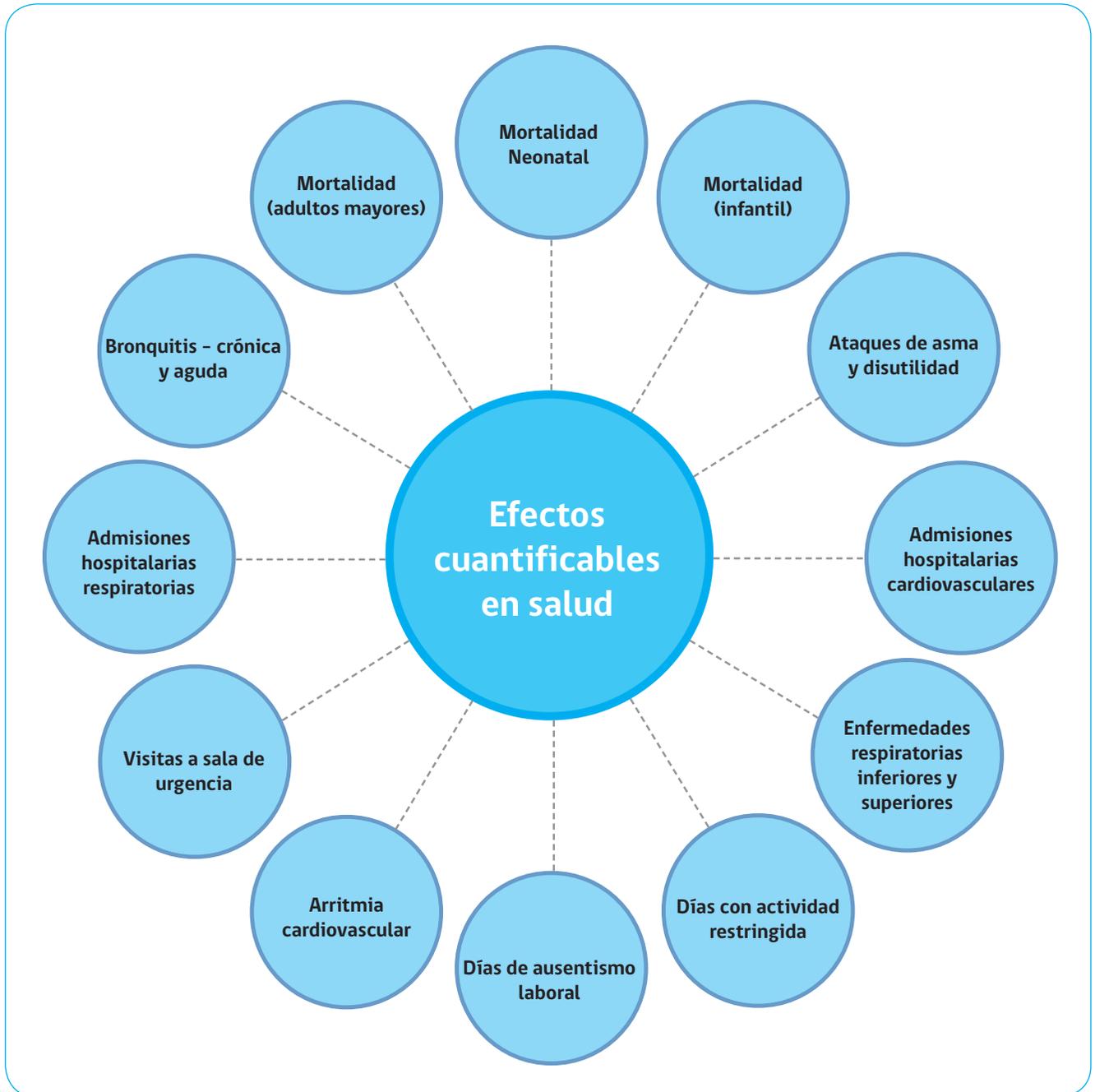


Fuente: MMA (2013)

Como se ve en la figura esta etapa contempla el cálculo del cambio en los efectos, la cual requiere como insumo la exposición de los receptores afectados. Por lo general, para la etapa de cuantificación se utilizan funciones dosis - respuesta para obtener el cambio de efectos, las que por métodos científicos relacionan una concentración determinada de contaminante con el nivel de impacto de un efecto específico. Es necesario recopilar en la literatura especializada estas funciones dosis - respuesta para los efectos identificados.

A manera de ejemplo, en la Figura 9-2 se presentan los efectos en la salud que son susceptibles de ser cuantificables (Cifuentes et al., 2005; Alberini et al., 2006; Cerda et al., 2007; Cerda y García, 2010), tanto a través de metodología de disposición a pagar como análisis conjunto y estimación de costo social.

Figura 9-2: Efectos cuantificables de la contaminación atmosférica en la salud



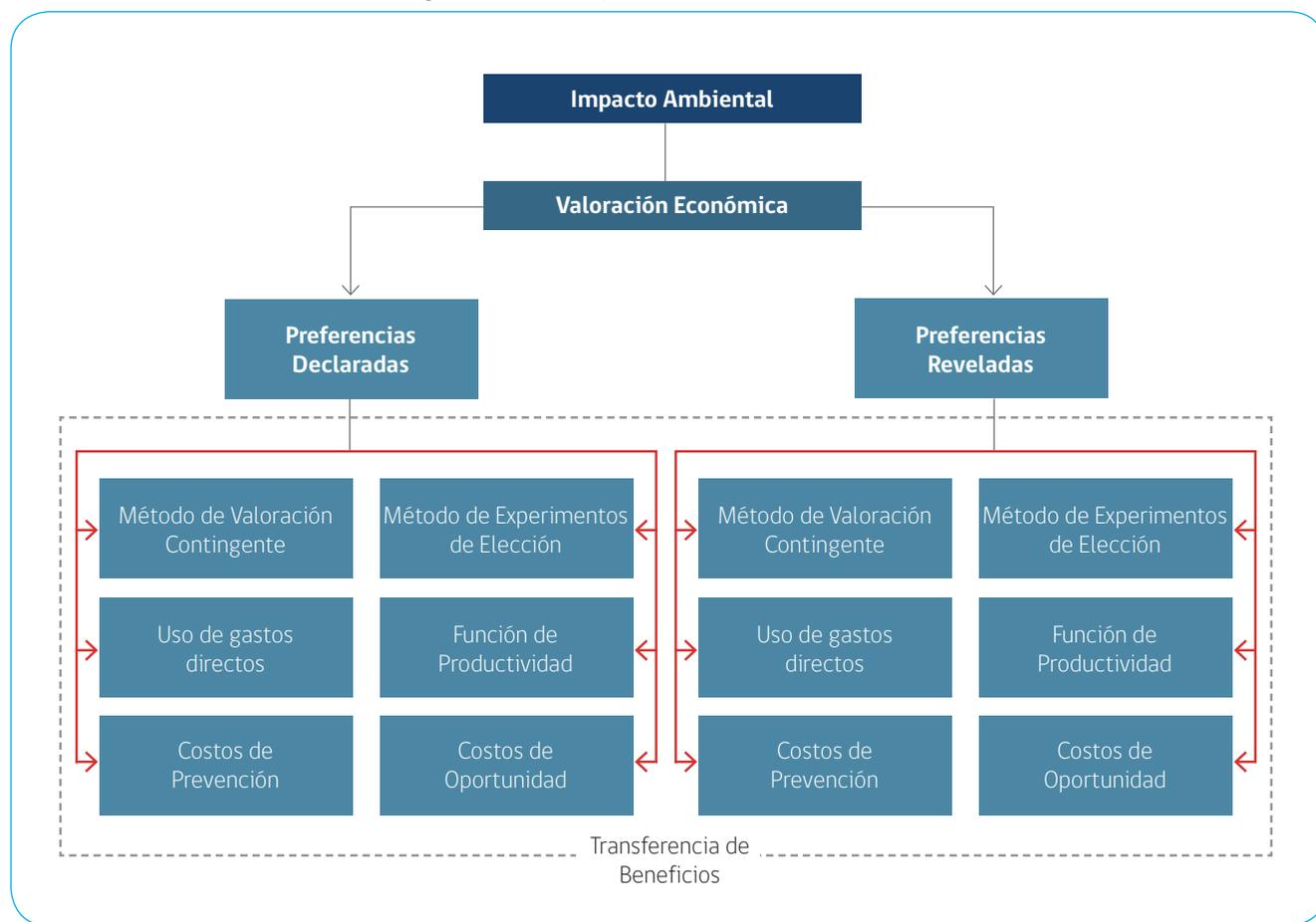
Fuente: Elaboración propia

9.1.3 Valorización

En esta etapa se deben valorizar los efectos en términos monetarios, para así contraponer costos y beneficios y evaluar el instrumento de gestión ambiental. La etapa de valoración es especialmente compleja debido a la dificultad de asignar un valor económico, tanto a los bienes ambientales, como a la disposición a pagar (o a aceptar compensación) por ellos, ya sea por parte de un individuo o por la sociedad en su conjunto.

Existen variadas técnicas de valoración que pueden ser utilizadas para asignar valores monetarios sobre las externalidades asociadas a la contaminación del aire (Figura 9-3). Sin embargo, dado que las externalidades por definición son externas a los mercados, la mayoría de los impactos no están reflejados en los precios existentes. Por consiguiente, cualquier intento por asignar un valor monetario a una externalidad necesita de métodos de valoración de impactos. Estos métodos se pueden subdividir en directos (preferencias declaradas) e indirectos (preferencias reveladas).

Figura 9-3: Principales métodos de valoración



Fuente: Elaboración propia

La diversidad de impactos asociados a cambios en la calidad del aire ha llevado al uso de variadas metodologías para la estimación del valor económico. Más aún, en algunos

casos para el mismo ítem pueden existir varias formas de medición. Las diferentes metodologías utilizadas y los tipos de contaminantes se presentan en la Tabla 9-2.

Tabla 9-2: Resumen de los costos valorados monetariamente en la literatura.

Ítem	Contaminante	Costo
Salud pública	Monóxido de carbono, dióxido de azufre, óxidos nitrosos, hidrocarburos, compuestos volátiles orgánicos, material particulado, ozono, smog, plomo, ruido.	Pérdida de vidas humanas (valor estadístico de la vida), salarios hedónicos, disminución en la esperanza de vida (disposición a pagar), costos de atenciones de salud de urgencia, costos de tratamientos de largo plazo.
Productividad laboral	Monóxido de carbono, dióxido de azufre, óxidos nitrosos, hidrocarburos, compuestos volátiles orgánicos, material particulado, ozono, smog, plomo, malos olores, ruido.	Pérdida de horas-hombre trabajadas, pérdida de salarios percibidos.
Productividad agrícola	Monóxido de carbono, dióxido de azufre, óxidos nitrosos, hidrocarburos, compuestos volátiles orgánicos, material particulado, ozono, lluvia ácida, clorofluorocarbonos, efectos invernadero.	Reducción de la producción, reducción de la superficie utilizable, costo de restauración de biomasa, costos por tiempo perdido.
Daños al Ecosistema		Pérdida de biodiversidad, contaminación local, acidificación de suelos, acidificación de agua, pérdida de espacios habitables.
Estructura e Infraestructura	Ozono, smog, material particulado, lluvia ácida.	Pérdidas de vida útil, costo de restauración o protección, costo de reemplazo
Valores de la Propiedad	Ruido, material particulado.	Pérdida de plusvalía, costo de relocalización, pérdida de rentas.
Actividad comercial	Construcción y mantenimiento.	Reducción de la producción.
Actividades recreacionales		Ingresos perdidos, baja en asistencia, pérdida de renta de equipos, disposición a pagar.

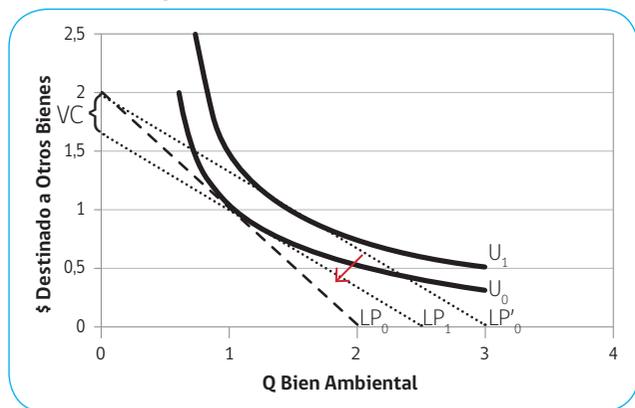
Fuente: Elaboración propia

Si bien todos estos efectos son importantes desde una perspectiva social, en la mayoría de las ocasiones el efecto más relevante en términos monetarios corresponde a beneficios de mortalidad y morbilidad por reducción de la contaminación del aire, representando más del 95% del beneficio (EPA, 2005a).

Debido a que los bienes afectados por la contaminación no se transan en el mercado, una forma de obtener un valor para cada efecto es determinando la disposición a pagar (DAP o DAP por sus siglas en inglés) o la disposición a aceptar compensación (DAC o WTA, por sus siglas en inglés), frente a la variación en la calidad de un bien. En microeconomía un desafío importante es determinar el efecto que tiene en el bienestar del consumidor la variación del precio. En este ámbito existen los conceptos de variación compensatoria VC (asociada a DAP) y variación equivalente VE (asociada a DAC) que son explicados a continuación.

Supongamos que un consumidor se encontraba sujeto a un Límite Presupuestario LP_0 , lo que le permitía una utilidad U_0 . Posteriormente se ve beneficiado por el aumento en el acceso a un bien ambiental (Ejemplo: la calidad del aire), entonces la curva del Límite presupuestario cambia a LP'_0 debido a que el costo del acceso a más bien ambiental es menor, lo que le permite alcanzar una utilidad mayor U_1 . La variación compensatoria VC representa cuánto podría disminuir el ingreso del consumidor, de manera de que el Límite Presupuestario LP_1 , le permita una utilidad U_0 nuevamente. Esto se ilustra en la Figura 9-4.

Figura 9-4: Variación Compensatoria

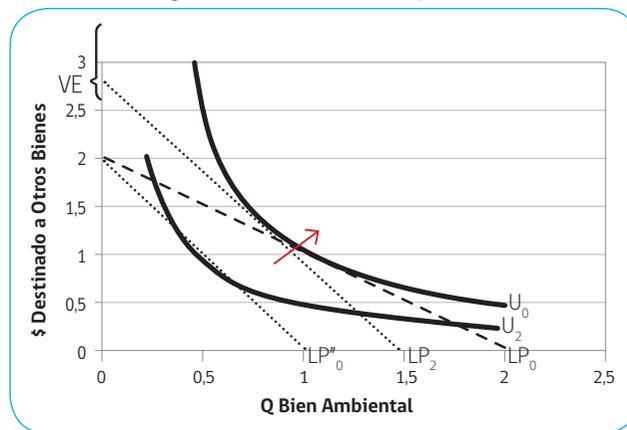


Fuente: MMA (2013)

Suponga ahora que el mismo consumidor se ve perjudicado por la disminución en el acceso a un bien ambiental (Ejemplo: la calidad del aire). Entonces la curva del Límite presupuestario cambia a LP''_0 debido a que el costo del acceso al bien ambiental es mayor, lo que le permite alcanzar una utilidad menor U_2 . La variación equivalente

VE representa cuánto debería aumentar el ingreso del consumidor, de manera de que el Límite Presupuestario LP_2 , le permita una utilidad U_0 nuevamente. Esto se puede ver en la Figura 9-5.

Figura 9-5: Variación Equivalente



Fuente: MMA (2013)

En la práctica, resulta muy difícil determinar las curvas de utilidad exactas de cada uno de los consumidores. Un ejemplo de dificultad en la valoración (que además corresponde a los efectos que se encuentran mejor estudiados y valorados en la actualidad), corresponde al caso de valorizar las mejoras en salud producto de una reducción de la contaminación atmosférica que puede generar beneficios debido a la reducción de gastos médicos, discapacidades físicas, dolor y sufrimiento, y disminución del riesgo de muerte. Algunos de estos beneficios, como por ejemplo reducción en gastos médicos han logrado ser valorados de manera certera con el uso de valores de mercado. Sin embargo otros beneficios, como las reducciones de sufrimiento, dolor y riesgo de muerte solo se logran estimar, muchas veces, de manera deficiente.

La manera tradicional de valorizar estos beneficios consiste en encuestas (valoración contingente, análisis conjunto), estudios de mercado (precios hedónicos) y métodos de costo de viaje (valor que efectivamente se ha pagado por el uso de un bien ambiental), métodos que, según Ashford & Caldart (2008), han logrado resultados poco satisfactorios.

El método de valoración contingente (VC) así como el de análisis conjunto son técnicas que buscan revelar las preferencias de los consumidores o usuarios, basándose en mercados ficticios diseñados a través de encuestas. Este tipo de métodos estima la Disposición a pagar (DAP) o Disposición a aceptar compensación (DAC) infiriendo cuál sería el comportamiento de las personas de acuerdo a las respuestas que estas entregan en una encuesta.

El análisis conjunto es una técnica multivariante que se utiliza para estudiar las preferencias que manifiestan los

consumidores por bienes o servicios con determinados atributos. El método se basa en la suposición de que los consumidores (o usuarios) evalúan la utilidad total de un producto sumando los valores parciales de utilidad que respectivamente proporcionan sus atributos (Brey 2009). Este último punto es uno de las características más relevantes de este método, ya que se traduce en que las utilidades que entrega cada uno de los aspectos que son relevantes en la elección de un bien o servicio, se obtienen descomponiendo las valoraciones globales realizadas por los consumidores encuestados.

El método del análisis conjunto se ha convertido en una importante herramienta en la evaluación de las preferencias declaradas por un consumidor o usuario y en un método alternativo al análisis de valoración contingente, ya que se presenta como extensión del análisis de VC, en el que se incluyen atributos y niveles sin agobiar a los encuestados (Sánchez & Pérez 2000). Hensher (1994) propone una secuencia lógica de tareas a realizar para la confección de una encuesta basada en esta metodología:

- **Identificación del conjunto de atributos:** en esta etapa se deben reconocer las variables influyentes en el proceso de decisión implícito al contexto de elección presentado. Una vez identificados los atributos de mayor relevancia, se debe determinar cuáles de estos serán incluidos en el ejercicio y cuáles serán excluidos; estos últimos pueden ser tratados como variables de contexto que se consideran en un mismo nivel para todas las opciones presentadas. En esta etapa debe definirse el vehículo de pago a utilizarse.
- **Selección de las unidades de medición para cada atributo presentado:** esto es especialmente relevante en el caso de variables con una unidad métrica ambigua, donde se debe recurrir a escalas ordinales (nivel alto, medio y bajo) que pueden ser problemáticas si no se describe precisamente lo que cada nivel representa. Otro caso interesante corresponde a atributos que, a pesar de tener una unidad de medición precisa, resultan poco conocidos para la población a encuestar. En este último caso se debe optar por educar a los entrevistados, a fin de relacionar las unidades objetivas de medición con su realidad cotidiana, o bien describir los atributos de la manera más cotidiana posible, para posteriormente encontrar una relación adecuada con las unidades de medición objetiva.
- **Especificación de la cantidad de niveles para cada atributo y de las magnitudes asociadas a los mismos:** se debe ser extremadamente cauto a la hora de determinar las magnitudes asociadas a

los diferentes niveles de los atributos, de manera que estos sean valores cercanos a la realidad actual de cada encuestado y se mantengan dentro del rango de variaciones plausibles. La cantidad de niveles para cada atributo está determinada por la complejidad del diseño en su conjunto. Esto involucra tomar en consideración la combinación de niveles que se generará en cada alternativa a presentar, la manera en que serán expuestas a los entrevistados y la necesidad de investigar efectos no lineales; en particular, cuales interacciones entre atributos pueden ser importantes. Según (Ortúzar 2000), al menos una de las alternativas se debe parecer mucho a la situación real del encuestado a fin de facilitar la posterior validación de los resultados.

- **Trascripción del diseño generado:** generación de tarjetas tanto manuales como computacionales. Generación de preguntas.
- **Elección del procedimiento de estimación:** finalmente se debe escoger un método de estimación apropiado para las características del diseño estadístico confeccionado, que depende además del formato que se escoja para obtener las preferencias de los individuos.

El método de valoración contingente (VC) ha sido el más utilizado de las técnicas de pseudo-mercado. Con éste se suele preguntar directamente a los encuestados si ellos pagarían una cierta cantidad de dinero por una mejora hipotética o, alternativamente, cuál sería su máxima disposición a pagar por cierto beneficio. En general, la mayor ventaja de este método es su flexibilidad, porque las preguntas pueden ser enmarcadas para capturar varios aspectos de las preferencias individuales. Para que las encuestas provean información valiosa, el mercado debe ser especificado y descrito con suficiente detalle, y así permitir a los encuestados entender todas las dimensiones involucradas (DICTUC 2009e).

En la práctica se han utilizado cuatro formatos diferentes para realizar las preguntas de disposición al pago en este tipo de cuestionarios:

- **Formato abierto:** se hace simplemente la pregunta directa sobre la disposición al pago del individuo sin entregar cifras tentativas.
- **Formato múltiple:** en este caso se le presenta al encuestado un cuadro o tabla en el que se ofrecen varias cifras y se le pide que seleccione una.
- **Formato referéndum (o binario):** se realiza la pregunta de manera que las respuestas sean simplemente sí o no. El encuestador propone una cifra y consulta al encuestado si está dispuesto a pagar al menos dicha

cantidad. Según la respuesta del encuestado, se procede a realizar una o dos preguntas equivalentes utilizando esta vez valores mayores o menores según corresponda.

- **Formato subasta:** es similar al referéndum en cuanto a presentar al encuestado diferentes cifras a pagar. En este caso, se continúa realizando nuevas preguntas hasta que el individuo se declare indiferente, obteniéndose así la disposición al pago del individuo.

A pesar que este método es ampliamente utilizado para la valoración de los programas ambientales, este enfoque es a menudo visto con escepticismo (Stevens, Belkner et al. 1999). Una de las mayores críticas a este método es que demanda una alta carga cognitiva de parte del encuestado; al enfrentarlo a un proceso mental como lo es definir su máxima disposición a pagar por un bien público no transado en el mercado. Se ha argumentado que el enfoque crea incentivos para que los encuestados subestimen su verdadero valor, mientras que el método de elección (Análisis Conjunto) elimina este incentivo, lo que produce estimaciones más precisas de DAP. Esto se debe a que los sustitutos se hacen explícitos en este enfoque (VC), lo que puede promover que los encuestados exploren con más detalle sus preferencias. Adicionalmente esta situación explicaría que las estimaciones obtenidas a través de AC puedan ser mayores a las obtenidas a través de VC, ya que en este último caso, las encuestas disponen al encuestado a considerar menos sustitutos (Stevens, Belkner et al. 1999). Este defecto del método VC ha significado su reemplazo por el método de análisis conjunto, que asimila de mejor forma el proceso de compra de un bien.

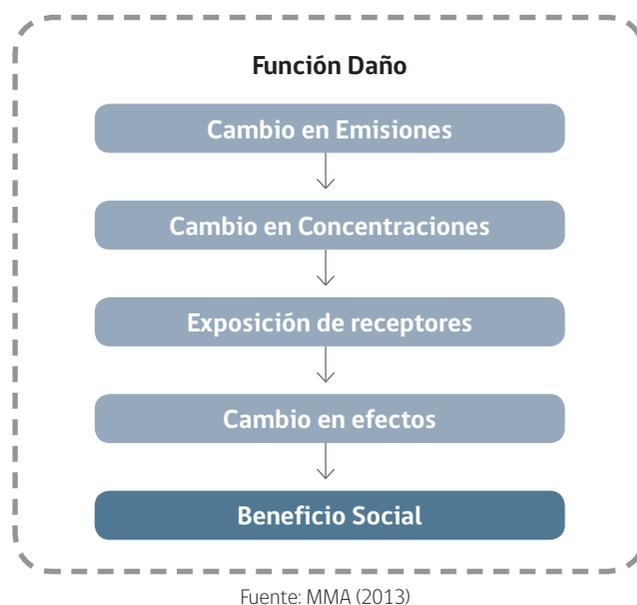
Por otra parte, a través del uso de la VC, el resultado del valor de la vida estadística se basa en la disposición a pagar del individuo por reducir su riesgo de contraer efectos nocivos de la contaminación, pero no considera el DAP de sus seres queridos u otros individuos dispuestos a pagar por su bienestar. Así el método de valoración contingente subestima el valor de la vida estadística.

En el caso de los estudios de mercado (precios hedónicos) el mayor problema es la cantidad de información que se requiere, además de que muchas veces los bienes y servicios son consumidos por una variedad de razones y es muy difícil aislar qué parte es incentivada para obtener una reducción de riesgo de muerte u otro beneficio, sobre todo debido a que los consumidores no siempre están lo suficientemente informados acerca de la reducción de riesgos asociadas a un producto. También hay evidencia sobre problemas en la percepción del riesgo en la población, lo que dificulta el método de valorización mediante precios hedónicos

(Tversky & Kahneman 2000). Por último, el método de costo de viaje también tiene un problema al momento de aislar cuánto del gasto se asigna al servicio ambiental valorado, ya que claramente una persona puede estar dispuesta a pagar bastante más que los gastos que implica utilizar un bien ambiental. Si se desea profundizar en los métodos de valoración puede revisar Turner et al. (1994).

Dentro de la metodología función daño expuesta en la sección 1, en la Figura 9-6 se aprecia la ubicación de esta etapa.

Figura 9-6: Etapa de valorización de impactos en la función daño



Se recomienda dar especial atención a los valores utilizados en esta etapa considerando siempre un análisis de sensibilidad o de incertidumbre en caso de ser posible. Además, se recomienda el uso de múltiples métodos de valoración a través de técnicas de meta-análisis, cuando sea posible. Debido a que diferentes métodos usualmente abordan diferentes subconjuntos de los beneficios totales y el uso de múltiples métodos permite la comparación de medidas alternativas de valor cuando se aplican a la misma categoría de beneficios.

A continuación se presentan las metodologías específicas a seguir en los tres pasos recién descritos (Identificación, Cuantificación y Valorización) para los efectos en salud, agricultura y otros.

9.2 Cálculo del Beneficio en Salud

La presente sección describe el procedimiento que debe realizarse para la estimación de beneficios unitarios por reducciones en las concentraciones ambientales de material particulado percibidos derivados de la mejora en la salud de la población expuesta.

El impacto más relevante de la contaminación atmosférica es sobre la salud de la población. La creciente disponibilidad de estadísticas asociadas a este tema ha permitido realizar estudios de evaluación de impacto en el área, los que han dado cuenta de su magnitud. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha mostrado en una reciente publicación (WHO 2009) que a nivel mundial, aproximadamente el 8% de la mortalidad por cáncer pulmonar, el 5% de la mortalidad cardiopulmonar y alrededor del 3% de la mortalidad por infecciones respiratorias agudas son atribuibles a los niveles actuales de contaminación atmosférica urbana. Esto resulta en aproximadamente 1.200.000 muertes anuales en exceso (el 2% de las muertes totales), de las cuales la mayoría ocurre en países en desarrollo.

Para poder llevar a cabo una evaluación económica de los impactos en salud, es necesario en primer lugar cuantificar la magnitud de estos impactos en función de la variación en los niveles de contaminación existentes. Para llevar a cabo este paso, se sigue el método de la función de daño (Figura 9-7).

Salud

- Estimar la población expuesta.

- Obtener las tasas base.

- Proyectar las tasas en el tiempo si es necesario.

- Estimar la reducción en la incidencia de efectos

- Estimar el valor social de cada efecto evitado

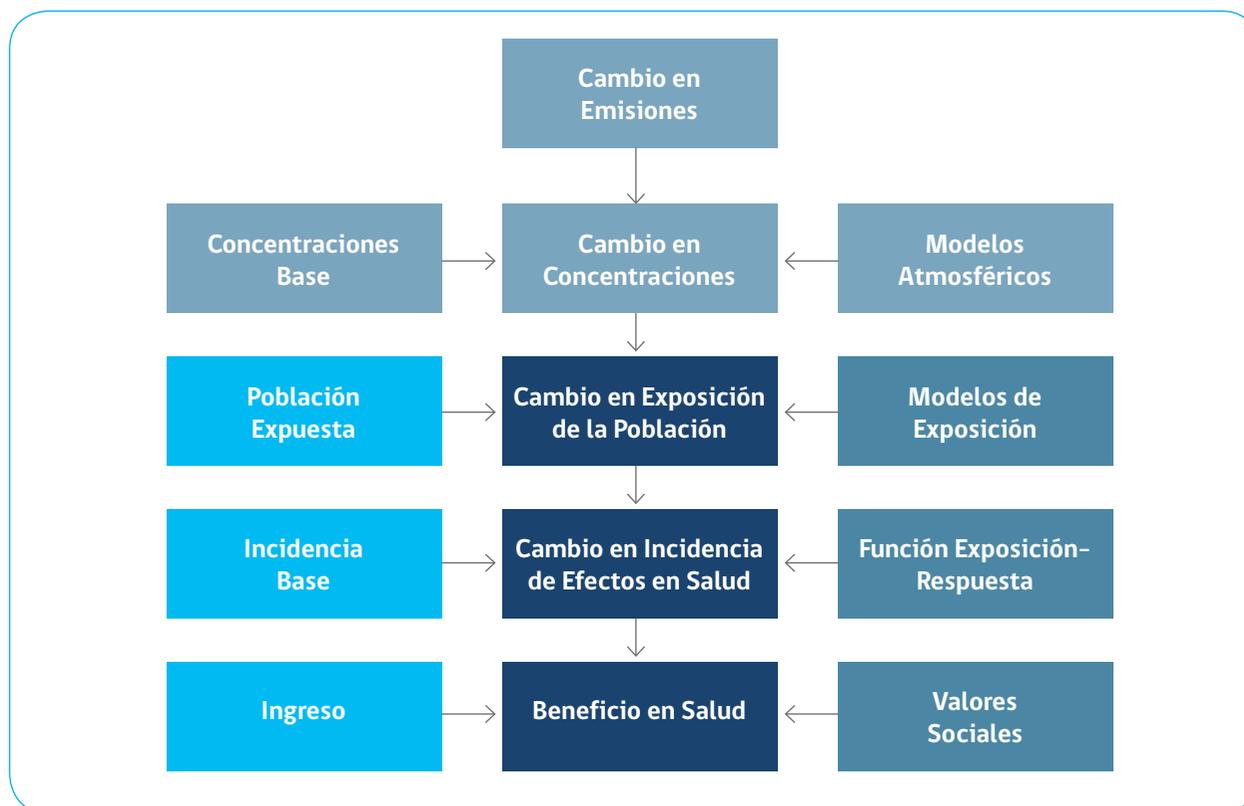
- Estimar los beneficios valorando los efectos en salud

- Agregar los beneficios

- Calcular los beneficios unitarios.

- Identificar la distribución de beneficios

Figura 9-7: Esquema del método de la función de daño



Fuente: MMA (2013)

El método de la función de daño comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar se dispone de un modelo que estima los cambios en emisiones producto de cambios en el nivel de actividad de las fuentes, luego un modelo que estima el cambio en concentraciones ambientales resultante de los cambios en emisiones, luego un modelo que vincula los cambios en concentraciones de contaminantes con los cambios en la incidencia de efectos nocivos sobre la salud de la población. Finalmente, se valoriza el cambio en la incidencia de los efectos usando valores sociales.

Los primeros pasos ya fueron descritos en las secciones previas. El cambio de emisiones corresponde al impacto estimado por parte de las medidas de mitigación, descrito en la Sección 6. Por su parte el cálculo del cambio de concentraciones atribuible a las medias fue descrito en la Sección 8. La población expuesta debe estimarse según la resolución geográfica definida por el alcance del instrumento, considerando los datos proyectados por el Instituto nacional de Estadística. Esta resolución puede ser desde un nivel regional hasta un nivel máximo de detalle definido por manzanas geográficas, estos datos pueden

ser obtenidos a través del INE en base a la información recolectada por el censo.

9.2.1 Identificación

El núcleo principal del cálculo de los beneficios sociales en salud lo constituye el cálculo del cambio en la incidencia de efectos en salud en la población resultante del cambio en concentraciones atmosféricas de los contaminantes de interés. A continuación se describen los efectos asociados a cada contaminante según el estado del arte, literatura actual y evidencia.

9.2.1.1 Efectos Asociados a la Contaminación Atmosférica

9.2.1.1.1 Efectos del Material Particulado

Dentro del material particulado, la fracción más fina (MP₁₀, MP_{2.5} e incluso más pequeñas, como sulfatos) ha sido consistentemente asociada a impactos en salud. Aunque los mecanismos fisiológicos de los efectos de MP₁₀ aún no son comprendidos cabalmente, cientos de

estudios epidemiológicos realizados en diferentes partes del mundo han mostrado efectos en poblaciones diversas y en diferentes grupos de edad. Una revisión exhaustiva se encuentra en el documento de Criterios de la EPA (EPA 2004a, EPA 2006) y en otros estudios recientes (NRC 2004, AIRNET 2005, Pope & Dockery 2006).

También existe evidencia de que los estratos socio-económicos más bajos son más susceptibles a los efectos del material particulado (O'Neill, Jerrett et al. 2003, Bell, O'Neill et al. 2005). En nuestro país también se han encontrado efectos más importantes en los estratos con nivel menor de educación (Cifuentes et al. 1999). De hecho, esto evidencia la importancia de incorporar elementos de equidad en la elaboración de instrumentos de gestión ambiental.

9.2.1.1.2 Efectos del Ozono

El ozono, principal contaminante fotoquímico presente en ciudades, es un potente oxidante. Sus efectos en la salud han sido documentados por muchos estudios epidemiológicos, clínicos y toxicológicos.

Un número creciente de estudios epidemiológicos han relacionado las concentraciones de ozono con mortalidad prematura, mortalidad cardiovascular, y morbilidad respiratoria, desde admisiones hospitalarias hasta simples síntomas. Los efectos nocivos del ozono se observan mayoritariamente en el verano (cuando las concentraciones de ozono son más altas), y parecen ser independientes del efecto de otros contaminantes. Al contrario que en el caso del material particulado, para el ozono diversos estudios toxicológicos ofrecen soporte biológico para los efectos encontrados en los estudios epidemiológicos y clínicos.

9.2.2 Cuantificación

9.2.2.1 Funciones Concentración - Respuesta

El análisis de riesgo y su posterior valoración descansa en las funciones Concentración-Respuesta (C-R), las que relacionan la incidencia de determinados efectos en salud con los niveles de concentración ambiental de los contaminantes en estudio. El modelo de análisis de riesgo combina la información de los niveles de concentración con datos de incidencia de efectos y de población expuesta para estimar el número de casos en un tiempo dado que son atribuibles a la contaminación atmosférica.

Las funciones se obtienen, en su mayoría, de estudios epidemiológicos de series de tiempo, de cohorte, o de sección transversal. Los primeros consisten en observar los cambios temporales (generalmente diarios) en la

incidencia de efectos en una población (por lo general, una ciudad o comunidad completa) y relacionarlo estadísticamente con los cambios en los niveles de contaminantes. Como la población es la misma, ésta actúa como su propio control estadístico. Los mayores efectos de confusión son, en este caso, variables ambientales como temperatura y humedad que, al igual que la contaminación, varían en forma diaria.

Los estudios de sección transversal estiman una relación funcional entre la incidencia de un cierto efecto a la salud en un área metropolitana y diversas variables propias del área en cuestión, incluyendo la concentración de contaminantes. Esto se realiza analizando en forma conjunta muchas áreas metropolitanas a la vez. Estos estudios pueden entregar una estimación de efectos de largo plazo, pero son mucho más sensibles al efecto de variables de confusión, por lo que su uso no es tan extendido.

Los estudios de cohorte toman una muestra de individuos, generalmente seleccionada de manera aleatoria, y monitorean su estado de salud durante períodos largos de tiempo (diez o más años), relacionándolo con características de los individuos y con variables ambientales. De esta manera, estiman el efecto que exposiciones de mediano y largo plazo a la contaminación tienen sobre la salud de los individuos. Estos estudios requieren una gran cantidad de recursos, por lo que se han realizado muy pocos, todos ellos en los Estados Unidos.

Se debe hacer una distinción en efectos crónicos y agudos en cuanto a las funciones concentración-respuesta derivadas de los estudios. Por lo general, los parámetros resultantes para efectos agudos tienen una unidad temporal diaria a diferencia de los crónicos cuya unidad temporal es el año. Esto debe considerarse para el cálculo de cambio en incidencia de efectos en la salud ya que el procedimiento difiere ligeramente.

9.2.2.2 Cálculo del Cambio en la Incidencia de Efectos en Salud

Una vez identificados los efectos a cuantificar, definidos previamente al determinar el alcance del análisis (ver Sección 4), se debe estimar el impacto que producen los cambios en las concentraciones ambientales.

9.2.2.2.1 Cálculo de Tasa de Incidencia Base

La tasa de incidencia base es uno de los insumos necesarios para calcular el cambio en efectos nocivos para la salud. La tasa es representativa de la población bajo análisis. Se calcula de la siguiente forma:

Ecuación 9-1: Tasa de incidencia base

$$IR_{ij} = \frac{E_{ij}}{Pop_j}$$

Donde:

E_{ij} : es el número de efectos i en la población j .

Pop_j : es el grupo de población j bajo análisis.

IR_{ij} : es la tasa incidencia del efecto i en la población j .

El número de efectos puede ser obtenido a partir de los datos estadísticos que posee el Ministerio de Salud, mientras que la población puede ser obtenida a través de los datos que publica el Instituto Nacional de Estadística (INE).

9.2.2.2 Efectos de exposición crónica

La mayoría de las funciones C-R son del tipo de "riesgo relativo". Para estas funciones, que corresponden generalmente a relaciones de tipo log-lineal, el cambio en la incidencia de los efectos está dado por la siguiente ecuación:

Ecuación 9-2: Cambio de incidencia en efectos

$$\Delta E_{ij}^k = [\exp(\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k) - 1] \cdot Pop_j^k \cdot IR_{ij}$$

Donde,

ΔE_{ij}^k : es el cambio en el número de efectos i debido al cambio de concentraciones del contaminante k en la población j .

β_{ij}^k : es el coeficiente de riesgo unitario del efecto i en la subpoblación j producto del contaminante k .

ΔC^k : es el cambio de concentración del contaminante k .

Pop_j^k : es el número de personas del grupo j que está expuesta al contaminante k .

IR_{ij} : es la tasa incidencia del efecto i en la población j .

La población i corresponde generalmente a una división de la población según grupo etéreo. Los más usados generalmente son infantes (0-1 años), niños (0-17 años), adultos (18-64 años) y adultos mayores (mayores de 65 años), aunque en algunos estudios se usan grupos de edad definidos específicamente para el estudio (por ejemplo, en el estudio de cohorte de Pope et al. (2006) se estudia el efecto en todos las personas mayores de 30 años de edad). En algunos casos no se distingue por grupo de edad, realizándose la estimación para la población completa. El

cálculo de los efectos se debe realizar en concordancia con el grupo etéreo usado en el estudio original.

El término $Pop_j^k IR_{ij}$ representa sencillamente el número de casos del efecto i observado en la situación base, es decir, sin que se produzca el cambio en las concentraciones del contaminante. Este número de casos se expresa en función de la tasa de incidencia IR_{ij} y la población expuesta Pop_j^k debido a que generalmente el número de casos no está disponible directamente, pero se puede calcular fácilmente a partir de datos locales de población expuesta y de tasas de incidencia promedio del país o de la región bajo análisis.

9.2.2.2.3 Linearización de la Relación Concentración-Respuesta

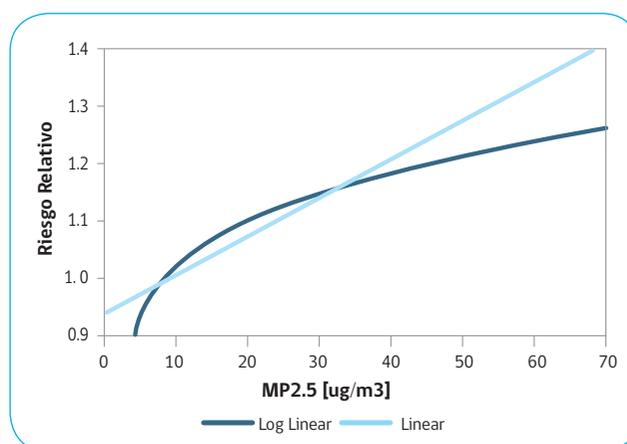
Debido a que el riesgo unitario es generalmente pequeño (los valores normales son del orden de magnitud de 10^{-3}), la ecuación anterior se puede linearizar, de modo de simplificar su cálculo:

Ecuación 9-3: Linearización de cambio de incidencia

$$\Delta E_{ij}^k = [\exp(\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k) - 1] Pop_j^k IR_{ij} \cong \beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k \cdot Pop_j^k \cdot IR_{ij}$$

Esta linearización del cambio en la incidencia, representada ecuación recién mostrada, también se puede apreciar en la Figura 9-8, que utiliza como riesgo unitario (β) el correspondiente a la mortalidad cardiovascular en adultos mayores a 30 años.

Figura 9-8: Linearización de cambio de incidencia



Fuente: Greenlab (2012⁹)

Si el coeficiente de riesgo unitario es pequeño (y generalmente lo es), el error cometido al usar esta aproximación es pequeño, tal como se puede apreciar en

la Figura 9 8, y despreciable frente a la incertidumbre de los parámetros. Por ejemplo, un valor típico de beta es de 0,0086 (Pope et al.,2002). Si consideramos un cambio de 10 ug/m³ en la concentración, el error porcentual de la aproximación es de 0.5%. Esto es muy inferior a solamente el error estadístico del parámetro de riesgo unitario.

9.2.2.2.4 Efectos de exposición aguda

Para el cálculo de efectos anuales a partir de efectos diarios (en el caso de utilización de estudios en que la unidad de análisis temporal es un día), se utiliza la ecuación anterior para el cálculo del cambio en efectos para un día en particular. Para obtener el cambio en efectos para el año completo, es necesario sumar los cambios de efectos para todos los días del año:

Ecuación 9-4: Exposición aguda

$$\Delta E_{ij}^k = \sum_{l=1}^{365} \Delta E_{ij}^{kl} = \sum_{l=1}^{365} [\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^{kl} \cdot ND_{ij}^{kl}]$$

En esta ecuación el índice *l* representa un día del año, por lo que *ND_{ij}^{kl}* representa el número base de efectos diario, y ΔC^{kl} representa el cambio diario de concentraciones ambientales.

Se asume que el número de efectos diario es constante durante todo el año, $ND_{ij}^{kl} = ND_{ij}^k = \frac{N_{ij}^k}{365}$, entonces podemos calcular el número total de efectos durante todo el año de la siguiente manera:

Ecuación 9-5: Efectos anuales

$$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot ND_{ij}^k \sum_{l=1}^{365} \Delta C^{kl} = \beta_{ij}^k \cdot ND_{ij}^k \cdot 365 \Delta \bar{C}^k = \beta_{ij}^k \cdot N_{ij}^k \cdot \Delta \bar{C}^k$$

En que $\Delta \bar{C}^k$ corresponde al cambio en el promedio anual de la concentración del contaminante *k* y *ND_{ij}^k* corresponde al número de efectos anuales.

La aplicación de la ecuación es similar para el cálculo de efectos crónicos, en que la unidad de análisis es un año completo, y el cálculo de efectos agudos, en que la unidad de análisis es un día.

Es necesario recordar que ésta es una aproximación, que asume que el número de efectos diarios es constante. Si el número de efectos diarios y los cambios en concentración están correlacionados, entonces esta suposición puede no ser válida.

A continuación se muestra un resumen de consideraciones para el cálculo de cambio de incidencia en efectos a causa de la contaminación atmosférica (Tabla 9-3).

Tabla 9-3: Resumen cambio de incidencia

Características Función C-R	Aguda	Crónica
Parámetros C-R	Promedio diario	Promedio anual
Tasa Incidencia	Tasa diaria	Tasa anual
Cálculo	$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot N_{ij}^k \cdot \Delta \bar{C}^k$	$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k \cdot Pop_j^k \cdot IR_{ij}$

Fuente: MMA (2013)

9.2.3 Valoración

Una vez cuantificada la magnitud de los impactos en salud de cada una de las medidas es necesario llevar estos valores a términos monetarios para poder cuantificarlos económicamente.

La valoración económica de los efectos a la salud puede ser estimada de las siguientes maneras:

- A través de medidas del costo, que incluyen el tratamiento de la enfermedad y la pérdida de productividad por días no trabajados (método COI, de su sigla en inglés "Cost of illness").
- A través de medidas de la disposición a pagar (DAP) de los individuos por disminuir riesgos a su salud, que incluyen los niveles valorizados por el método COI más la pérdida de bienestar que implica estar enfermo.

Según lo anterior, los impactos económicos de efectos en la salud producto de la contaminación del aire incluyen tres niveles: (i) costo de tratamiento, (ii) productividad perdida y (iii) pérdida de bienestar.

Idealmente, valores de DAP son las mejores aproximaciones de los beneficios totales de mejoras en la calidad del aire en el bienestar de las personas. En caso de que estos valores no se encuentren disponibles para el caso chileno, se utilizarán valores basados en el método COI o en su defecto valores DAP transferidos de otras ciudades o países como se indica en el siguiente apartado y se detalla en la sección 10 de transferencia de beneficios.

9.2.3.1 Transferencia de Valores de Disposición a Pagar

Cuando no existen valores para Chile, es posible transferir valores obtenidos en otro país. Para esto, se aplica la siguiente ecuación:

Ecuación 9-6: Transferencia DAP

$$WTP_{Chile} = WTP_{PaisBase} \cdot \left[\frac{IPC_{Chile}}{IPC_{PaisBase}} \right]^{\eta}$$

Donde IPC es el ingreso per cápita del país correspondiente y η es la elasticidad de la disposición al pago con respecto al ingreso. El detalle del método de transferencia se encuentra en la sección 10.

9.2.4 Proyección de Beneficios en el Tiempo

Existen dos parámetros que deben ser proyectados para obtener la proyección de beneficios en el periodo de análisis. En primera instancia se debe proyectar la población analizada la cual afecta a la cuantificación del cambio de efectos producto del cambio en la concentración ambiental.

Segundo, se deben proyectar los valores asociados a los efectos cuantificados. En la mayoría de los casos se asume que la valoración de los efectos depende directamente de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita, por lo que la proyección de estos valores dependerá de este parámetro.

Se sugiere utilizar la siguiente ecuación para la proyección de los valores de efectos.

Ecuación 9-7: Proyección valorización de efectos

$$Valor_{AñoProy} = Valor_{Original} \cdot (1 + TC_IPC)^{AñoProy - AñoOriginal}$$

Donde,

$Valor_{AñoProy}$: Valor que se le otorga al efecto para un año dentro del periodo de análisis.

$Valor_{Original}$: Valor calculado originalmente

TC_IPC : Tasa de crecimiento del ingreso per cápita que está dada por la siguiente ecuación.

Ecuación 9-8: Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita

$$TC_IPC = \frac{(1 + TC_PIB)}{(1 + TC_Pob)} - 1$$

Donde,

TC_PIB : Tasa de crecimiento del PIB durante el periodo de análisis.

TC_Pob : Tasa de crecimiento de la población durante el periodo de análisis.

En base a la proyección de estos dos parámetros es que es posible proyectar los beneficios, en el tiempo de análisis del AGIES tal como lo muestra la siguiente ecuación.

Ecuación 9-9: Cálculo del beneficio de un efecto determinado para un año específico dentro del periodo de análisis.

$$Beneficio_{añoProy} = \Delta E(Poblacion_{añoProy}) \cdot VS(TC_IPC)$$

Donde,

$Beneficio_{año\text{proy}}$: Beneficio de un año determinado producto de la disminución del efecto.

$\Delta E(Poblacion_{año\text{proy}})$: Cambio de efectos de un año determinado que depende de la población afectada.

$VS(TC_IPC)$: Valor social del efecto de un año determinado que depende de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita.

9.2.5 Agregación de Beneficios

Finalmente para calcular el beneficio social en salud asociado a mejoras en la calidad del aire, se requiere valorizar cada uno de los efectos evitados, y luego sumarlos sobre cada sub-población afectada y sobre todos los efectos, como muestra la siguiente ecuación:

Ecuación 9-10: Agregación de beneficios

$$BSS^k = \sum_{\text{efectos } i} \sum_{\text{pob } j} BSS_{ij}^k = \sum_{\text{efectos } i} \sum_{\text{pob } j} (\Delta E_{ij}^k \cdot VS_{ij})$$

Donde,

ΔE_{ij}^k : Cambio de efecto i en la población j

VS_{ij} : Valor social del efecto i en la población j , y puede corresponder a un valor de costo de la enfermedad o disposición a pagar, según sea la disponibilidad de información.

En esta agregación de beneficios es necesario tener cuidado de no contar dos veces el valor de algunos efectos. Por ejemplo, si se dispone de los costos médicos y de la disposición a pagar por evitar una hospitalización, no es posible sumar ambos, ya que la disposición a pagar incluye el costo médico evitado. Sin perjuicio de esto, se pueden presentar los resultados desagregados lo más posible, cuidando de no sumarlos cuando no corresponda.

9.2.6 Cálculo de Beneficios Unitarios

Al igual que para el cálculo de efectos, es útil calcular beneficios unitarios por población y cambios de concentraciones, que permiten una comparación de los impactos de la contaminación en diferentes grupos o zonas afectadas.

El beneficio unitario está dado por:

Ecuación 9-11: Beneficios unitarios salud

$$BSU_j^k = \sum_{\text{efectos } i} \beta_{ij}^k \cdot IR_{ij} \cdot VS_{ij} \left[\frac{\$}{p \cdot \text{ugm}^{-3}} \right]$$

Donde,

β_{ij}^k : Coeficiente de riesgo unitario del efecto i en la población j para el contaminante k

IR_{ij} : Tasa de incidencia del efecto i en la población j

VS_{ij} : Valor social del efecto i en la población j .

El beneficio social unitario es expresado generalmente en dólares por persona por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de concentración de contaminante reducida, y puede corresponder a disposición al pago (DAP) o costo de la enfermedad (COI).

Es posible calcular directamente el beneficio social resultante de la reducción de concentraciones del contaminante k como:

Ecuación 9-12: Beneficio resultante

$$BS(\Delta C_k) = BSU_j^k \cdot \Delta C_k \cdot Pop_j$$

Donde,

BSU_j^k : Beneficio social unitario del contaminante k para la sub-población j

ΔC_k : Cambio de la concentración del contaminante k

Pop_j : Población j

9.2.7 Distribución de Beneficios en Salud

Los beneficios y costos de las medidas de mitigación se distribuyen de distinta manera entre los agentes económicos involucrados (privados, Estado y población). Por esto, se sugiere un análisis distributivo para identificar las proporciones de los costos y beneficios atribuibles a cada uno de los agentes.

Tanto costos como beneficios pueden desagregarse según agente económico y tipo de fuente, entregando así información ilustrativa de los impactos económicos de aplicar medidas de mitigación. Para la elaboración de este análisis es necesario el rastreo de los costos asociados a cada una de las medidas como lo son los costos de inversión, mantención, entre otros. También es necesario identificar quienes serán los beneficiados monetariamente dada la disminución de efectos nocivos para la salud. Se sugiere realizar los siguientes supuestos para así poder realizar el análisis:

- Los beneficios del efecto se deben calcular según el tipo de previsión del afectado, cuando esto es posible. Cuando no exista información, se distribuyen según el tipo de previsión de acuerdo al número de beneficiarios pertenecientes a cada sistema (asumiendo una tasa del efecto constante para toda la población) según grupo de edad (cuando esto fuese posible) o según población total.
- Si el beneficio no depende del sistema de previsión, se distribuye entre los diferentes agentes según el porcentaje de empleados públicos, privados o independientes.

En general, la asignación depende de la componente del valor. Cuando se trata de disutilidad, el valor se asigna enteramente a la población. Los gastos médicos y la productividad perdida pueden ser divididos entre los actores sociales de acuerdo a diferentes criterios.

A continuación se describe con mayor detalle la asignación de dichas componentes de valor a los distintos agentes.

9.2.7.1 Costos por deterioros de la salud humana

Como se mencionó anteriormente, un componente importante del costo asociado a la calidad del aire corresponde a las enfermedades cardio-respiratorias. La EPA (2005) cuantifica estos costos distinguiendo entre enfermedades pulmonares crónicas obstructivas y cardiovasculares, sistema respiratorio superior e inferior, exacerbaciones de asma y bronquitis aguda. Para las enfermedades pulmonares y cardiovasculares EPA utiliza información reportada por la Agencia de Investigación y Calidad de la Salud (Agency for Healthcare Research and Quality, 2000), la cual arroja un total de 63.195 dólares en promedio por caso estadístico basado en los resultados de Dockery et al. (1996).

La cuantificación del costo de síntomas del sistema respiratorio superior e inferior y periodos de exacerbación del asma suelen ser estimados usando la Disposición a Pagar (DAP) por evitar los episodios descritos por Rowe and Chestnut (1986). Sus resultados arrojaron un valor total de 51 y 53 dólares por caso, utilizando los resultados en Pope et al. (1991), Schwartz and Neas (2000), Ostro et al. (2001) y Vedal et al. (1998). Para la bronquitis aguda utilizaron el promedio de las disposiciones a pagar por síntomas relacionados recomendados por Neumann et al. (1994), cuyo valor asciende a 458 dólares por caso. Estimaciones Europeas sitúan al valor de la reducción de la esperanza de vida en 79.746 dólares (OECD 2011).

Otras experiencias de cálculo de valores referenciales para análisis de costo-beneficio han utilizado métodos similares. Por ejemplo, la metodología utilizada para estimar los costos del daño ambiental como parte de la Revisión de Estrategia de la Calidad del Aire para Inglaterra, Escocia, Gales e Irlanda del Norte (DEFRA, 2006) propone la utilización de técnicas que identifiquen la emisión, dispersión y exposición para la cuantificación de los impactos. Para cuantificar el costo de mortalidad en este reporte se utilizó la disponibilidad a pagar por evitar incrementos en la mortalidad ante empeoramientos de la calidad ambiental, obteniendo un valor de 41,4 billones de dólares. Para aumentos de la probabilidad de enfermedad no-fatal se utilizó el mismo método con un resultado de 14,8 billones de dólares. Los costos médicos asociados fueron estimados en 55 billones de dólares.

En cuanto a la aplicación en Chile, los costos de tratamiento médico sólo se aplican a los efectos en morbilidad y siempre que se cuente con la información necesaria. Los gastos médicos se distribuyen entre los distintos agentes de acuerdo al sistema de previsión al cual pertenece la persona afectada. Así, al Estado corresponden los gastos asociados a FONASA, al sector privado los gastos asociados al sistema ISAPRE y a la población en general se le asignan los gastos de particulares y otros. Es preciso mencionar que para cada efecto se considera que, el valor correspondiente a costos médicos es el mismo para cada agente, la diferencia radica en el número de efectos estimados para cada uno de ellos. Por simplicidad en los cálculos, se asume que el sistema de previsión del afectado cubre en un 100% los gastos médicos.

9.2.7.2 Días de pérdida de trabajo

Los efectos de la contaminación del aire sobre la productividad laboral son medidos en términos de ingresos de largo plazo perdidos producto de la productividad disminuida y se mide en horas-hombre no trabajadas. La asignación de valores para la componente de productividad perdida requiere de un mayor análisis, y se debe considerar sólo a aquella proporción de la población afectada que se encuentra laboralmente ocupada.

Para Estados Unidos la Agencia de Protección Ambiental ha estimado los ingresos perdidos por baja en la productividad provocada por la contaminación del aire corresponden a 516 mil dólares por año (EPA 2005). Esta cifra es calculada usando la información provista por Russell et al. (1998) and Wittels et al. (1990). Para la estimación del costo de los días no trabajados se utiliza información combinada de las salarios medios anuales por condado obtenida del censo para el año 2000 y los datos de costos entregados en Adams et al. (1999). Combinando esta información se obtiene un estimado anual de 252 millones de dólares. Este mismo

estudio ha estimado en el costo del aumento de un 10% de la cantidad de ozono durante un día promedio en 1.2 dólares por trabajador usando información de los sectores Agrícola, Forestal y Pesquero.

Otra fuente de costos utilizados corresponde al valor de la pérdida esperada de la producción por parte de padres que deben permanecer en el hogar cuidando a niños que no asisten a la escuela producto de enfermedades respiratorias. Usando datos del U.S. Census Bureau (Statistical Abstract of the United States: 2001) se estima que este costo alcanzó un monto promedio de 105 dólares por hogar durante el año 2005.

Para la aplicación en Chile, se recomienda que el costo por

ausentismo laboral, a causa de los efectos considerados, se asigne al Estado y al sector privado, considerando las instituciones a quienes corresponde el pago de subsidios producto de las licencias médicas involucradas. De este modo, al sector privado se le asignan los valores asociados al pago de subsidios por parte de las ISAPRE, mientras que al Estado se le asigna el pago de subsidios -por medio de la Comisión de Medicina Preventiva e Invalidez que corresponda- a las personas que pertenecen a FONASA. Para establecer las proporciones de los costos por ausentismo laboral se recomienda revisar la normativa laboral vigente, donde se expresa el método de pago según las características de la ausencia. Como ejemplo, se presenta la Tabla 9-4 elaborada por DICTUC (2001), ésta muestra el criterio utilizado para la distribución de beneficios según la variable "días perdidos de trabajo".

Tabla 9-4: Ejemplo-Criterios de asignación de las pérdidas en productividad a los diferentes agentes

Tipo de Previsión del Afectado	Sector al cual se le asigna el pago de licencias		
	Estado	Sector Privado	Población
FONASA	Empleado Público: Todo Empleado Privado: Lic. > 10 días: Todo Lic. 0 - 10 días: Sólo desde 4º día Independiente: Todo	N/A	Empleado Privado: Lic. 0 - 10 días: Hasta 3 primeros días Independiente: Todo
ISAPRE	N/A	Lic. > 10 días: Todo	Lic. 0 - 10 días: Hasta 3 primeros días

Fuente: DICTUC (2001)

9.2.7.3 Días de Actividad Restringida

En aquellos casos en que el afectado es un niño que está al cuidado de una persona adulta ocupada, la productividad perdida por esta persona se valora en un monto correspondiente a un día de actividad restringida. Esta pérdida de productividad recae enteramente en el empleador (Estado, sector privado, población). Los días de actividad restringida menor (disutilidad) los pierde la población en general.

9.2.7.4 Valor estadístico de la vida

Se considera al valor estadístico de la vida (VSL) como la magnitud monetaria que representa la valoración de mantener la vida, es decir, reducir el riesgo de muerte (Kniesner, et al. 2012). Este se estima mediante dos enfoques. El primero, es el de capital humano que considera el valor de la pérdida de productividad esperada por un individuo antes de morir prematuramente. El segundo, aproxima el

VSL a través de la disposición a pagar por reducir el riesgo de morir debido a efectos nocivos de la contaminación del aire. Este último emplea los métodos de salarios hedónicos y valoración contingente.

No obstante, dichos enfoques no están exentos de críticas. El de capital humano asigna valores de cero a individuos que no hacen parte de la fuerza laboral y sus valores son divergentes de acuerdo a las características del individuo (no siempre observables). El enfoque de disposición a pagar no considera el potencial pago que estarían dispuestos a realizar los seres queridos u otros individuos. Más aún, al ser hipotético, este enfoque no representa exactamente la reducción del riesgo. Con lo anterior, ambos métodos podrían subestimar el valor de la vida estadística. La diferencia clave entre el método de preferencias reveladas y de preferencias declaradas son los datos usados para estimar los valores de costos o beneficios. Las preferencias declaradas usan datos provenientes de encuestas a los individuos quienes eligen determinados niveles de calidad ambiental mientras

que los métodos de preferencias reveladas usa datos de elección efectivas realizadas por las personas. En términos conceptuales, las preferencias declaradas permite obtener estimadores considerados teóricamente más correctos. Entre estos métodos se encuentra el método de valoración contingente, que según expertos brinda valores más altos que los generados por el método de preferencias reveladas. Igualmente. Los expertos norteamericanos mencionan, que los métodos de preferencias reveladas, es especial precios hedónicos y costos de las enfermedades, es el más aceptado y de fácil interpretación para no economistas.

A manera de ilustración sobre las magnitudes del VSL, los beneficios asociados a la implementación del Reglamento

de Aire Limpio Interestatal (Clean Air Interstate Rule) en Estados Unidos fueron cuantificados en un total de 141 billones de dólares (EPA 2005), éstos corresponden a costos de mortalidad prematura, pérdida de ingresos y costo de tratamiento de enfermedades respiratorias. Los costos la de mortalidad asociada a la disminución de la calidad ambiental fueron estimados usando el método de Valor Estadístico de la Vida correspondientes a 7,7 millones de dólares por vida perdida. Otras estimaciones del Valor Estadístico de la Vida realizadas por agencias estadounidenses se presentan en la Tabla 9-5. Adicionalmente, estimaciones del Valor Estadístico de la Vida para Europa utilizados por el programa Clean Air for Europe (CAFE) varían en torno a los 1.5 millones de dólares (Watkiss et al., 2005).

Tabla 9-5: Valores usados para el Valor Estadístico de la Vida en Análisis Regulatorios de Estados Unidos.

Agencia	Valor Reportado (millones de dólares de 2013)	Estudios Base
Guía de la Oficina de Administración y Presupuesto, 2013.	Rango: 1.14 - 11	Meta análisis
Guía de la EPA, 2000	Media: 8.5 Rango: 1.2 - 24.0	Viscusi (1992, 1993)
Guía del Departamento de Transporte, 2008	Media: 6.6 Rango: 3.6 - 9.6	Mrozek and Taylor (2002), Miller (2000), Kochi et al. (2006), Viscusi and Aldy (2003); Viscusi (2004).
Análisis de la Administración de Alimentos y Drogas (FDA), 2007	Rango: 5.7 - 4.4	Viscusi and Aldy (2003)
Departamento de Seguridad Doméstica (Homeland Security) 2008.	Media: 7.2	Viscusi (2004)

Fuente: Robinson y Hammitt (2010), OECD (2014).

Para el caso de políticas que busquen mejorar la calidad del aire, la OECD propone un valor estadístico de la vida para Chile de USD 1,9 millones, a valores de 2010. Sin embargo, dicha magnitud proviene de aplicar el método de transferencia de beneficios desde estudios realizados en Europa. De manera que dicho valor no necesariamente podría reflejar el valor de la vida estadística en Chile.

Uno de los estudios nacionales más reciente es el realizado por DICTUC (2014). Utilizando el método de análisis conjunto de preferencias declaradas obtuvieron el VSL asociado a riesgos de muerte por contaminación atmosférica relacionado a enfermedades cardio-respiratorias. En este se sugiere un rango valores que van entre los CLP 260 millones y CLP 646 millones, para riesgo presente. Mientras que para el VSL para riesgos por enfermedad cardio-respiratoria

futura se recomienda hacer uso de los mismos valores pero ajustados por la tasa social de descuento propuesta por el Ministerio de Desarrollo Social.

9.2.8 Casos

Caso 1: Estimación de los beneficios de aplicar una norma de emisión para termoeléctrica

KAS Ingeniería y GeoAire (2009) estimaron los beneficios de aplicar una norma de emisión para termoeléctricas. La evaluación se realizó al comparar el escenario Business as Usual (BAU), o escenario base, con los escenarios de norma propuestos. La reducción de emisiones se extrae de esta comparación. Una reducción en emisiones trae consigo una reducción en las concentraciones de los contaminantes ambientales, lo que a su vez se traduce en una posible mejora

en la salud de las personas. Para valorizar los efectos en la Salud KAS Ingeniería y GeoAire (2009) utilizaron la metodología de la EPA denominada Regulatory Impact Analysis (RIA)¹. Para la estimación de beneficios en salud se utilizó el método de la función de daño, con lo que los pasos realizados se pueden resumir de la siguiente forma:

- Estimación del cambio de emisiones de contaminantes.
- Estimación del cambio en concentraciones ambientales de los contaminantes que producen efectos en la salud.

- Estimación en el número de efectos en exceso debido a los cambios en concentraciones ambientales utilizando funciones dosis-respuesta.
- Valoración social del cambio en los efectos en exceso, basado en la disposición a pagar de la sociedad por reducir cada uno de los efectos.

Los contaminantes y efectos en la salud que se consideraron para la valoración se resumen en la Tabla 9-6.

Tabla 9-6: Efectos en salud KAS

Contaminante	Efecto Evaluado
MP ₁₀	Mortalidad cardiorespiratoria
	Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias
	Ausentismo laboral
	Ausentismo escolar
MP _{2,5}	Mortalidad cardiorespiratoria
	Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias
	Bronquitis crónica
	Ausentismo laboral
	Ausentismo escolar
SO ₂	Mortalidad cardiorespiratoria
	Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias
NO ₂	Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias
	Ausentismo laboral

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009).

Para estimar el número de casos en exceso fue necesario obtener la tasa de admisión hospitalaria para cada efecto. Debido a que se utilizó un modelo de dispersión, se engrilló la región de evaluación en celdas. De esta forma, cada celda tendría un cambio específico en concentración, lo que hace necesario estimar los excesos de casos para cada celda y luego agregarlos. Este procedimiento se resume en la siguiente ecuación.

Ecuación 9-13: Efectos en exceso KAS

$$\Delta E_{\delta} = \sum_{i=1}^{N_c} E_{o\delta} \cdot (e^{\beta_{\delta} \cdot \Delta C} - 1) \cdot Pop_i$$

Donde,

ΔE_{δ} : Número de efectos tipo δ evitados.
 N_c : Número de celdas del área de estudio.

β_{δ} : Coeficiente de concentración-respuesta para el efecto δ .
 E_o : Tasa de admisión hospitalaria por enfermedad δ .
 ΔC : Delta concentración obtenido por el modelo de dispersión.
 Pop_i : Población en celda i obtenida.

Además de los beneficios en salud se cuantificaron los beneficios en recursos naturales. Esto consideró la depositación de contaminantes en exceso por parte del escenario base, esta cuantificación no fue incluida en los beneficios finales de la evaluación económica ya que no logró ser valorada.

9.3 Estimación y análisis de beneficios de la calidad del aire: agricultura y visibilidad

Además de los efectos de la calidad del aire sobre los cultivos y su demanda, también existen efectos en otros

¹ Guidelines for performing Regulatory Impact Analysis, EPA (1991).

bienes y servicios de la agricultura que no tienen precios de mercado. En este sentido, es necesario señalar que la agricultura funciona como un ecosistema independiente, que ofrece y demanda servicios ecosistémicos (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). En relación al tema en cuestión, un ecosistema agrícola demanda el servicio de regulación de la calidad del aire (emisión-concentración), el cual puede afectar tanto su oferta de servicios de provisión (producción de alimentos, fibras y combustibles) como su oferta de servicios sin mercado (estética del paisaje, hábitat de vida silvestre, calidad del agua, conservación del suelo). En otras palabras, Las externalidades negativas provocadas por la contaminación del aire sobre la agricultura se manifiestan de distintas formas, provocando daños directos sobre organismos vegetales, los recursos hídricos y suelo y la biodiversidad, y de modo indirecto, sobre las personas y los animales que sacan provecho de los primeros como fuentes de producción primaria y sustrato.

Los impactos de la calidad del aire sobre la producción de cultivos ha sido altamente analizado por diversos autores en el ámbito internacional (Mills et al 2007, Emberson et al 2009, Van Dingenen et al 2009, Feng and Kobayashi 2009, Avnery et al 2011, entre otros), pero con pocas experiencias a nivel nacional (Cancino y Donoso 2001, Medio Ambiente Gestión y Cifuentes 2010). El principal enfoque para analizar los beneficios y costos de la calidad del aire sobre la agricultura ha sido el método de la función de daño, en el cual se relaciona la concentración de contaminantes con la productividad del cultivo. En el caso de los efectos de la calidad del aire sobre los servicios sin mercado de la agricultura, no existen estudios relevantes de acuerdo a la revisión realizada. Sin embargo, debiera considerarse a lo menos una identificación y cuantificación de estos servicios ambientales sin mercado que pudieran estar siendo afectados por cambios en la calidad del aire.

9.4 Cálculo de Beneficios en Agricultura

La agricultura es una actividad que está estrechamente vinculada con la calidad del ambiente, la contaminación atmosférica ha demostrado tener la capacidad de alterar las condiciones de esta actividad, dañando los cultivos y disminuyendo la productividad y calidad de

las cosechas (Spash 1997, Bell & Treshow 2002). Existen varios contaminantes identificados con la capacidad de generar pérdidas económicas a través de impactos en la productividad de las siembras, así como también dañando físicamente las cosechas, haciéndolas menos atractivas para los consumidores. Desde este punto de vista la contaminación atmosférica impacta tanto en la oferta de productos agrícolas (disminución de la productividad) como también en la demanda (baja atracción debido a daños físicos) por parte de los consumidores.

El primer paso para calcular los beneficios en agricultura consiste en identificar los efectos nocivos en los cultivos a causa de la contaminación atmosférica. Luego se debe relacionar el o los contaminantes responsables de cada efecto negativo para así estimar los beneficios de mejorar la calidad del aire. Para llevar a cabo estos pasos, se sigue el método de la función de daño. (Tabla 9-9).

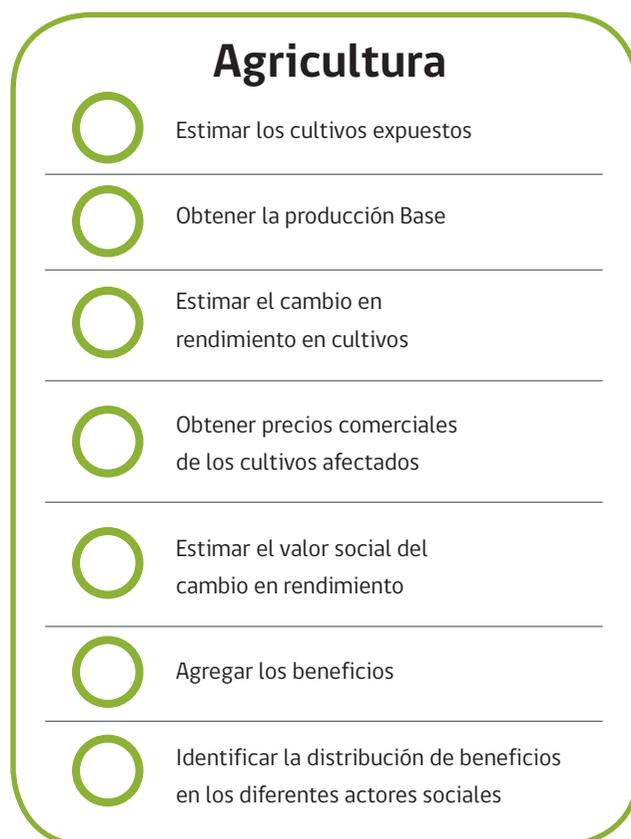
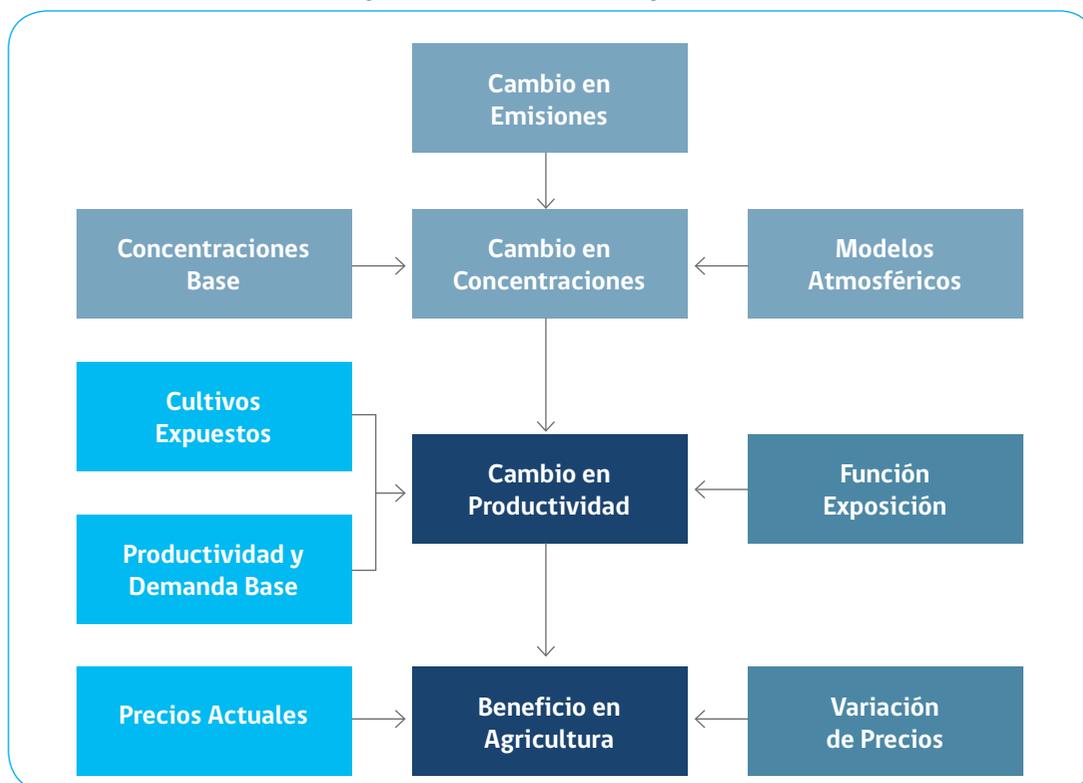


Figura 9-9: Función daño agricultura



Fuente: MMA (2013)

El método de la función daño para agricultura comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar se dispone de un modelo que estima los cambios en emisiones producto de cambios en el nivel de actividad de las fuentes o factores de emisión o ambos. Luego un modelo que estima el cambio en concentraciones ambientales resultante de los cambios en emisiones, después un modelo que vincula los cambios en concentraciones de contaminantes con los cambios en la incidencia de efectos dañinos para la agricultura, tanto

en la producción como en la demanda de productos. Finalmente, se valoriza el cambio en producción y demanda según el precio de los cultivos.

Los primeros pasos de la función daño ya fueron descritos en las secciones previas. El cambio de emisiones corresponde al impacto estimado por parte de las medidas de mitigación, descrito en la sección 6. Por su parte el cálculo del cambio de concentraciones atribuible a las medias fue descrito en la sección 8.

9.4.1 Identificación

Según Spash (1997) dentro de los contaminantes de impacto más significativo en la agricultura se identifica a los siguientes: O_3 , SO_2 , NO_x y CO_2 . El autor señala que existen dos formas a través de las cuales el daño causado por la contaminación del aire puede influir sobre el bienestar de productores y consumidores. En primer lugar, la reducción en el nivel de daño a los cultivos puede manifestarse en un aumento de rendimiento y/o en una reducción en la magnitud del precio mínimo que el productor estaría dispuesto a recibir por la oferta de cierta cantidad. En segundo lugar, los altos niveles de contaminación del aire pueden afectar los atributos de un cultivo, provocando una respuesta en la demanda, al modificar la disposición a pagar de los consumidores y el beneficio derivado del consumo. En particular, el ozono tiene la capacidad de disminuir el rendimiento y de dañar la apariencia de los cultivos. El daño visible genera un impacto en la demanda de los productos agrícolas a causa de un efecto negativo en los consumidores, generando una pérdida social como se puede observar en la Figura 9-12. Si bien existe conciencia de este efecto, es de gran complejidad cuantificarlo. Además, al disminuirse el rendimiento de los cultivos también se genera una pérdida social como se aprecia en la Figura 9-11.

La investigación en cuanto a la evaluación económica de impactos en agricultura por parte de la contaminación atmosférica se ha centrado en el ozono troposférico, acidificación del suelo a través de SO_2 y el cambio climático (Spash 1997).

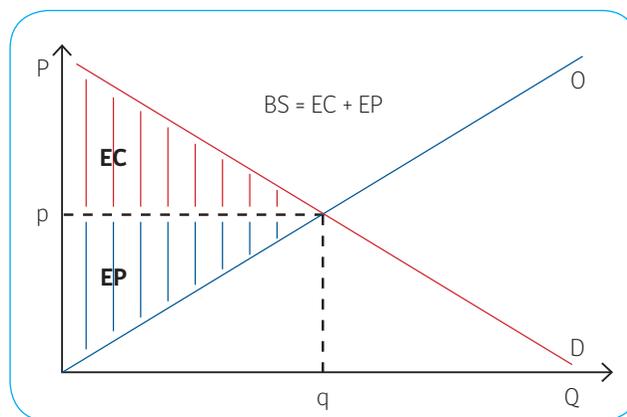
Se sugiere hacer referencia a las investigaciones realizadas en Estados Unidos por parte de la National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) (Heck, Taylor et al. 1982), quienes han sido precursores en la evaluación de impactos a causa de variaciones en las concentraciones de contaminantes.

9.4.1.1 Descripción Económica de Efectos

Considerando los dos posibles efectos identificados por la literatura, a continuación se realiza un análisis sobre los impactos de estos efectos en el equilibrio económico y los agentes involucrados.

El beneficio social (BS) se define como la suma del excedente del productor (EP) y el excedente del consumidor (EC). Por su parte el EC representa la diferencia entre la cantidad máxima que un consumidor está dispuesto a pagar por un bien y lo que en realidad paga (área achurada de color rojo). El EP representa el precio de mercado menos el costo marginal de cada unidad producida o, análogamente a la definición del EC, es la diferencia entre el precio al que está dispuesto a vender una cantidad determinada el productor con el precio real de venta.

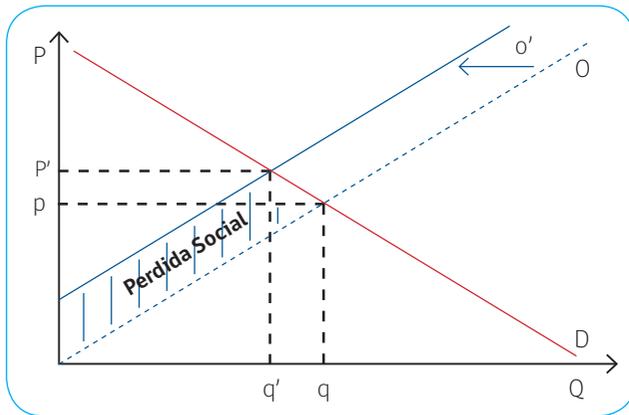
Figura 9-10: Beneficio social



Fuente: Elaboración propia

Una disminución en los rendimientos de los cultivos tendría un efecto en la oferta de productos. Como se puede observar en la Figura 9-11, suponiendo equilibrio económico en los cultivos afectados, la baja de rendimiento causaría un desplazamiento hacia la izquierda en la curva de oferta produciendo así alza en los precios y consecuentemente una pérdida social.

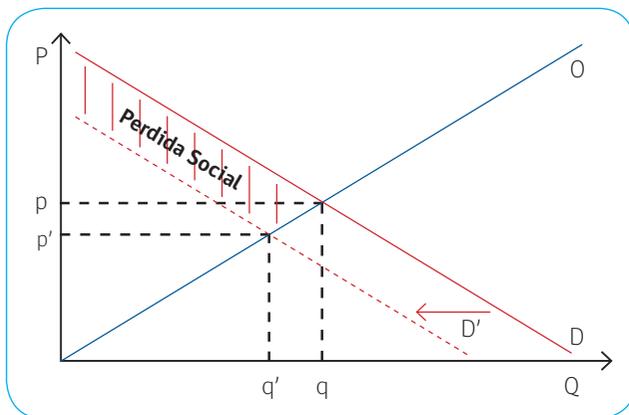
Figura 9-11: Efecto de reducción en rendimiento de cultivos



Fuente: Elaboración propia

El daño en la calidad de los productos genera efecto en la demanda de productos. Al presentar daños tanto frutas, como vegetales, pierden atractivo frente a los consumidores, lo que modifica sus comportamientos. En la Figura 9-12 se puede observar una representación de esta situación, la demanda se desplaza a la izquierda, lo que en este caso produce baja en los precios y pérdida social asociada. En ambos casos tanto el EP como el EC se ven reducidos, lo que explica la pérdida social.

Figura 9-12: Efecto de daño a calidad de productos



Fuente: Elaboración propia

Si bien una correcta evaluación del impacto de contaminantes en la agricultura debería considerar ambos efectos y sus impactos en oferta, demanda y precios, la ausencia de información causa que estos impactos sean modelados con ciertos supuestos, los que serán explicados a continuación.

9.4.2 Cuantificación

9.4.2.1 Identificación de Cultivos Expuestos

Previo a estimar los impactos en agricultura primero se deben identificar aquellos cultivos susceptibles a cambios en concentraciones de contaminantes presentes dentro del alcance del análisis. Cada especie puede responder de distinta forma frente a variaciones en las concentraciones de distintos compuestos. Además de la concentración del contaminante y de la especie cultivada, el daño provocado por la contaminación del aire depende de factores climáticos, edáficos y de producción, entre otros (Cancino y Donoso, 2001).

Por esto se debe catastrar la zona e identificar los cultivos presentes, para luego categorizar aquellos que sufran efectos nocivos por parte de los contaminantes. Para definir la susceptibilidad de los cultivos frente a contaminantes se debe realizar un análisis sobre las funciones exposición-respuesta. Debido a que la investigación abocada a establecer funciones exposición-respuesta ha tomado lugar en Europa, Norte América y Asia, se han evaluado cultivos relevantes a aquellas regiones. Esto implica que tal vez no existan funciones para cultivos representativos de Chile o la zona de análisis. Por ello se recomienda revisar las funciones disponibles y en lo posible estimar los beneficios de aquellos cultivos que, dada su exposición, brindan un mayor beneficio económico a la región de análisis.

9.4.2.2 Estimación del Cambio en Rendimiento de Cultivos

La presencia de altas concentraciones de contaminantes en el ambiente disminuye el rendimiento de los cultivos (Chameides, Kasibhatla et al. 1994). Esta diferencia en rendimiento se cuantifica calculando el porcentaje de cambio en condiciones de aire limpio y contaminado. Se debe considerar que por lo general la situación base ya presenta rendimientos reducidos.

Los resultados de estudios realizados en Estados Unidos en el año 1984 estiman pérdidas a causa de la disminución en rendimiento de las cosechas de entre 20 a 152 millones de dólares por un aumento de entre 10% a 50% en la acidificación del suelo a causa del SO_2 (Callaway, Darwin et al. 1986) lo que se torna casi marginal al compararlo con las pérdidas de 2.1 billones estimadas a causa de un aumento del 25% de ozono para el mismo año (Adams, Hamilton et al. 1985). Esto sugiere que el contaminante central a evaluar es el O_3 . Sin embargo, la dificultad de modelar la concentración del O_3 es una barrera en la estimación económica de las pérdidas.

9.4.2.3 Funciones Exposición-Respuesta

Las funciones exposición-respuesta en el sector agricultura relacionan las concentraciones de contaminantes con el rendimiento de los cultivos. En particular, se pueden definir tres tipos de reacciones a la contaminación del aire que se han utilizado para determinar funciones de dosis respuesta (Cancino y Donoso, 2001): i) síntomas de daño visible, ii) variaciones en las tasas de crecimiento y iii) cambios en la calidad. En este ámbito, existen tres métodos para estimar la influencia de la calidad del aire sobre las plantas: Modelos de daño foliar, información de respuesta secundaria y experimentación. Se han realizado evaluaciones económicas de los impactos de contaminantes con estos tres métodos.

Los modelos de daño foliar han sido catalogados como defectuosos ya que calcular los rendimientos de los cultivos en base al daño visible puede ser engañoso (Jacobson 1982). Los modelos de información de respuesta secundaria se basan en obtener la función aplicando técnicas de regresión a estudios de prevalencia. La ventaja de estos estudios es que requieren pocos recursos en comparación con la experimentación, pero los resultados a veces han sido inconsistentes con los experimentos. El último método para determinar funciones es la experimentación en base a invernaderos y cámaras descubiertas. La mayoría de los estudios para determinar funciones de exposición-respuesta que han sido realizados bajo el enfoque de experimentación, por lo que el método ha madurado y hoy sus resultados son los más confiables.

Dada la naturaleza del sector agricultura se recomienda el uso de estudios locales para la determinación de funciones exposición-respuesta, esto debido a que los cultivos y sus reacciones a los contaminantes están determinados tanto por la genética como por su relación con el suelo, creando una relación local poco replicable. Aun así existe la posibilidad de extrapolar resultados obtenidos internacionalmente pero el grado de incertidumbre aumenta (Spash 1997). Por ejemplo, Emberson et al (2009), estimó las pérdidas de rendimiento de cultivos en Asia mediante funciones exposición respuesta (DR) elaboradas en Norte América, para luego compararlas con las pérdidas obtenidas con funciones exposición respuesta (DR) generadas localmente. Los resultados arrojaron una diferencia de hasta 40% en las pérdidas de rendimiento, donde las funciones Norte Americanas subestimaron la susceptibilidad de los cultivos Asiáticos.

Es importante que al realizar las extrapolaciones de las funciones se utilicen para las mismas especies que fueron diseñadas. Existe el caso de un estudio por parte de la OECD que utilizó una única función de exposición-respuesta para muchas especies cuando ésta estaba diseñada

exclusivamente para el césped inglés. Los resultados del ACB generaron críticas mayores entre los expertos (Linzon 1984, Spash 1997).

En la década de los ochenta se llevaron a cabo la mayoría de los estudios de experimentación con el objetivo de determinar estas funciones para el ozono y la acidificación de suelos (SO_2). Los estudios fueron por parte de National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) y sus resultados son utilizados hoy en día por la EPA. Paralelamente en Europa se desarrollaron estudios por parte de la European Open Top Chamber Programme (EOTCP) en los cuales se determinaron distintas funciones exposición-respuesta a las obtenidas por NCLAN, principalmente debido a la utilización de distintos umbrales para la concentración de ozono.

Cancino y Donoso (2001) indican que los estudios orientados a analizar los efectos de la contaminación sobre los cultivos, se han concentrado en el efecto sobre el rendimiento y, por tanto, son relevantes sólo para la respuesta de la oferta. Adicionalmente, el cálculo de efectos en el rendimiento de cultivos a causa de contaminantes atmosféricos presenta un grado considerable de inmadurez en relación a los cálculos en salud.

9.4.2.4 Disminución en Rendimiento a Causa del Ozono Troposférico

La respuesta de los cultivos al ozono varía según la especie y las variedades dentro de la especie lo que dificulta la cuantificación de las pérdidas de rendimiento y por ende las pérdidas económicas. Además, los efectos del ozono sobre la planta difieren según la hora del día dado que las plantas inhalan el ozono a través de las estomas (Holdgate 1979). Durante la noche las plantas reducen la apertura de las estomas por lo que el impacto del contaminante sobre la planta disminuye drásticamente. Existen otras variables que también determinan la apertura de las estomas que pueden aumentar la incertidumbre en la cuantificación de daños en la agricultura, como por ejemplo la temperatura y la humedad (Medeiros & Moskowitz 1983).

Dadas las variaciones en la respuesta de los cultivos a causa de factores temporales, la EPA y UNECE LRTRAP sugieren utilizar índices de concentración basados en promedios horarios de concentración. Las funciones dosis-respuestas elaboradas por estas dos instituciones se definen según distintos índices. Debido a esto se recomienda utilizar las funciones generadas por Mills (2007), quien recopiló variadas funciones, considerando 19 cultivos, y las estandarizó bajo un mismo índice. El índice

utilizado corresponde al AOT40 y está recomendado por UNECE LRTRAP.

AOT40 (en ppm h) corresponde a la concentración acumulada sobre el umbral de las 40 ppb. Se calcula como la suma de las diferencias entre el promedio horario de

concentración y las 40 ppb, solo en las horas de luz en los meses de crecimiento del cultivo. En la Figura 9-13 se muestra como ejemplo los datos que deben considerarse en el cálculo del AOT40 para un día.

Figura 9-13: AOT para un día



Fuente: Umwelt Bundes Amt (2004)

Las barras negras representan los valores que deben ser sumados para cada día y mes en la temporada de crecimiento de los cultivos. Como se aprecia, solo se consideran aquellos niveles que están por sobre las 40 ppb en las horas de luz, si bien a las 20:00 se registró una concentración mayor a 40 ppb ésta no debe considerarse en la construcción del AOT40 ya que no está dentro del horario de luz. Para una descripción detallada del cálculo se sugiere revisar Umwelt Bundes Amt (2004). Cabe mencionar que Mills consideró un período de crecimiento de 3 meses para los cultivos. Este tiempo representa el período de crecimiento activo de la planta y está centrado cerca del comienzo de la floración. Si bien el cálculo del índice considera la suma de concentraciones en ppb, las funciones de dosis respuesta elaboradas por Mills requieren la transformación a ppm.

Las funciones exposición-respuesta tienen la siguiente forma:

Ecuación 9-14: Función exposición-respuesta

$$Y = -a \cdot AOT40 + b$$

Donde a y b corresponden a parámetros únicos de cada especie, Y representa el rendimiento relativo de producción del cultivo, expresado como un valor decimal. Este rendimiento es relativo a condiciones de un AOT40 igual a cero.

De acuerdo a una extensa revisión bibliográfica, Mills et al. (2007) elaboraron una tabla con funciones dosis respuesta de productividad basada en el índice AOT40 y sus niveles críticos (AOT40 asociado con una reducción de un 5% en el rendimiento, ppmh) para cultivos agrícolas y hortícolas (Tabla 10-7). Además, se muestran los distintos grados de sensibilidad de especies vegetales a la exposición a O₃ y el grado de ajuste de las funciones (r²). Sandía es el cultivo más sensible, con una reducción de un 5% en su rendimiento cuando AOT40 alcanza 1,5 ppmh. Trigo y legumbres también son cultivos sensibles con reducciones de un 5% en el rendimiento asociado con niveles AOT40 de 3-3,3 ppmh. Cebada no fue sensible al ozono.

Hay una serie de fuentes de incerteza en las funciones estimadas por Mills et al (2007) las cuales deben ser tomadas en consideración al aplicarlas en casos específicos. Primero, las funciones son derivadas de cultivos creciendo en condiciones óptimas de oferta de nutrientes y agua, y con un adecuado control de plagas y enfermedades. Estos experimentos llevados a cabo en cámaras abiertas en la parte superior "open-top chambers", proveen una velocidad de aire constante con aumentos de temperatura promedio de 1-2°C sobre el ambiente. Estas condiciones intensifican la tasa de desarrollo de la planta y alteran la sincronización de la exposición en relación al estado de crecimiento con cultivos creciendo a campo abierto.

Tabla 9-7: Funciones dosis respuesta de productividad basada en el índice AOT40 y sus niveles críticos para cultivos agrícolas y hortícolas

Cultivo	Rendimiento basado en peso de	Nivel crítico (ppmh, 3 meses)	Función (y=rendimiento relativo, x= AOT40 en ppm h)	r ²
Sensible a ozono				
Sandía	Fruta	1,6	y = - 0,0321x + 0,97	0,94
Legumbres	Vaina	3	y = - 0,0165x + 0,96	0,30
Algodón	Algodón	3,1	y = - 0,016x + 1,07	0,69
Trigo	Grano	3,3	Y = - 0,0161x + 0,99	0,89
Nabo	Raíz	3,5	Y = - 0,0144x + 1,07	0,70
Cebolla	Bulbo	4,1	Y = - 0,0121x + 1,01	0,60
Soya	Semilla	4,3	Y = - 0,0116x + 1,02	0,61
Lechuga	Follaje	4,6	Y = - 0,0108x + 1,04	0,33
Tomate	Fruta	6	Y = - 0,0083x + 0,48	0,48
Moderadamente sensible a ozono				
Betarraga	Raíz	8,6	Y = - 0,0058x + 1,0	0,30
Raps	Semilla	8,9	Y = - 0,0056x + 0,9	0,17
Papas	Tubérculo	8,9	Y = - 0,0057x + 0,99	0,38
Tabaco	Follaje	9,9	Y = - 0,055x + 1,04	0,77
Arroz	Grano	12,8	Y = - 0,0039x + 0,94	0,20
Maiz	Grano	13,9	Y = - 0,0036x + 1,02	0,35
Uvas	Fruta	16,7	Y = - 0,003x + 0,99	0,73
Brocoli	Florete y tallo	20	Y = - 0,0025x + 0,91	0,01
Resistente a ozono				
Frutas	Fruta (frutilla y ciruela)	62	Y = - 0,0008x + 0,94	0,01
Cebada	Grano	83,3	Y = - 0,0006x + 0,96	0,00

a Periodo de tiempo para calcular AOT40 es 3,5 meses.

Fuente: Mills et al 2007.

Para cuantificar los beneficios económicos a causa de un aumento de rendimiento de las cosechas primero se debe calcular el rendimiento perdido presente en la línea base de concentraciones. Mediante la siguiente ecuación podremos conseguir la producción teórica relativa a condiciones de aire limpio.

Ecuación 9-15: Porcentaje de cambio en rendimiento

$$Pr_{teórica} = \frac{Pr_{base}}{Y_{base}}$$

Donde, $Pr_{teórica}$ corresponde a la producción, en toneladas, que resultarían de un rendimiento en condiciones de aire limpio (AOT40 igual a cero). Pr_{base} corresponde a la producción base utilizada para estimar los beneficios, este dato debiera estar basado en las producciones reales de la región de análisis, una posible fuente para estos datos es el censo agropecuario del año 2007. Y_{base} corresponde al rendimiento del cultivo en la situación base, para obtener este rendimiento es necesario estimar el AOT40 del escenario base y utilizar la función exposición-respuesta correspondiente al cultivo a evaluar. Luego, para calcular la producción en el escenario con medida se debe estimar el rendimiento de los cultivos en base al índice AOT40 resultante de las reducciones de contaminación. La Ecuación 9-16 presenta la producción con medida.

Ecuación 9-16: Producción con medida

$$Pr_{medida} = Pr_{teórica} \cdot Y_{medida}$$

Donde Pr_{medida} corresponde a la producción resultante de aplicar las medidas de descontaminación e Y_{medida} es el rendimiento de los cultivos bajo la calidad del aire resultante de las medidas.

El cambio en producción estará dado por la diferencia entre la producción base y la producción con medida, valorizando esta diferencia se obtendrían los beneficios en agricultura, esto se realizará en la sección 9.4.3.

Ecuación 9-17: Beneficio en producción ozono

$$\Delta Pr = Pr_{medida} - Pr_{base}$$

Donde, ΔPr corresponde al cambio en producción (toneladas) debido a la medida a evaluar.

9.4.2.5 Disminución en Rendimiento a Causa de lluvia ácida y SO₂

La acidificación del suelo impacta el consumo de nutrientes de las plantas. Esto puede tener tanto efectos positivos como negativos. Si el suelo naturalmente contiene concentraciones de SO₂ bajo un cierto umbral, dependiente de la especie, el crecimiento se puede ver beneficiado. Sin embargo, si las concentraciones sobrepasan el umbral, el rendimiento de las cosechas se puede ver reducido (Friedrich, Bachmann et al. 2004).

Los efectos indirectos debido a la acidificación del suelo pueden expresarse a través de elevados niveles de aluminio tóxico en el agua del suelo, aumento de la lixiviación de los nutrientes desde las plantas o baja disponibilidad de fósforo (World Bank, 2007). Además, la niebla ácida puede reducir la tolerancia de ciertas especies al frío.

Los daños que provocan la lluvia ácida y el SO₂ sobre los cultivos pueden ser divididos en lesiones agudas y lesiones crónicas (World Bank, 2007). Lesiones agudas implica que las hojas presentan claros signos de lesión en corto plazo debido al contacto con la lluvia ácida o SO₂. Estas lesiones aparecen normalmente cuando los niveles de contaminación son altos. La exposición a bajos niveles de contaminación a largo plazo puede causar lesiones crónicas. Éstas destruyen la actividad normal de las células, causando la muerte de estas o síntomas como la caída de hojas. Adicionalmente, aunque los contaminantes pueden afectar las condiciones del suelo provocando su acidificación, no es claro cuán grande puede ser su efecto en el rendimiento de cultivos.

Funciones dosis-respuesta

El World Bank (2007) construyó varias funciones dosis-respuesta para cultivos agrícolas en base a estudios realizados en China bajo ambiente controlado. Si bien, las características agroclimáticas no son necesariamente similares con Chile, los valores estimados pueden servir como referencia para el caso nacional. Los resultados experimentales de cultivos producidos en maceteros expuestos a SO₂ y lluvia ácida son presentados en la Tabla 9-8. A partir de estas funciones es posible a su vez estimar la relación dosis-respuesta entre la contaminación del aire con SO₂/lluvia ácida y el rendimiento de los cultivos (Tabla 9-9). Los límites en la concentración de SO₂ y pH permiten identificar el tipo de contaminación en un área. Cuando [SO₂] ≥ 0,04 mg/m³ y pH ≤ 5,0, los cultivos están bajo un estrés combinado de contaminación por lluvia ácida/SO₂. Para la estimación de los daños, se sugiere utilizar el set de funciones ubicadas en la columna del lado derecha en Tabla 10-9. Cuando [SO₂] ≥ 0,04 mg/m³ y pH > 5,0, sólo SO₂ tiene un efecto sobre los cultivos y se sugiere utilizar las funciones del costado izquierdo en la Tabla 10-9. Finalmente, cuando [SO₂] < 0,04 mg/m³ y pH ≤ 5,0, las pérdidas en los cultivos se debe sólo a lluvia ácida y pueden ser estimadas con las funciones de la columna central en la Tabla 10-9.

Tabla 9-8: Funciones dosis-respuesta para cultivos agrícolas expuestos a SO₂ y lluvia ácida

Cultivo	Sólo SO ₂	Sólo Lluvia ácida	SO ₂ y Lluvia ácida
Arroz	$Y = 26.01 - 2.85 X_1$	—	$Y = 26.61 - 4.82 X_1 + 0.049 X_2$
Trigo	$Y = 23.52 - 6.33 X_1$	$Y = 17.20 + 1.17 X_2$	$Y = 17.84 - 7.14 X_1 + 1.04 X_2$
Cebada	$Y = 34.11 - 12.22 X_1$	$Y = 27.29 + 1.55 X_2$	$Y = 25.84 - 15.51 X_1 + 1.53 X_2$
Algodón	$Y = 30.60 - 7.70 X_1$	$Y = 24.07 + 1.26 X_2$	$Y = 22.15 - 8.84 X_1 + 1.62 X_2$
Soya	$Y = 40.82 - 11.75 X_1$	$Y = 34.68 + 1.12 X_2$	$Y = 30.57 - 13.24 X_1 + 1.95 X_2$
Nabo	$Y = 31.12 - 15.81 X_1$	$Y = 16.85 + 2.71 X_2$	$Y = 19.4 - 13.02 X_1 + 1.83 X_2$
Zanahoria	$Y = 105.58 - 56.97 X_1$	$Y = 54.96 + 9.67 X_2$	$Y = 71.03 - 41.82 X_1 + 5.22 X_2$
Tomates	$Y = 92.70 - 34.67 X_1$	$Y = 72.82 + 3.78 X_2$	$Y = 72.95 - 31.96 X_1 + 2.60 X_2$
Porotos	$Y = 43.69 - 30.14 X_1$	$Y = 9.00 + 6.39 X_2$	$Y = 22.90 - 30.11 X_1 + 3.01 X_2$

Fuente: World Bank (2007)

Nota: Y—Rendimiento del cultivo; X₁—Concentración de SO₂ en mg/m₃; X₂— nivel de pH.

Tabla 9-9: Relación dosis-respuesta entre la contaminación del aire con SO₂/lluvia ácida y el rendimiento de los cultivos

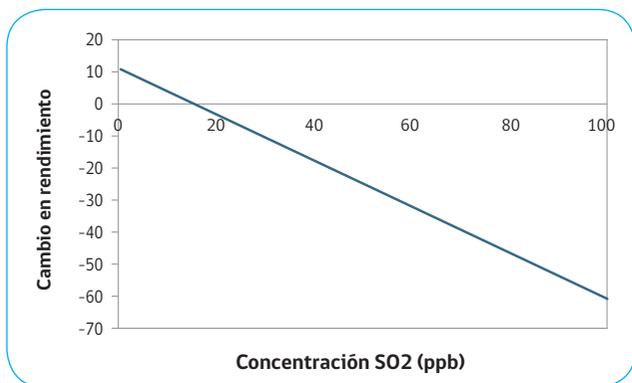
Porcentaje de reducción del rendimiento (%)			
Cultivo	Contaminación por SO ₂ (mg/m ₃)	Contaminación por lluvia ácida (pH)	Contaminación combinada SO ₂ /Lluvia ácida (mg/m ³ , pH)
Arroz	0.1096 X ₁		0.0292 + 0.1793 X ₁ - 0.00182 X ₂
Trigo	0.2691 X ₁	0.2759 - 0.0493 X ₂	0.2461 + 0.3017 X ₁ - 0.043949 X ₂
Cebada	0.3583 X ₁	0.2413 - 0.0431 X ₂	0.249 + 0.4508 X ₁ - 0.044466 X ₂
Algodón	0.2516 X ₁	0.2267 - 0.0405 X ₂	0.2906 + 0.2831 X ₁ - 0.051886 X ₂
Soya	0.2878 X ₁	0.1532 - 0.0273 X ₂	0.2632 + 0.3191 X ₁ - 0.047 X ₂
Nabo	0.508 X ₁	0.4739 - 0.0846 X ₂	0.3457 + 0.4392 X ₁ - 0.061724 X ₂
Zanahoria	0.5396 X ₁	0.4963 - 0.0886 X ₂	0.2916 + 0.4171 X ₁ - 0.052064 X ₂
Tomates	0.374 X ₁	0.2252 - 0.0402 X ₂	0.1664 + 0.3652 X ₁ - 0.029711 X ₂
Porotos	0.6899 X ₁	0.799 - 0.1427 X ₂	0.424 + 0.7574 X ₁ - 0.075712 X ₂
Vegetales	0.5345 X ₁	0.481 - 0.0905 X ₂	0.294 + 0.5132 X ₁ - 0.0525 X ₂

Fuente: World Bank (2007)

Nota: X₁—Concentración de SO₂, X₂—pH; Los coeficientes en la relación dosis-respuesta para vegetales son los valores promedio de zanahoria, tomate y porotos.

En la Figura 9-14 se expone el comportamiento del rendimiento a medida que aumenta la concentración de SO₂ en ppb.

Figura 9-14: Cambio rendimiento



Fuente: Elaboración propia a partir de Baker (1986)

Con la función dosis-respuesta se procede a calcular el rendimiento esperado gracias a la mitigación de emisiones de SO₂. Para estimar el aumento en producción gracias a la medida en evaluación se sugiere la siguiente fórmula:

Ecuación 9-18: Cambio en producción

$$\Delta Pr = Pr_{medida} - Pr_{base}$$

La producción en escenario con medida está definida por:

Ecuación 9-19: Producción en escenario con medida

$$Pr_{medida} = \left(\frac{1 + \frac{Y_{medida}}{100}}{1 + \frac{Y_{base}}{100}} \right) \cdot Pr_{base}$$

Donde:

ΔPr : Cambio en producción de un cultivo en toneladas.

Y_{medida} : Disminución en rendimiento bajo la concentración resultante de aplicar la medida de reducción.

Y_{base} : Disminución en rendimiento bajo la concentración del escenario base.

Pr_{base} : Producción anual de cultivo en situación base (datos disponibles en censo agropecuario 2007).

Pr_{medida} : Producción anual de cultivo en el escenario con medida.

9.4.3 Valorización

La revisión bibliográfica sugiere que existen cuatro métodos para la valorización de beneficios en agricultura a causa de la reducción en contaminantes atmosféricos.

Los métodos más complejos (programación cuadrática, métodos econométricos y duales) contemplan los impactos del aumento en producción en las funciones de oferta de los cultivos, variaciones que cuentan con la capacidad de modificar el precio. Por otro lado se tiene método tradicional de valorización que consiste en estimar los cambios en producción y multiplicarlo por el precio de mercado del cultivo, obteniendo así el beneficio de los productores. Dada la disponibilidad de información en nuestro país y la metodología utilizada por la EPA, en esta Guía Metodológica se propone el uso del método tradicional de valoración. Para estimar los beneficios en agricultura atribuibles a cada una de las medidas se debe multiplicar el precio de mercado actual de los cultivos por el cambio en la producción calculado en la sección anterior. El método para estimar todos los beneficios en agricultura dada una reducción en las concentraciones de ozono y SO₂ es el siguiente:

Ecuación 9-20: Beneficio social agricultura

$$BSA = \sum_i \sum_j \Delta Pr_{i,j} \cdot P_j$$

Donde,

BSA : Beneficio social total en agricultura gracias a la disminución de concentraciones de ozono y SO₂.

$\Delta Pr_{i,j}$: Cambio de producción en toneladas del cultivo j bajo el contaminante i .

P_j : Precio del cultivo j .

Una ecuación alternativa para valorar los efectos de la contaminación del aire sobre la productividad de los cultivos es la siguiente (World Bank, 2007):

$$C_{ac} = \sum_{i=1}^n a_i P_i S_i Q_{0i} / 100$$

donde,

C_{ac} : costo económico de la reducción en el rendimiento del cultivo producto de la contaminación del aire,

P_i : Precio del cultivo i ,

S_i : Área plantada con el cultivo i ,

Q_{0i} : Producción por unidad de área del cultivo i en la zona limpia,

a_i : Tasa de reducción del cultivo i debido a la contaminación (relación exposición-respuesta)

n : Número de cultivos

9.4.4 Distribución de Beneficios en Agricultura

Los beneficios y costos de las medidas de mitigación se distribuyen de distinta manera entre los agentes económicos involucrados (privados, Estado y población). Por esto se sugiere un análisis distributivo para identificar las proporciones de los costos y beneficios atribuibles a cada uno de los agentes.

En el caso de agricultura los beneficios van en su mayoría hacia los productores de cultivos (privados), a no ser que existan seguros privados o subsidios del Estado que cubran pérdidas atribuibles a la contaminación atmosférica. Si esta es la situación, los beneficios deben ser desagregados según la proporción de ellos que obtenga cada agente involucrado.

9.4.5 Casos

Caso 1: Estimación de los beneficios generados en Agricultura producto de la mejora en la calidad del aire

Dentro de los estudios realizados en Chile que utilizan un ACB en la elaboración de un AGIES o documento similar, el único que hasta el momento ha estimado los beneficios generados en Agricultura producto de la mejora en la calidad del aire corresponde a Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Medio Ambiente Gestión and L. A. Cifuentes (2010).

Si bien el estudio reconoce que el contaminante que mayor daño produce es el Ozono, los requerimientos para una modelación de este contaminante secundario no hicieron posible su evaluación. Finalmente sólo se estimaron los beneficios debido a una reducción del SO₂, considerando únicamente el efecto en el aumento en el rendimiento de cultivos. Para esto último el estudio utilizó la metodología propuesta por Externe. Realizando una revisión de las fuentes utilizadas por el propio Externe se reveló que la función dosis-respuesta original habría sido elaborada para estimar los cambios en rendimiento de la cebada frente a variaciones en la concentración atmosférica de SO₂. Sin embargo, Externe extrapola los resultados para estimar beneficio en Betarraga, Papa y Trigo.

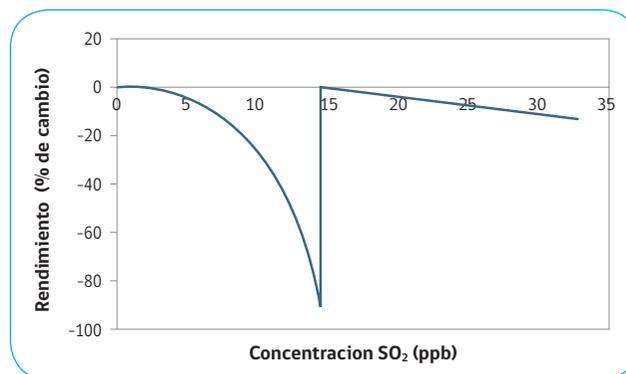
Debido a esto, en esta ocasión, se consideró a los cultivos de Betarraga, Cebada, Papa y Trigo que estaban dentro de un radio de 100 km de alguna termoeléctrica. La Ecuación 9-21 expresa la función dosis-respuesta utilizada por el estudio.

Ecuación 9-21 Función dosis-respuesta SO₂ MG

$$Y = 0,74 \cdot [SO_2] - 0,55 \cdot [SO_2]^2$$

$$Y = -0,69 \cdot [SO_2] + 82,31$$

Figura 9-15: Cambio de rendimiento debido al SO₂



Fuente: Cifuentes (2010).

Para modelar el año base, se utilizaron los datos del Censo Agropecuario 2007, en el cual se detalla la producción anual de todas las especies para las comunas del país. Para este estudio se consideró constante la producción anual a lo largo del horizonte de evaluación.

Es necesario establecer la producción agrícola de las especies afectadas para el caso con proyecto calculada a través del rendimiento o yield modificado, producto de la disminución en la concentración de SO₂ atmosférico. Se utilizó la Ecuación 9-18 para relacionar la producción base con la producción con normativa a través de los rendimientos de producción. Mediante la Ecuación 9-19 se estimó la producción en escenario con medida. El beneficio se estimó utilizando el precio de mercado (USD/ton) por la cantidad de toneladas de producción extra debido a la disminución en concentraciones. En la Tabla 9-10 se muestran los valores utilizados.

Tabla 9-10: Valor y producción cultivos

Especie Afectada	Precio Mercado (USD/ton)	Producción anual 2007 (Miles ton/año)
Betarraga	70	15.177
Cebada	562	806
Papa	250	8.235
Trigo	1.696	11.790

Fuente: Cifuentes (2010)

Dado que no se consideraron los daños causados por el Ozono ni tampoco las pérdidas debido a disminución de la calidad de los productos, se generó una subestimación de los beneficios en la agricultura.

9.5 Otros Beneficios

Además de los beneficios sociales explicados en las secciones anteriores (Sección 9.2 y Sección 9.3) existen otros beneficios que han sido cuantificados y valorizados en Chile. Los efectos que también han sido valorizados corresponden a los efectos Visibilidad (disminución de visibilidad) y Materiales (disminución del daño a los materiales), ambas valorizaciones correspondientes a la Región Metropolitana. A continuación una pequeña descripción de ellos.



9.5.1 Visibilidad

La visibilidad se relaciona con la calidad del aire y con la percepción visual humana. Su claridad puede tener un impacto importante en la calidad de vida de las personas. En general, se asocia visibilidad con la distancia a la que podemos distinguir un objeto, pero también está relacionada con la calidad de la luz y percepción de colores. De esta manera en la medida que el aire es menos transparente a la luz visible producto de la contaminación tendremos una menor visibilidad.

La contaminación aérea afecta la visibilidad ya que las partículas extinguen la luz. Estudios han encontrado una alta correlación entre la concentración de partículas finas y visibilidad, inclusive en Santiago (Trier et al. 1996). Dado que la capacidad de interferir con la transmisión de la luz depende del tamaño de las partículas y de la longitud de onda de la luz interferida, un buen indicador de cambio en visibilidad es la concentración de $MP_{2.5}$.

El efecto que produce en las personas una reducción en la visibilidad puede estar dado tanto por razones estéticas, como disminución o pérdida en vistas panorámicas, hasta consideraciones más prácticas de confort a la visión. En cualquier caso, si una buena visibilidad genera bienestar en las personas, es posible que éstas tengan una valoración económica positiva de ella y que por lo tanto estén dispuestas a pagar por ésta. Según el estudio realizado por De la Maza (2007), la disposición a pagar corresponde a US\$645 mil por $\mu g/m^3$ de $MP_{2.5}$ reducido en la Región

Metropolitana. Utilizando el método de Experimentos de Elección, la visibilidad es descrita como un efecto estético relacionado al número de días al año con alta visibilidad.

Estimaciones de mejoras en visibilidad en un parque fluctuaron entre 40-166 USD (2007) por persona al año (Chestnut y Rowe, 1990). Por su parte, Welsch (2006) utilizó datos de bienestar subjetivo (felicidad) relacionados con datos de contaminación de diferentes países para explorar el valor de la contaminación del aire. Se estimaron valores de 21 a 337 USD/ persona/ año por $\mu g/m^3$ de concentración MP reducido. Delucchi *et al.* (2002) desarrollaron un meta análisis de precios hedónicos para estimar la relación entre el precio y atributos de las casas, incluyendo la calidad del aire. Además, estos valores fueron comparados con valores estimados a través de un estudio de valoración contingente.

9.5.2 Materiales

La implementación de un plan de descontaminación reduce los niveles de exposición de los materiales de construcción de la Región Metropolitana frente a contaminantes atmosféricos que pueden alterar las propiedades físicas y/o químicas de los mismos. Este efecto redundaría en una menor periodicidad de lavado o recambio de materiales de construcción, que beneficia a la sociedad al incurrir en un menor costo de mantención de materiales. El valor utilizado por DICTUC (2008) corresponde a un beneficio marginal de 2.4 millones de dólares por $\mu g/m^3$ reducido de MP_{10} en la Región Metropolitana.

La contaminación del aire causa daños en los materiales a través del deterioro de éstos. Este proceso de daño de materiales es acumulativo e irreversible y puede ocurrir también en ausencia de contaminación del aire. La reactividad de los contaminantes del aire varía según tipos de materiales y contaminantes. Además de los niveles de contaminantes en el aire como SO_2 , O_3 y el pH en precipitación, el proceso de deterioro también depende en gran medida de las condiciones meteorológicas, especialmente del tiempo de humedad (Kucera and Fitz 1993). Esta variable corresponde a la fracción de tiempo con humedad relativa mayor a 80% y temperatura mayor a 0° C. El deterioro de materiales incluye dos procesos: corrosión de materiales y reacciones químicas. El primero, corresponde a procesos electroquímicos que dependen de la presencia de humedad, mientras que el segundo proceso provoca alteraciones en las propiedades de los materiales. En este sentido, es posible afirmar que el deterioro de materiales producto de la contaminación del aire sería más severo en la zona centro-sur y costa de Chile.

Funciones dosis-respuesta

Las funciones exposición-respuesta disponibles en la literatura están enfocadas principalmente a materiales de construcción. Las funciones para las tasas de deterioro de materiales específicos son derivadas experimentalmente en laboratorios o en condiciones de campo. A partir de estas funciones es posible derivar funciones para las relaciones entre la exposición a la contaminación del aire y la vida útil de

los materiales. A su vez, el daño económico puede ser estimado calculando los costos de mantenimiento y reemplazo asociados a los cambios en la vida útil de los materiales (Kucera and Fitz 1993; Kucera et al. 1993). La siguiente tabla de funciones exposición-respuesta y parámetros asociados fue elaborada por el World Bank (2007) a partir de estudios realizados en China y Europa, cuyos valores están adaptados a la situación de China.

Tabla 9-11: Funciones dosis-respuesta para la valoración de pérdida de materiales

Materiales	Y ($\mu\text{m}/\text{año}$) o L (año)
Cemento	Si $\text{SO}_2 < 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, L = 50 años, otro 40 años
Ladrillo	Si $\text{SO}_2 < 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, L = 70 años, otro 65 años
Aluminio	$Y = 0.14 + 0.98[\text{SO}_2] + 0.04 \times 10^4[\text{H}^+]$
Madera pintada	$Y = 5.61 + 2.84[\text{SO}_2] + 0.74 \times 10^4[\text{H}^+]$
Mármol/ granito	$Y = 14.53 + 23.81[\text{SO}_2] + 3.80 \times 10^4[\text{H}^+]$
Cerámicas/ mosaicos	Si $\text{SO}_2 < 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, L = 70 años, otro 65 años
Terrazo/ cemento	Si $\text{SO}_2 < 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, L = 50 años, otro 40 años
Yeso pintado	$Y = 5.61 + 2.84[\text{SO}_2] + 0.74 \times 10^4[\text{H}^+]$
Azulejo	Si $\text{SO}_2 < 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, L = 45 años, otro 40 años
Acero galvanizado	$Y = 0.43 + 4.47[\text{SO}_2] + 0.95 \times 10^4[\text{H}^+]$
Acero pintado	$Y = 5.61 + 2.84[\text{SO}_2] + 0.74 \times 10^4[\text{H}^+]$
Acero pintado como barrera de metal	$Y = 5.61 + 2.84[\text{SO}_2] + 0.74 \times 10^4[\text{H}^+]$
Acero galvanizado como barrera de metal	$Y = 0.43 + 4.47[\text{SO}_2] + 0.95 \times 10^4[\text{H}^+]$

Nota: Y es la tasa de corrosión del material en un área contaminada ($\mu\text{m}/\text{año}$); L es la vida útil en años; $[\text{SO}_2]$ es la concentración de SO_2 en el ambiente (mg/m^3); $[\text{H}^+]$ es la concentración de H^+ de la lluvia (mol/l).

Tabla 9-12: Parámetros en el modelo de valoración de la pérdida de materiales

Materiales	CDL (1)	Y₀ μm/Year (2)	L₀ Año (3)	Y μm/Año (4)	L Año (5)	P \$/m²
Cemento			50		40	2.176
Ladrillo			70		65	6.429
Aluminio	10	0,141	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	19.781
Madera pintada	13	5,63	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.978
Mármol/ granito	160	14,63	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	19.781
Cerámicas/ mosaicos			70		65	4.747
Terrazo/ cemento			50		40	2.571
Yeso pintado	13	5,63	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.484
Azulejo			45		40	791
Acero galvanizado	7,3	0,45	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.583
Acero pintado	13	5,63	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.583
Acero pintado en barrera de metal	13	5,63	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.583
Acero galvanizado en barrera de metal	7,3	0,45	(1)/(2)	Tabla	(1)/(4)	1.583

Nota: CDL es el límite de daño crítico del material, μm; Y₀ es la tasa de corrosión del material en el área limpia, μm/año; Y es la tasa de corrosión del material en el área contaminada, μm/año; L₀ es la vida útil del material en el área limpia, año; L es la vida útil del material *i* en el área contaminada, año; P es el precio unitario de una acción de mantenimiento o reemplazo, \$/m².

1.2.2.1 Estimación del costo económico

Utilizando el stock de materiales de construcción para cada zona y los datos de monitoreo para la calidad del aire, es posible obtener el costo económico para cada zona. El área total de los materiales de construcción expuestos es calculado desde el stock de material expuesto per cápita en m²/persona multiplicado por la población de la ciudad afectada.

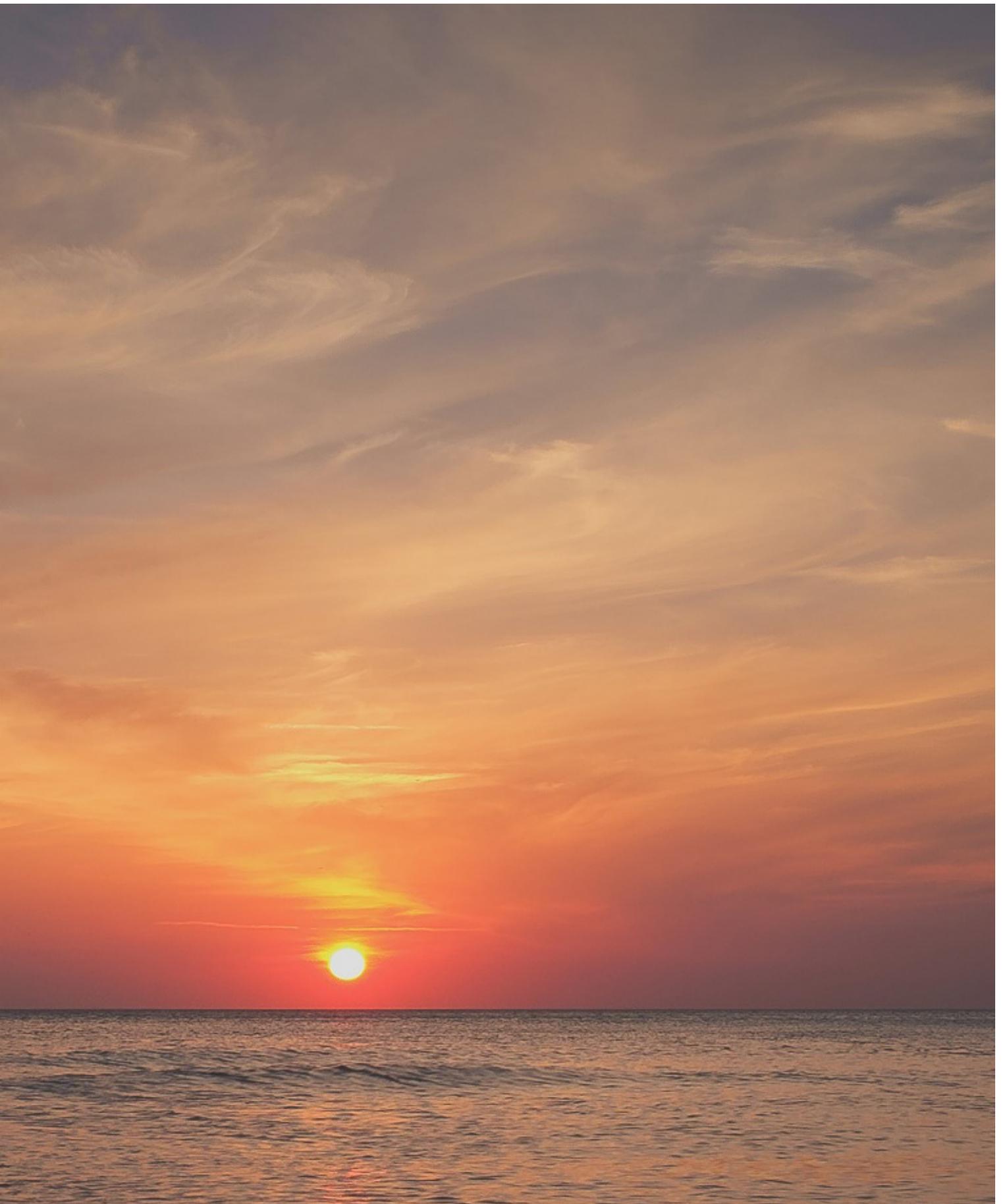
En particular, el costo económico de la corrosión y el deterioro de los materiales de construcción (\$/año) es calculado de la siguiente manera:

$$C' = (1/L - 1/L_0) \times P \times S \quad (1)$$

Donde L₀ es la vida útil del material en áreas limpias (años); L es la vida útil del material en el área contaminada (años); P es el precio unitario de una actividad de mantenimiento o reemplazo (\$/m²), y S es el stock de materiales bajo riesgo (m²).

Existe un importante grado de incertezas en los inventarios de materiales que vale la pena tener en consideración. Un aspecto es que las construcciones y los materiales utilizados varían considerablemente dependiendo del nivel económico y el área. Los coeficientes dosis-respuesta aplicados en la estimación provienen de estudios realizados en China en los años 80 lo cual produce incertezas. Al aplicar valores a ciudades pequeñas el costo puede estar sobreestimado dado que la contaminación es menor en ciudades de menor tamaño.







10. Transferencia de beneficios

10.1 Introducción

La transferencia de beneficios consiste en utilizar información recopilada en estudios de valoración pre-existentes y aplicarla en otro contexto, para el cual no existen estimaciones primarias disponibles de valoración (Johnston and Rosenberger, 2010). En este sentido, el lugar desde donde se extrae la información original se denomina "sitio de estudio" y el lugar donde se aplica la información se denomina "sitio de política".

Este método surge como una forma de dar respuesta a la necesidad de utilizar información sobre el valor económico de los bienes y servicios ambientales, en situaciones de política donde no se cuenta con los recursos o el tiempo disponible para llevar a cabo un estudio que involucre recolección y análisis de información primaria. Esto ha llevado a que la transferencia de beneficios sea utilizada de manera extensiva en los últimos 10 años, particularmente en el contexto de análisis de políticas públicas en Estados Unidos, Europa y el resto del mundo.

En este capítulo se presenta una descripción de las principales opciones para llevar a cabo transferencia de beneficios, los estudios base que se han empleado en el desarrollo de AGIES y la forma en que se sugiere implementar la transferencia de beneficios.

10.2 Literatura en Transferencia de Beneficios

La literatura en Transferencia de Beneficios es extensa. Si bien utilizar valores de estudios pasados en un contexto distinto a aquel en que fueron inicialmente generados es una práctica usual en distintas disciplinas científicas, la aplicación de este método de manera más amplia en la valoración económica de bienes y servicios ambientales se realiza a partir de los años 90. La literatura reconoce como un hito importante el número especial de la revista *Water Resources Research* (1992, Vol. 28, No3) como el inicio de los procesos de estandarización y generación de protocolos y procedimientos para realizar la transferencia de beneficios (Johnston and Rosenberger, 2010).

Desde sus inicios, ha existido un amplio debate académico en torno a las mejores prácticas para llevar a cabo una transferencia de beneficios que minimice los posibles sesgos y errores. Entre estos se encuentra el denominado "error de medición" que se refiere a las incertidumbres que surgen en el estudio original (sitio de estudio) al establecer las medidas de cambio en el bienestar. Adicionalmente, existe el denominado "error de transferencia" que surge debido a diferencias que existen entre los valores de los sitios de estudio y de política. Para minimizar el error de transferencia se requiere realizar una serie de ajustes para que los valores transferidos resulten adecuados al sitio de política.



A lo largo de los años, la literatura ha reconocido distintos procedimientos para realizar transferencia de beneficios. El primer método utilizado y el más simple, denominado transferencia de valor unitario, corresponde a la transferencia de una medida de tendencia central estimada en el sitio de estudio y aplicarlo al sitio de política, realizando algunos ajustes necesarios, como por ejemplo ajustando por nivel de ingreso o por moneda equivalente¹.

El segundo método, denominado transferencia de función, consiste en utilizar una función cuyos parámetros han sido estimados en un estudio anterior (sitio de estudio), los que se complementan con datos de la población en el sitio de política para obtener un valor que tome en consideración características del nuevo caso de estudio.

Un tercer método consiste en el uso de Meta-Análisis, en el que se utiliza un gran número de estudios para explicar

económicamente los valores encontrados en función de las características de los estudios realizados. Esto permitiría tomar los valores relevantes para el sitio de política y obtener una estimación más robusta. Finalmente, un cuarto método consiste en la utilización de calibración de preferencias, para lo cual se utiliza una estructura de preferencias teóricamente consistente, que permite emplear parámetros estructurales del sitio de estudio y del sitio de política para la estimación de los valores relevantes².

A pesar de los distintos avances en la literatura relacionados al desarrollo de nuevos métodos, no existe consenso absoluto sobre la preferencia en utilizar alguno de los métodos anteriores. Cada uno de estos métodos requiere del uso de distinto tipo de información, que pudiera o no estar disponible, y se aplican en contexto de política donde las restricciones de tiempo y presupuesto son importantes.

¹ Estos ajustes pueden considerar realizar ajustes entre países, utilizando un valor ajustado por Paridad en el Poder de Compra (PPP) o también entre distintos momentos en el tiempo, utilizando un Índice de Precios al Consumidor (IPC) o al Productor (IPP). Otros ajustes usualmente considerados al realizar transferencias entre países, es ajustar por variaciones en el nivel de ingreso, utilizando la elasticidad ingreso de la medida de valoración.

² Este método es propuesto en Smith, Van Houtven y Pattanayak (2002), *Land Economics* 78 (1): 132-152, donde se sugiere estimar los parámetros de una función de preferencias teórica a partir de las estimaciones de beneficios disponibles. Una vez recuperados los parámetros de la función de utilidad, es posible estimar funciones de demanda u otras formas de beneficios que se pueden transferir a otros sitios de estudio. Los autores realizan una aplicación a la estimación de los beneficios de incrementar la calidad del agua en la Bahía de Chesapeake en Estados Unidos.

Aunque en general se sugiere que los métodos de calibración de preferencias son preferidos a los de Meta-Análisis, que éstos últimos son preferidos a la transferencia de función, y que ésta última es mejor que la transferencia de valor unitario (debido a que usan más información del sitio de política o imponen más consistencia teórica), no existe claridad de que el mayor esfuerzo de la implementación de métodos más complejos efectivamente entregue mejores resultados.

Transferencia de Valores Unitarios

Este método utiliza un valor de tendencia central (usualmente el valor medio por individuo y por unidad de cambio en el bien o servicio ambiental bajo análisis) y lo multiplica por el número de individuos y por el cambio efectivo en el sitio de política analizado.

A pesar de (o debido a) su simpleza, este es el método más comúnmente utilizado en contextos de política pública. Sin embargo, los supuestos implícitos en el uso de esta metodología deben ser tomados en consideración. En primer lugar, este método asume que las características tanto del bien ambiental analizado como de la población relevante son las mismas en el sitio de estudio y en el de política. Adicionalmente, asume que las preferencias de la población se encuentran igualmente distribuidas en ambos grupos de análisis.

Diferencias obvias entre ambos grupos pueden ser fácilmente ajustadas, por ejemplo el nivel de ingreso, el poder de compra (por ejemplo a nivel internacional) o el valor del dinero en el tiempo (por ejemplo, cuando se utilizan estudios de años anteriores). No obstante, podrían existir diferencias adicionales entre las características del bien o la población analizada, las que difícilmente pueden ser conocidas o ajustadas.

Otro elemento a considerar, es que usualmente los resultados de los estudios de valoración son muy sensibles a las características metodológicas, culturales o del contexto en el que el estudio es realizado. Al transferir los valores de un estudio a otro, implícitamente se asume que ambos sitios comparten las mismas características. Usualmente, no es posible controlar por todos los factores que determinan el resultado de la valoración (por ejemplo aquellos asociados a características culturales o la extensión de la población relevante), por lo que podrían existir diferencias y sesgos no observables al realizar esta transferencia de beneficios.

Una forma simple de ajustar valores utilizados internacionalmente (o inter-regionalmente) es la siguiente:

$$W_s = W_p \left(\frac{Y_s}{Y_p} \right)^\beta$$

Donde W_s es el valor estimado para el sitio de política, W_p es el valor original a transferir desde el sitio de estudio, Y_s es el ingreso en el sitio de estudio, Y_p es el ingreso en el sitio de política y β es la elasticidad ingreso del valor analizado, que captura en qué proporción se espera que cambie la medida de bienestar en la medida que cambie el nivel de ingreso entre el sitio de política y de estudio. La literatura internacional sugiere utilizar valores para beta entre 0.2 y 0.5. (Rolfé, Windle and Johnston, 2015) En este caso, un valor de $\beta = 0.5$ implica que si la diferencia de ingresos es de un 10% $\left(\frac{Y_s}{Y_p} = 1.1 \right)$, el valor transferido debe ajustarse en un 4.9%.

Transferencia de funciones

Este tipo de metodología se utiliza para tomar en consideración diferencias entre los sitios de estudio y de política, utilizando parámetros de una función estimados en el sitio de estudio y aplicando la función con información del sitio de política. Los estudios de valoración usualmente permiten expresar los valores estimados (por ejemplo de disponibilidad a pagar) como una función de distintas características del bien siendo valorado o de los individuos en la muestra.

Una vez estimadas las funciones a utilizar, este método de transferencia sugiere utilizar los parámetros de estas funciones estimados en el sitio de estudio en conjunto con información de la población o características del bien en el sitio de política. Por ejemplo, si se observa que el bienestar de un individuo en el sitio de estudio puede ser explicado por su ingreso y edad, sería posible recoger información de una muestra aleatoria en el sitio de política, y tomando en consideración el ingreso y la edad de cada individuo en la muestra, estimar el bienestar para cada uno de ellos, el que luego puede utilizarse para calcular alguna medida de tendencia central (media, mediana, entre otros).

Si la función estimada es lineal, esto equivaldría a tomar el valor promedio del ingreso y de la edad en la población del sitio de política y a través de ellos determinar el valor

a transferir utilizando los parámetros estimados para la función en el sitio de estudio. Si la función es no-lineal en las características de la población o del bien ambiental analizado, entonces no es posible reemplazar la media y es necesario utilizar una muestra o algún otro procedimiento de ajuste. Evidentemente, este método sólo puede capturar diferencias observables entre ambas poblaciones y para las cuales se cuente con información tanto en el sitio de estudio como en el sitio de política.

Meta Análisis

Un meta-análisis utiliza resultados de varios estudios³ que proveen información sobre el valor de un bien o servicio. Debido a que distintas características de la población, del sitio estudiado, del contexto, de la especificación econométrica, entre otras, pueden afectar de manera importante los resultados del estudio, un meta análisis realiza una regresión que permite explicar el valor estimado en cada caso como una función de las características del estudio y la población bajo análisis. Al igual que en el caso anterior, esto permite utilizar características del sitio de política (bien y población bajo estudio) para estimar un valor que controla por diferencias en estas características.

Un análisis detallado de esta metodología se presenta en Bergstrom and Taylor (2006), quienes describen los distintos tipos de meta-análisis que pueden desarrollarse para llevar a cabo una correcta transferencia de beneficios, presentando diversos ejemplos. Los autores señalan que los pasos más importantes para llevar a cabo estos análisis son (a) especificación clara de la teoría detrás del valor que se intenta obtener, (b) recolección y disposición de los datos secundarios utilizados en los distintos estudios analizados, y (c) análisis de los resultados. La EPA (2006) presenta una discusión detallada de cómo es posible utilizar meta-análisis para la estimación del valor de una vida estadística (VSL), recomendando especificar con claridad el proceso de búsqueda de información y estudios previos, los criterios de selección de las fuentes de información, y los métodos analíticos utilizados.

Calibración de Preferencias

La calibración de preferencias es un método de reciente desarrollo, propuesto por Kerry Smith y colaboradores. Se

³ No existe un número mínimo requerido de estudios para realizar un meta-análisis. Incluso es posible realizar un meta análisis interno, en el cual se utilizan los datos de sólo un estudio bajo distintas especificaciones para explicar los valores obtenidos bajo distintas especificaciones o modelos.

refiere a imponer una estructura de preferencias teórica que permita obtener distintas medidas de bienestar, imponiendo restricciones de consistencia teórica en el análisis. Un análisis detallado de estos métodos se presenta en Smith y Pattanayak, 2002, y en Smith, Pattanayak and van Houtven, 2006.

10.3 Recomendaciones para implementar Transferencia de Beneficios

Debido al extenso uso de la transferencia de beneficios en el contexto de políticas públicas y análisis costo beneficio, distintos órganos internacionales han desarrollado guías que permiten utilizar estudios anteriores en nuevos contextos de valoración. Entre estos manuales destacan el "Guidelines for Preparing Economic Analyses" de EPA (2014), el "Valuing Environmental Impacts: Practical Guidelines for the Use of Value Transfer in Policy and Project Appraisal" del Department for Environment, Food and Rural Affairs del Reino Unido, y el "Practical tools for value transfer in Denmark - guidelines and an example" del Danish Ministry of the Environment - Environment Protection Agency.

Estas guías en general sugieren el siguiente procedimiento para el desarrollo de transferencia de beneficios:

- (1) Definir los valores a ser estimados en el sitio de política.
- (2) Realizar un estudio de la literatura existente para identificar datos y estudios de valoración relevantes.
- (3) Evaluar la importancia de estudios existentes cuyos valores se puedan transferir al sitio de política.
- (4) Evaluar la calidad de los estudios existentes.
- (5) Seleccionar estudios a utilizar y recoger los datos e información disponible en estos estudios.
- (6) Transferir los valores o funciones y realizar los análisis correspondientes.
- (7) Determinar y agregar los valores en la población relevante en el sitio de política.
- (8) Reportar los resultados, considerando rangos de error de entre 20% y 40%.

10.4 Estudios disponibles para utilizar en Transferencia de Beneficios

La transferencia de beneficios se basa en la existencia de estudios previos. De hecho, la calidad de la transferencia realizada sólo puede aspirar a ser de tan alta calidad como los estudios previos utilizados. Por esta razón, es fundamental contar con una base de datos completa y lo más actualizada posible que contenga información sobre estudios de valoración realizados en contextos similares a los del sitio de política.

- Actualmente, existen una gran cantidad de fuentes con información disponible de estudios de valoración. Entre las más importantes podemos mencionar las siguientes:
- The Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI): <http://www.evri.ca>
- Environmental Valuation Database (ENVALUE), NSW Government, Australia: <http://www.environment.nsw.gov.au/envalueapp/>
- Review of Externality Data (RED), Italy: <http://www.isis-it.net/red/>
- Benefits Table Database (BeTa), European Union: <http://ec.europa.eu/environment/enveco/air/>
- Proyecto Recopilación y Sistematización de Información Relativa a Estudios de Evaluación, Mapeo y Valorización de Servicios Ecosistémicos en Chile: <http://portal.mma.gob.cl/servicios-ecosistemicos/>

La última fuente de información mencionada es particularmente relevante para el análisis de distintos bienes y servicios ecosistémicos en Chile, ya que recoge y sistematiza todos los estudios de valoración económica que se han desarrollado en distintas regiones del país. Existe en el sitio web una base de datos con la información detallada de estos estudios, lo que facilita la búsqueda de información relevante.

10.5 Conclusiones

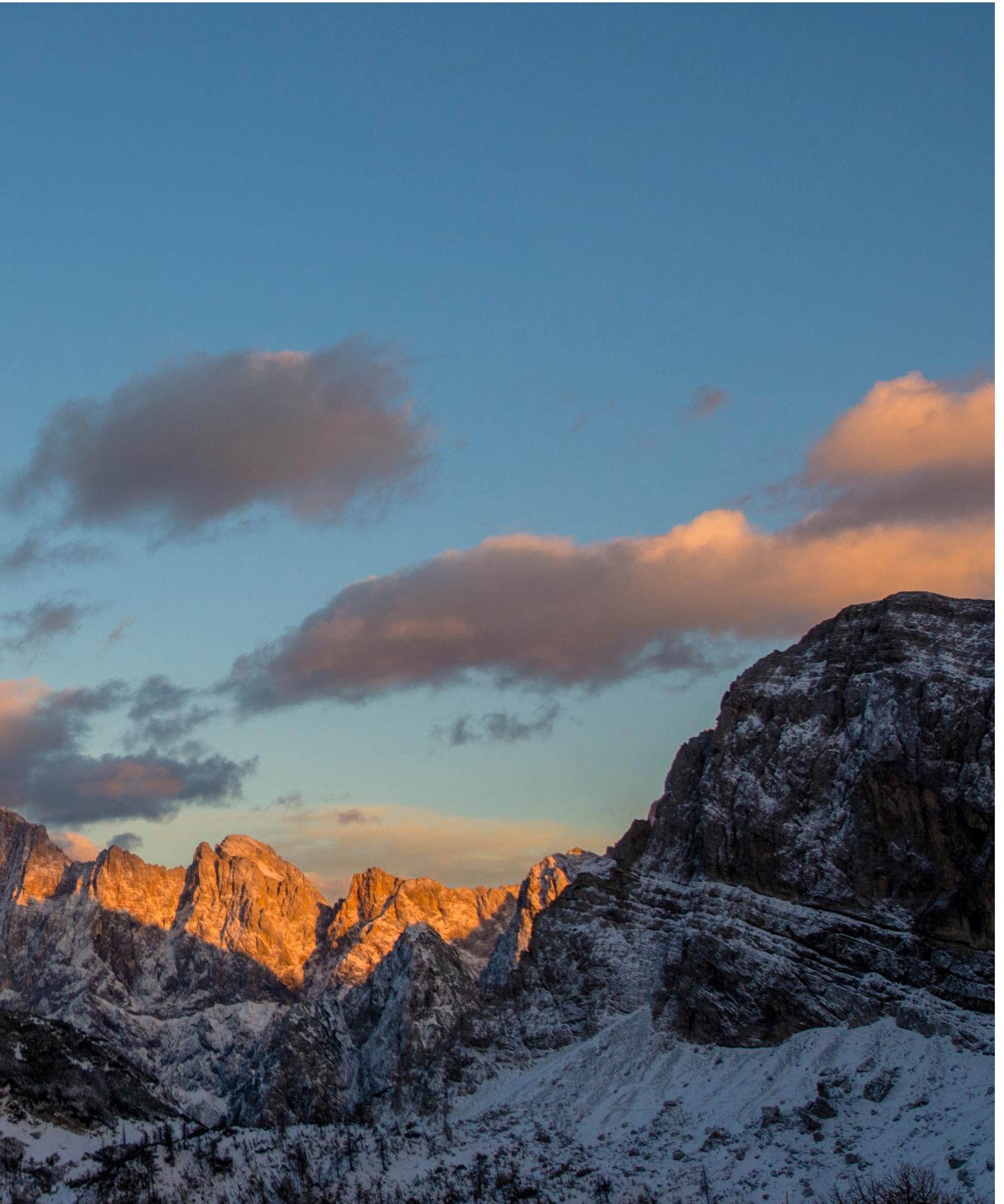
La transferencia de beneficios es una práctica que facilita el análisis costo beneficio a través del uso de información de estudios de valoración realizados en el pasado para su aplicación en otros contextos. La principal ventaja de la transferencia de beneficios es que es posible realizarla con información secundaria, por lo que resulta más rápida y permite dar respuesta de manera efectiva a las necesidades de políticas públicas, las que usualmente tienen restricciones del tipo financiero y temporal.

Para llevar a cabo transferencia de beneficios, se requiere tomar en consideración una serie de sugerencias que incluyen el analizar las similitudes y diferencias entre los sitios de estudio y el sitio de política donde se desea aplicar, y realizar los ajustes que sean necesarios para minimizar los errores de transferencia de los valores.

Aún cuando este método no está exento de dificultades, su uso es extensivo en la evaluación de beneficios de las políticas ambientales y permite desarrollar análisis que pueden ser buenas aproximaciones cuando no es posible llevar a cabo estudios primarios de recolección de información.







11. Análisis de criterios transversales

El Ministerio del Medio Ambiente ha definido como una prioridad el incorporar cuatro criterios transversales a considerar en la elaboración de un AGIES: (i) Equidad Ambiental, (ii) Perspectiva de Género, (iii) Sensibilidad cultural y (iv) Cambio climático. Para el desarrollo de políticas públicas medioambientales, considerar la equidad ambiental como criterio implica buscar un equilibrio entre el crecimiento económico y la protección ambiental considerando la equidad social, evitando que el deterioro ambiental y la contaminación afecten en mayor medida a la población más vulnerable. Incluir la perspectiva de género como criterio busca cuidar de considerar que cada política pública tiene un impacto potencial en la paridad de género. Por otro lado, la sensibilidad cultural como criterio busca reconocer los derechos colectivos de los pueblos indígenas en Chile. Finalmente, considerar los efectos sobre los gases de efecto invernadero como criterio transversal implica cuidar que el desarrollo de políticas públicas medioambientales sea consistente con los desafíos a nivel global que impone el cambio climático.

Este capítulo presenta antecedentes para explicar cada uno de estos criterios transversales y sugiere la forma en que éstos pueden ser incorporados en la elaboración de un AGIES de un instrumento de gestión ambiental en calidad del aire.

11.1. Equidad Ambiental

El criterio de equidad ambiental requiere que los costos ambientales del desarrollo económico se distribuyan equitativamente entre los distintos grupos de la sociedad. En Chile se observa una doble disparidad; no sólo existe un alto nivel de desigualdad en la distribución del ingreso, o de 'bienes' que produce la sociedad, sino que también efectos negativos que se producen (entre ellos los costos ambientales) recaen desproporcionadamente sobre grupos más vulnerables.

Para que la política pública medioambiental pueda orientarse hacia la equidad ambiental, deben realizarse esfuerzos de análisis y captura de información de manera tal que se distinga el impacto de la actividad económica en el acceso a bienes ambientales, así como el impacto de la política pública sobre los sectores más vulnerables.

Experiencia en Estados Unidos.

El concepto de equidad ambiental surgió en Estados Unidos en la década de los 90 a través de un movimiento que analizó la forma en que los impactos ambientales afectan a distintos grupos de interés, impactando en mayor medida a sectores más vulnerables, usualmente minorías étnicas o de menores recursos. Este concepto



considera tres fuentes de diferencias las que se recogen en principios de equidad en la Declaración de Río: principios generacionales, principios sociales y principios procedimentales (Cutter, 2012). El principio generacional se refiere a los derechos de las generaciones presentes y futuras a cubrir sus necesidades. Los principios sociales se refieren a generar igualdad de oportunidades al interior de una generación, ya sea entre los habitantes de un país, entre distintos países, entre distintos géneros, etc. Los principios procedimentales se refieren a que existan estándares, normas y responsabilidades asociados a daños ambientales (Cutter, 2012).

Por otra parte la US EPA (1992) define Justicia Ambiental como “el tratamiento justo y la participación efectiva de todas las personas, independiente de su raza, color, nacionalidad, origen o ingreso, con respecto al desarrollo, implementación y fiscalización de leyes, regulaciones y políticas ambientales.” Adicionalmente, se señala que la Justicia Ambiental “se alcanza cuando todas las personas alcanzan el mismo grado de protección de los peligros ambientales y de salud e igualdad en el acceso al proceso de toma de decisiones, para tener un ambiente saludable donde vivir, aprender y trabajar.”¹ En ese contexto, los conceptos de equidad y justicia ambiental tienen similitudes respecto de fomentar un grado de protección equitativo a los impactos ambientales.

¹ Traducción libre desde <http://www.epa.gov/environmentaljustice/>

Ambos conceptos, justicia y equidad ambiental, se comenzaron a incorporar en la legislación ambiental de Estados Unidos en los años 90, cuando la US EPA crea el “*Environmental Equity Working Group*”. Este grupo de trabajo se encargó de evaluar la evidencia respecto de si las minorías raciales y los grupos de bajos ingresos enfrentan riesgos desproporcionadamente altos de recibir daños ambientales. También el grupo de trabajo revisó los programas de la US EPA para verificar si existen procedimientos que generen riesgos diferenciados para promover su corrección, y revisó los procesos de consulta ciudadana para asegurar el cumplimiento de la misión de US EPA asociada dichos grupos definidos como prioritarios. Posteriormente, se estableció el “*Environmental Equal Rights Act*” (1993), el cual reconoció los conceptos de equidad y justicia ambiental en la legislación norteamericana.

Los principios que rigen a las agencias de gobierno en Estados Unidos en equidad y justicia ambiental son los siguientes:

- a. Las agencias deben determinar si las políticas que impulsan generan efectos desproporcionadamente altos y adversos sobre la salud o condiciones ambientales que enfrentan los grupos minoritarios, la población de bajos ingresos y las tribus indígenas.

- b. Deben analizarse los efectos de exposición múltiples o acumulativos, y los patrones históricos de exposición cuando la información se encuentre razonablemente disponible.
- c. Es necesario reconocer los efectos culturales, sociales, ocupacionales, históricos o económicos que pueden amplificar los efectos de las políticas propuestas.
- d. Deben desarrollarse estrategias efectivas de participación ciudadana.
- e. Debe asegurarse la representatividad efectiva de la comunidad durante todo el proceso de elaboración de las políticas.

De esta forma, es posible distinguir dos tipos de elementos que contribuyen a la Equidad Ambiental en la legislación norteamericana. El primer elemento se refiere a revisar evidencia que permita determinar la existencia de efectos desproporcionadamente altos sobre los grupos más vulnerables de la sociedad. El segundo elemento se refiere a generar procedimientos que permitan asegurar una participación ciudadana efectiva en los procesos de decisión, de forma tal que los grupos vulnerables sean considerados en el análisis.

Experiencia en Europa

El desarrollo del concepto de equidad ambiental en la Comunidad Europea es de data reciente y se ha concentrado más en los efectos de la inequidad ambiental entre países y entre generaciones, tales como los impactos generados por el desarrollo y por la explotación de recursos comunes globales (Laurent, 2011). Adicionalmente, en la Comunidad Europea se ha promovido desde 1998 el acceso a la información, la participación pública en los procesos de toma de decisión y el acceso a la justicia en temáticas ambientales, lo que se encuentra contenido en la Convención UNECE (Convención de Aarhus). Posteriormente, en el año 2003 se incorporaron estas temáticas en los discursos de las autoridades del Reino Unido y en el año 2004 en Escocia, dando un énfasis similar a las temáticas analizadas en los Estados Unidos.

De esta forma, en la Agencia Ambiental del Reino Unido se distinguen tres elementos de la justicia ambiental que se pueden asociar a la equidad ambiental.

- a. Justicia distributiva, que se refiere a que los bienes y daños ambientales se distribuyan de manera equitativa entre los distintos grupos sociales.
- b. Justicia procedimental, que se refiere al acceso equitativo a los procesos de toma de decisión y a los recursos contenidos en la legislación.
- c. Justicia regulatoria, que se refiere a los principios y resultados de las decisiones de políticas ambientales y cómo éstas afectan a distintos grupos sociales.

¿Cómo incorporar el concepto de Equidad Ambiental en los AGIES?

En base a todo lo anterior, para incorporar el criterio de la Equidad Ambiental en el Análisis General de Impacto Económico y Social de un instrumento de gestión ambiental en calidad del aire, se sugiere realizar lo siguiente:

- a. Identificar los distintos grupos afectados (puede ser población y empresas), identificando fuentes de diferencias en los beneficios y costos ambientales generados por la política.
- b. Realizar un análisis del grado de vulnerabilidad social de los grupos afectados por la política, realizando una comparación con los grupos no afectados directamente por la política analizada.
- c. Describir de manera más detallada el impacto distributivo tanto de costos como de beneficios de la política ambiental analizada en los grupos identificados anteriormente, los que deben definirse adecuadamente.
- d. Mostrar evidencia que la política ambiental no afecta de manera negativa y desproporcionadamente alta a los grupos más vulnerables. Si se observa que la política pudiera generar algún impacto

² <http://www.unece.org>

desproporcionadamente más elevado en algún grupo vulnerable, deben establecerse medidas que permitan mitigar estos impactos.

- e. Desarrollar una versión resumida de los costos y beneficios analizados en el AGIES que permita transmitir de manera efectiva los análisis desarrollados a distintos grupos de la sociedad, promoviendo la transferencia de información, la participación y la consideración de la opinión de todos los grupos sociales en el AGIES.
- f. Desarrollar un taller de trabajo con un grupo representativo de la comunidad local, tales como los comités operativos o los comité operativos ampliados del Ministerio del Medio Ambiente, donde se presenten los costos y beneficios inicialmente considerados y se recoja la opinión de la comunidad para ser considerada en el análisis final y en los procesos masivos de consulta ciudadana.
- g. Proponer una estrategia para promover la participación ciudadana y la comunicación de los resultados de este proceso a las instancias en que se toman decisiones de la política pública.

11.2. Perspectiva de Género.

Considerar la “perspectiva de género” implica realizar los mayores esfuerzos posibles para elaborar indicadores y estadísticas, así como analizar el impacto de políticas públicas sobre distintos grupos de género. El propósito de estos esfuerzos consiste en asegurar que las políticas públicas no beneficien desmedidamente a un género en particular, ni reafirmen asimetrías de poder previamente existentes en la sociedad.

De acuerdo a la ONU (2005), la equidad de género es un objetivo de desarrollo humano que implica la búsqueda de resultados justos para hombres y mujeres en el proceso de implementación de políticas públicas. Debe considerar medidas que compensen las desventajas históricas, sociales y culturales que impiden a las mujeres acceder a igualdad de oportunidades.

El enfoque de políticas públicas con perspectiva de género comienza a aplicarse en Chile en el año 1994 cuando el Servicio Nacional de la Mujer (SERNAM) desarrolla el primer Plan de Igualdad de Oportunidades para las Mujeres. Es esta institución la que en 1991 se crea con el objetivo de promover la igualdad de oportunidades entre hombres y mujeres. El Plan antes mencionado cuenta con ocho estrategias, entre las que se encuentran el III) “Favorecer la participación equitativa de mujeres y hombres en los procesos educativos y de producción y transmisión del conocimiento”, el VI) Mejorar la situación de salud de las mujeres, y el VII) Incentivar la participación social y políticas de las mujeres y su acceso a las instancias de toma de decisiones. Estas estrategias dan cuenta de la importancia de la mujer en el desarrollo de las políticas públicas en Chile a partir de ese año. Posteriormente, en Enero de 2000 se elabora un nuevo Plan de igualdad de Oportunidades entre Mujeres y Hombres 2000-2010, que da continuidad al plan anteriormente mencionado.

Desde entonces, se ha promovido la participación femenina en el desarrollo de políticas públicas, teniendo en consideración que *“la inclusión de esta perspectiva en las políticas públicas ayuda a comprender mucho más las dinámicas sociales y político culturales en las cuáles se quiere intervenir, y por tanto a actuar sobre ellas de manera más acertada”* (Guzmán, 2002). Adicionalmente, se considera que la incorporación de la perspectiva de género en las políticas públicas: (a) Mejora la comprensión de los procesos sociales, económicos y culturales, (b) Aumenta la eficiencia y la transparencia, (c) Redistribuye mejor los recursos y las oportunidades, (d) Promueve la participación ciudadana, y (e) Ayuda al fortalecimiento de la democracia. (Fernández, 2002).

Se reconoce que la incorporación de la perspectiva de género es un proceso que evalúa las distintas necesidades de hombres y mujeres, así como también los distintos impactos que las políticas generan en hombres y mujeres. Esto implica que las políticas deben formularse considerando las diferencias, naturaleza de relaciones entre hombres y mujeres, diferentes realidades familiares y sociales, expectativas de vida y circunstancias económicas y laborales (Fernandez, 2012).

¿Cómo incorporar el concepto de Perspectiva de Género en los AGIES?

En base a todo lo anterior, para incorporar el criterio de la Perspectiva de Género en el Análisis General de Impacto Económico y Social se sugiere realizar lo siguiente:

- a. Desarrollar un seminario - taller con participación exclusivamente femenina, donde se consulte el impacto y la percepción del problema y la política ambiental analizado por la política propuesta.
- b. Describir cómo las relaciones sociales de género se verán afectadas por la implementación de la política analizada.
- c. Describir cualitativamente, y si es posible cuantitativamente, los impactos diferenciados de la política en hombres y mujeres.
- d. Definir una estrategia para promover la participación ciudadana femenina en el proceso de consulta pública de la política ambiental analizada y en el proceso de toma de decisión final.

11.3. Sensibilidad Cultural

El criterio de "sensibilidad cultural" implica tener particular cuidado en evaluar el impacto de la política pública sobre los pueblos indígenas. Chile cuenta con una rica diversidad cultural y los pueblos indígenas del país tienen una relación cultural especial con el ambiente. En consecuencia, las políticas públicas medioambientales deben propender no sólo a proteger el ambiente y gestionar eficientemente los recursos naturales, sino además a reconocer que distintos territorios, ambientes naturales y/o recursos tienen una valoración cultural especial para grupos étnicos específicos.

El 02 de octubre de 2008 se promulga en Chile el Decreto 236 que ratifica el Convenio N° 169 sobre Pueblos Indígenas y Tribales en Países Independientes de la Organización Internacional del Trabajo. Este convenio entró en vigencia en Chile el 15 de septiembre de 2009 y desde entonces el Gobierno de Chile ha trabajado por incorporar la normativa y cláusulas del tratado en sus políticas públicas. Entre las obligaciones que impone el mencionado convenio se encuentra la necesidad de respetar en plenitud los derechos sociales, económicos y culturales de los pueblos originarios, así como también la identidad social, costumbres, tradiciones e instituciones de estos pueblos.

Por otra parte, la Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, en su artículo cuarto establece que "Los órganos del Estado, en el ejercicio de sus competencias ambientales y en la aplicación de los instrumentos de gestión ambiental, deberán propender por la adecuada conservación, desarrollo y fortalecimiento de la identidad, idiomas, instituciones y tradiciones sociales y culturales de los pueblos, comunidades y personas indígenas, de conformidad a lo señalado en la ley y en los convenios internacionales ratificados por Chile y que se encuentren vigentes."

Todo lo anterior, impone como un requisito fundamental de la evaluación del impacto económico y social de las políticas públicas medioambientales el considerar tanto el impacto sobre el desarrollo y fortalecimiento de la identidad y tradiciones culturales de los pueblos indígenas, así como también el asegurar la consulta y participación de estas comunidades durante el proceso de evaluación.

Actualmente, no existen mediciones específicas del nivel de exposición o incidencia de estos grupos sociales que permitan realizar una medición diferenciada de los efectos de la contaminación ambiental sobre estas comunidades. Adicionalmente, la mayor parte de los problemas de contaminación atmosférica se generan en zonas urbanas donde la presencia de pueblos indígenas en Chile es minoritaria. No obstante lo anterior, resulta relevante conocer el impacto de las políticas públicas medioambientales sobre estos grupos de especial interés para el país.

En Chile, en el Censo de 2002 se reconoce la existencia de los siguientes pueblos originarios o indígenas: Alacalufe (kawaskar), Atacameño, Aymara, Colla, Mapuche, Quechua, Rapanui y Yámana (yagán). En esta medición, 692.192 personas (4,6% de la población) reconocen pertenecer a uno de estos ocho pueblos, entre éstos un 87,3% corresponde al pueblo Mapuche, un 7,0% al pueblo Aymara, un 3,0% al pueblo Atacameño, y los otros pueblos tienen menos de un 1% de participación entre la población indígena del país. Al analizar la distribución regional de los pueblos originarios, se observa que un 29,5% de ésta se ubica en la Región de la Araucanía, un 27,7% en la Región Metropolitana, un 14,7% en la Región de Los Lagos, un 7,8% en la Región del Bío Bío y un 7,1% en la Región de Tarapacá. Las otras regiones tienen menos de un 4% de la población indígena de Chile.

Al analizar qué porcentaje de la población regional pertenece a algún pueblo indígena, se aprecia que en las regiones de Tarapacá, Araucanía, Los Lagos y Aysén, la población indígena supera el 10% de la población regional,

destacando el caso de la Araucanía, donde la población indígena representa un 23,5% de la población regional. En los otros tres casos la población indígena bordea el 10% de la población regional.

Por otra parte, si observamos la distribución Urbano/Rural de la población indígena observamos que a nivel nacional el 65% de la población indígena se encuentra en zonas urbanas, mayoría que se mantiene en casi todas las regiones, con la excepción de las región de la Araucanía, donde el 79% de la población indígena se encuentra en zonas rurales, y en la Región de Los Lagos, donde ocurre lo mismo con un 53% de la población de este grupo.

La población indígena también es caracterizada en la Encuesta Nacional de Caracterización Socioeconómica (CASEN), la cual se encuentra disponible actualmente para los años 2006, 2009, 2011 y 2013. Esta encuesta considera entre los pueblos originarios a los siguientes: Aimara, Rapa Nui, Quechua, Mapuche, Atacameño, Colla, Kawesqar, Yagán y Diaguita. Para el año 2013, la encuesta CASEN estima la población indígena en 1.565.915 personas, de las cuales un 84,4% corresponde al pueblo Mapuche, un 7,7% al pueblo Aimara y un 3,2% al pueblo Diaguita, teniendo los otros pueblos menos de un 2% de representatividad a nivel nacional. Es importante señalar que el marco muestral de CASEN no considera áreas de difícil acceso, entre las que se incluyen comunas del sur de Chile y de la zona insular, lo que afecta a la representatividad de algunos pueblos, como el Rapa Nui. Adicionalmente, esta encuesta sólo tiene representatividad a nivel regional y no a nivel comunal, donde usualmente se realizan los AGIES.

Por otra parte, la encuesta CASEN considera que en el año 2013, a nivel nacional un 18,5% de la población rural y un 7,7% de la población urbana pertenecen a pueblos originarios. Adicionalmente, esta encuesta estima que un 74% de la población indígena se encuentra en zonas urbanas y un 26% en zonas rurales. A nivel regional, la Encuesta CASEN estima que en un 30% de la población indígena se ubica en la Región Metropolitana, un 20% en la Región de la Araucanía, un 13% en la Región de los Lagos y un 6,8% en la Región del Bío Bío, teniendo las otras regiones cifras inferiores al 5% cada una.

¿Cómo incorporar el concepto de Sensibilidad Cultural en los AGIES?

Considerando lo anterior, y dado que los instrumentos de gestión ambiental asociados a la contaminación del aire afectan mayoritariamente a zonas urbanas con alta

concentración poblacional e industrial, donde la población indígena es minoritaria, se sugiere que los AGIES adopten las siguientes medidas para tomar en consideración el impacto de estas normas sobre los pueblos originarios:

- a) Describir y caracterizar la población indígena en la zona bajo análisis, utilizando para esto datos del último censo nacional disponible a nivel comunal y de la Encuesta CASEN a nivel regional.
- b) Describir si existe alguna forma particular en la que la regulación afectaría a la cultura, valores o tradiciones de los pueblos originarios en la zona bajo análisis.
- c) Si se identifica una población indígena que se verá afectada por la regulación, se recomienda realizar un taller de trabajo con representantes la comunidad indígenas para consultar sobre los posibles impactos que la regulación podría tener sobre su cultura, tradiciones o valores. Los resultados de este taller deben incorporarse en los AGIES.
- d) Si existen efectos relevantes, desarrollar un plan de mitigación de estos efectos, los que deben incorporarse entre los costos de las medidas a evaluar.

11.4. Cambio climático

El calentamiento global constituye el mayor desafío ambiental y económico en la historia del mundo. El criterio de Cambio Climático se basa en el compromiso de que todas las acciones del Ministerio del Medio Ambiente contemplen una evaluación respecto a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al cambio climático y sean así consistentes con los desafíos que éste impone a nivel global.

El cambio climático se define por la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático como “un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables”.

Chile se encuentra entre los países vulnerables al cambio climático. Aun cuando sus emisiones de gases de efecto invernadero corresponden sólo a un 0.2% de las emisiones mundiales, estas son crecientes a tasas importantes.

A pesar de lo anterior, el Gobierno de Chile se ha comprometido a reducir sus emisiones en un 20% al año 2020, en comparación con los niveles emitidos en el año 2007. Cumplir con este objetivo, requiere de un monitoreo constante de los niveles de emisión y la implementación de medidas que permitan reducir su uso. Entre los denominados Gases de Efecto Invernadero (GEI) que Chile se ha comprometido a reducir, se encuentran el Dióxido de Carbono, Metano, Óxidos de Nitrógeno, Ozono, CFCs y HFCs. Cabe destacar que los principales contaminantes climáticos de corta vida son black-carbon, metano, ozono troposférico e hidrofluorocarbonos (HFCs). Además de su impacto como contaminantes climáticos, varios de ellos son también peligrosos contaminantes atmosféricos con impactos en la salud humana, agricultura y ecosistemas.

De acuerdo al Informe del Estado del Medio Ambiente 2011 en Chile se emitieron en 2006 un total de 60 millones de toneladas de CO₂ equivalente, de las cuales un 65% correspondió a CO₂, un 21% a CH₄ (Metano) y un 14% a N₂O (Óxido de nitrógeno), mientras los otros gases tienen participaciones poco significativas. Entre estos GEI, el que presenta la mayor importancia y una clara tendencia al alza en los últimos años es el CO₂, que pasó de un nivel negativo en términos netos en 1988 a más de 35 toneladas en el año 2006. De estos gases, un 40% proviene de la industria energética, un 21% proviene de la industria manufactura y construcción, un 30% del sector transporte y un 8% de la combustión del sector residencial, comercial y público.

Si bien es cierto que las normas de emisión y concentración y los planes de contaminación asociados a calidad del aire actúan sobre contaminantes locales (material particulado, azufre y ozono) y no tienen como objetivo fundamental el reducir niveles de GEI, ellas sí podrían tener un impacto sobre éstos. Se sugiere que dentro de los AGIES se incorpore el valor del cambio en los GEI utilizando para esto el valor social del carbono y el impacto que el instrumento de gestión ambiental de la contaminación del aire tendría sobre los distintos GEI, en particular sobre CO₂. Así, se podría cuantificar el aporte que las normas y planes tendrían sobre las metas de reducción de GEI establecidas por el Gobierno de Chile.

Los planes de descontaminación atmosférica tienen impactos no cuantificados en la reducción de estos contaminantes climáticos. El Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (UNEP por sus siglas en inglés), ha identificado una serie de medidas con efectos en el corto plazo para la protección del clima y con beneficios en calidad del aire, varias de las cuales coinciden con las establecidas en los planes de descontaminación de la zona sur del país:

- La medida N°1 es el reemplazo de cocinas a biomasa por cocinas con otros combustibles modernos.
- La medida N°2 corresponde al reemplazo de cocinas y calefactores tradicionales por otros de "combustión limpia" a biomasa.
- La medida N°3 sugiere el reemplazo de estufas a leña por estufas a pellet.
- La medida N°8 por corresponde a eliminar vehículos diésel de alta emisión.
- La medida N°9 prohíbe las quemas abiertas de desechos agrícolas.

¿Cómo incorporar el concepto de Cambio Climático en los AGIES?

Debido a todo lo anterior se sugiere incorporar en este capítulo de los AGIES la siguiente información:

- a) Describir la forma en que los contaminantes regulados generan un impacto sobre los gases de efecto invernadero.
- b) Describir cómo las medidas propuestas podrían influir sobre la emisión o formación de GEI.
- c) Calcular el impacto que la norma tendría sobre GEI, medido en toneladas de CO₂-eq.
- d) Estimar el beneficio económico de la reducción en GEI utilizando el precio social del CO₂ y las toneladas de CO₂ equivalentes reducidas, calculadas en el punto anterior.







12. Análisis económico

El análisis económico tiene como objetivo presentar y discutir los resultados para transmitir los efectos relevantes que se esperan obtener de las medidas de reducción de emisiones bajo análisis.

12.1 Selección de una Tasa de Descuento Adecuada

El proceso de descontar los flujos monetizados apunta a expresar en valores comparables los costos y beneficios que ocurren en distintos periodos de tiempo. La tasa a la cual se descuentan estos flujos se denomina tasa de descuento y por tanto se refiere al valor en el tiempo de los costos y beneficios desde la perspectiva de la sociedad. A la suma de los costos y beneficios expresados en moneda equivalente se le denomina Valor Actual Neto (VAN).

El valor utilizado para la tasa de descuento puede tener un efecto significativo sobre el VAN y por tanto en la conveniencia económica de la norma o política evaluada. Debido a que generalmente las medidas de reducción de emisiones involucran fuertes inversiones iniciales (costos) y beneficios en periodos posteriores a la inversión, la principal consecuencia de una mayor tasa de descuento es que reduce la magnitud de los beneficios futuros (Ashford & Caldart 2008). En el contexto del ACB y el apoyo a decisiones sobre políticas públicas, la tasa de descuento puede catalogar a una medida que produzca beneficios a muy largo plazo como poco atractiva desde el punto de vista económico.

La Tabla 12-1 ilustra como el valor presente de un peso disminuye a medida que aumenta la tasa de descuento y a medida que los flujos ocurren en periodos más tardíos. Por ejemplo, el valor actual de un peso percibido en 20 años más, descontado a una tasa del 10%, sería de 0,15.

Tabla 12-1: Valores tasa de descuento

Año t	2%	4%	6%	8%	10%
10	0,82	0,68	0,56	0,46	0,39
20	0,67	0,46	0,31	0,21	0,15
30	0,55	0,31	0,17	0,12	0,06
40	0,45	0,21	0,10	0,05	0,02
50	0,37	0,14	0,05	0,02	0,01
100	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00

Fuente: Asford & Caldart (2008)



Existen dos razones fundamentales que justifican el uso de tasas de descuento positivas, considerando que las tasas de descuento positivas llevan a que un peso percibido en el presente valga más que uno percibido en el futuro. La primera razón es el costo de oportunidad debido a la rentabilidad del capital. Un peso hoy puede ser invertido para ganar intereses a medida que transcurre el tiempo, la ganancia producida a través de los intereses refleja la productividad de capital. Por lo tanto un peso en el futuro vale menos que uno en el presente, debido a que el peso del futuro no tiene la posibilidad de acumular intereses. La segunda razón está relacionada con las preferencias de las personas, quienes por lo general prefieren recibir beneficios en el presente en vez de postergarlos para el futuro. Esta preferencia temporal generalmente es caracterizada por la impaciencia, sin embargo, también refleja la incertidumbre asociada a la posibilidad de que un individuo no pueda disfrutar de un peso en el futuro, ya sea por defunción u otro motivo.

Existen varios métodos que se han utilizado para determinar la tasa de interés en proyectos sociales, Zhuang et al. (2007), presentan una revisión detallada de los distintos métodos existentes en la literatura. La elección depende de la forma en que se consideren las preferencias intertemporales y el costo de oportunidad del capital. Usualmente se utiliza algún método que genere un promedio entre estas distintas alternativas para construir una tasa social de descuento (Spiro, 2010).

Por otra parte, la discusión sobre beneficios de muy largo plazo (50 a 100 años) en el contexto del informe Stern Review on the Economics of Climate Change (2007), ha sugerido utilizar para proyectos ambientales tasas de descuento mucho más bajas que las normalmente utilizadas. En este reporte, los beneficios del cambio climático se descuentan a una tasa de 1,4%. Otros autores, en este mismo contexto, utilizan tasas de alrededor de 4% (Nordhaus 2007, Mendhelson 2008). No obstante, el horizonte de evaluación de políticas ambientales suele ser a plazos menores.

Al analizar las prácticas internacionales en la determinación de tasas de descuento se pueden apreciar distintos criterios basados en diferencias culturales y también en características específicas del mercado de capitales al interior de cada país. Algunos autores han expresado que la elección de una tasa de interés es una decisión fundamentalmente ética, ya que implica una comparación entre las generaciones presentes y futuras. Claramente, no existe un consenso internacional sobre qué tasa debería utilizarse (Goulder and Williams, 2012).

En Canadá, las directrices interinas de la "Treasury Board of Canada Secretariat" (2007)¹, recomendaban una tasa de descuento del 8%, con un análisis de sensibilidad considerando una tasa de descuento de 3% y 10%. Esta tasa de descuento se definió de acuerdo al método de costo de

¹ Secretaría de Gobierno encargada de asesorar sobre políticas, directivas y propuestas de programas de gastos con respecto a la gestión de los recursos del gobierno. La Secretaría también es la encargada de la contraloría del gobierno.

oportunidad social del capital ponderado “weighted social opportunity cost of capital (WSOC)”. Sin embargo, entre los años 2008 y 2013, en Canadá se impulsó un proceso de actualización y discusión de las temáticas asociadas a la regulación ambiental para adaptarse a un nuevo enfoque centrado en la maximización de los beneficios netos para la sociedad en su conjunto. Adicionalmente, se desarrolló una iniciativa de investigación denominada “Policy Research Initiative” con el objetivo de generar antecedentes para el desarrollo de políticas públicas y de promover la investigación, generándose un puente entre el gobierno y la comunidad investigadora (dentro y fuera del gobierno). A partir de esta iniciativa, la comunidad investigadora sugirió que la tasa social de descuento que debía usarse en Canadá podía variar entre un 2 y un 5% para los proyectos intrageneracionales, es decir aquellos proyectos que afectan a las generaciones presentes y entre un 1,5% y un 3,5% para los proyectos con impacto intergeneracional, es decir, con impacto a las futuras generaciones (Boardman, Moore and Vining, 2008).

En Estados Unidos, existen diversas agencias que proponen y utilizan distintas tasas de descuento. La OMB (Office of Management and Budget) propone el uso de una tasa de 10% reflejando el costo de capital privado. Por otra parte, los análisis de impacto regulatorios deben evaluarse con una tasa de 7%, reflejando el costo de oportunidad de capital, y también con el 3%, reflejando las tasas de preferencia intertemporal de los consumidores. Adicionalmente, el grupo de trabajo inter-agencias para el análisis del Costo Social del Carbono ha propuesto, basándose en diferentes modelos, el uso de tasas de 2,5%, 3% y 5%.

Al analizar las tasas de descuento utilizadas en la Comunidad Europea, se observa que el análisis se basa en el modelo de Tasa de Preferencia Social de Descuento de Ramsey, que toma en consideración la tasa de crecimiento del gasto público, la elasticidad del bienestar social con respecto al gasto público y la tasa de preferencias puras, con esto, se proponen tasas para distintos países que varían entre 2,8% y 8,1%.

En Chile, la Tasa Social de Descuento es uno de los precios sociales que elabora y sugiere el Ministerio de Desarrollo Social. En su último informe, y basándose en un análisis de la tasa de ahorro interno, el costo marginal de endeudamiento externo y la rentabilidad de la inversión privada, sugiere utilizar una tasa de descuento del 7% (MDS, 2014). Adicionalmente, un estudio reciente sugiere utilizar tasas decrecientes en el tiempo para proyectos que tengan más de 30 años, avanzando desde una tasa del 7% en los primeros 30 años, 4,2% en los siguientes 45 años, 3,3% en los siguientes 25 y usar un 2,0% para los flujos que superan los 100 años (Capablanca, 2013).

En base a la evidencia internacional, se sugiere utilizar la tasa social de descuento establecida por el Ministerio de Desarrollo Social (fijada en un 6% para el año 2015) y adicionalmente mostrar un escenario alternativo utilizando una tasa de 3,5%. Dadas las sugerencias de la literatura que en el caso de proyectos que impliquen riesgos irreversibles, es preferible cometer errores subestimando la tasa de descuento que sobre estimándola.

12.2 Agregación de Beneficio y Costo Social

La agregación de beneficio social neto consiste en sumar aquellos beneficios y costos percibidos en salud y agricultura, entre otros, debido a mejoras en la calidad del aire. Para poder comparar los beneficios y costos de las distintas medidas de mitigación presentes en el análisis se deben agregar los beneficios sociales netos que cada una de ellas logra en salud y en otras componentes. De esta manera el beneficio social neto de una medida de mitigación sería:

Ecuación 12-1: Agregación beneficio social

$$BSN_j = \sum BSNE_{ij}$$

Donde,

BSN_j : Beneficio social neto agregado (incluyendo todos los beneficios y costos analizados) dada una mejora de calidad atribuible a una medida de mitigación j .

$BSNE_{ij}$: Beneficio social neto en el tipo de efecto i dada una mejora de calidad del aire atribuible a una medida de mitigación j .

Finalmente se deben calcular los beneficios de cada medida, reforma o programa que forman parte del análisis para luego proceder al análisis de impacto económico y social.

Análisis de Impactos Económicos

Una vez que los análisis técnicos estén listos y los costos y beneficios asociados a cada uno de los escenarios a causa de las medidas de mitigación estén calculados, el paso siguiente consiste en analizar los resultados económicos (costos y beneficios) de las medidas de reducción de emisiones. Para facilitar a los tomadores de decisión la comprensión del análisis se recomienda presentar los resultados bajo distintos criterios y métricas, de esta manera se pueden priorizar las medidas más convenientes desde distintos puntos de vista.

A continuación se recomiendan indicadores económicos y métricas que pueden proveer a los usuarios del AGIES mayor comprensión acerca del impacto de las medidas.

Indicadores Económicos y Métricas

Los indicadores económicos se basan en los resultados obtenidos en los pasos previos de análisis y su utilidad está en presentar la información desde distintas perspectivas, clasificando las distintas normas o medidas de mitigación. Distintos indicadores pueden entregar información relevante para distintos análisis que permiten comprender los impactos económicos de las medidas ambientales, por lo que deben ser presentados con una descripción detallada de la forma en que ellos deben interpretarse y aplicarse.

En los siguientes párrafos se utilizarán las siguientes definiciones:

- Costo [USD]: Costo total de implementar medidas
- Beneficio [USD]: Beneficio social a causa de reducciones
- Beneficio Anual [USD]: Beneficio social anualizado
- Reducción [ton] ó [ug/m³]: Reducción en emisiones o concentración
- t: periodo en que se produce el flujo de beneficios

12.3.1.1 Costo-efectividad

El indicador de Costo Efectividad corresponde al costo de lograr una reducción unitaria de emisiones o de concentraciones de un contaminante: \$/ton reducida o \$/ug/m₃ reducido. Este es un indicador parcial, que considera sólo el costo y no el beneficio total resultante de las reducciones, por lo que su aplicación es limitada. Incluso, cuando una medida reduce muchos contaminantes a la vez, no existe un método infalible para la asignación de los costos a cada una de las reducciones. A pesar de la limitación de no contener información sobre los beneficios, este indicador es muy útil cuando no es posible cuantificar o valorizar los beneficios de la política y se desea evaluar entre alternativas que poseen el mismo nivel de beneficios ambientales, por lo que la diferencia entre las opciones puede resumirse en el nivel de costos por unidad reducida.

Ecuación 12-2: Costo-efectividad concentraciones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reduccion} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ug} / \text{m}^3} \right]$$

ó

Ecuación 12-3: Costo-efectividad emisiones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reduccion} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ton}} \right]$$

12.3.1.2 Razón Beneficio/Costo

El indicador Beneficio sobre Costo (B/C) indica la relación existente entre beneficios y costos. Si este arroja un valor superior a 1, se trata de un proyecto de rentabilidad social positiva y mientras mayor sea la razón, la medida es más rentable socialmente. Este indicador sólo puede utilizarse cuando es posible estimar los beneficios y costos de manera adecuada.

Ecuación 12-4: Razón beneficio-costo

$$B / C = \frac{\text{Beneficio}}{\text{Costo}}$$

12.3.1.3 Beneficio Social Neto

El beneficio social neto (BSN) de un proyecto de mitigación considera todos los flujos futuros monetarios generados por la realización del proyecto. Los flujos negativos serán producto de todos los costos sociales asociados, por su parte, los positivos serán a causa del beneficio social en salud, agricultura y otros, generados debido la mejora en la calidad del aire. Los flujos deberán descontarse según la tasa correspondiente a cada uno de ellos. Tras realizar el cómputo, un saldo positivo representa una rentabilidad social positiva. El VAN (en nuestro caso llamado BSN) es reconocido como el mejor indicador desde un punto de vista teórico; Layard y Glaister (1994), proveen una serie de argumentos microeconómicos para preferir el VAN por sobre la tasa interna de retorno (TIR) y la tasa de retorno del primer año.

Ecuación 12-5: Beneficio social neto

$$BSN = \sum \frac{\text{Beneficio Neto Anual}}{(1+r)^t}$$

Donde,

BSN: Beneficio Social Neto [USD]

r: Tasa de descuento seleccionada para el desarrollo del AGIES a la cual se descuentan los flujos

12.3.2 Análisis de Sensibilidad

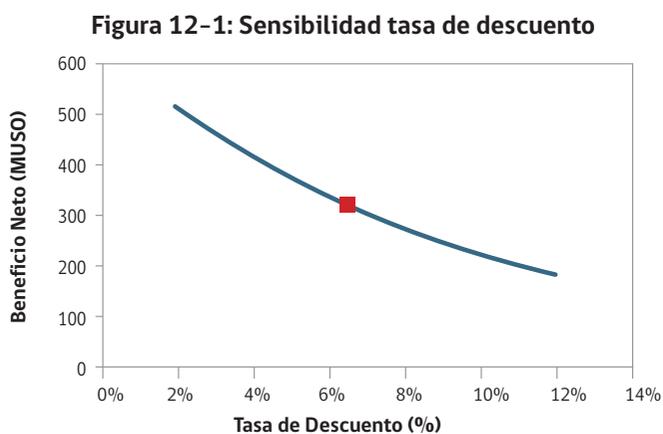
Es crucial realizar un análisis de sensibilidad sobre los resultados obtenidos para identificar los impactos de valores inciertos en los resultados. La incertidumbre de las variables debe tratarse de acuerdo a sus características. Para aquellas variables empíricas se sugiere realizar un análisis de incertidumbre, sin embargo, para los parámetros

de valor, parámetros de dominio y variables de decisión el camino a seguir es realizar un análisis de sensibilidad a través de escenarios.

El análisis de sensibilidad consiste en estimar el efecto de cambios en las variables en los resultados. Si bien, un modelo de estimación de costos y beneficios puede estar compuesto por muchos parámetros, por lo general sólo se realiza análisis de sensibilidad sobre parámetros relevantes. Una manera de identificar cuáles son los parámetros a considerar es realizar una revisión bibliográfica de estudios similares y analizar las experiencias previas. Además se deberá usar criterio experto durante el cálculo de los resultados para identificar aquellos parámetros relevantes. No obstante, se sugiere, al menos, realizar análisis de sensibilidad a la tasa de descuento, al valor de la vida estadística y a los coeficientes de riesgo relativo para efectos en la salud. En el contexto del AGIES, la tasa de descuento juega un rol importante debido a la composición de los flujos de costos y beneficios. Por lo general, los costos se incurren al inicio del horizonte de tiempo, a diferencia de los beneficios que ocurren cerca del final, por lo que los beneficios sufren mayores descuentos que los costos. Al ser la tasa de descuento un reflejo de las prioridades y preferencias de la sociedad existe incertidumbre en relación al valor que debería tomar.

El análisis de sensibilidad aborda un rango de posibilidades para el valor de las variables relevantes y revela el comportamiento de los resultados para ese rango. La identificación de valores críticos que modifiquen significativamente los resultados es un insumo útil para los tomadores de decisión.

A manera de ejemplo, en el estudio realizado sobre la norma de emisión para termoeléctricas (DICTUC & Ambiente Gestión 2010), se realizó un análisis de sensibilidad sobre variables relevantes identificadas, incluida la tasa de descuento. Se consideró la tasa sugerida por MIDEPLAN como valor central (6%) y se evaluó el rango comprendido entre 2% y 12%. Los resultados se exhiben en la Figura 12-1.



Fuente: DICTUC & Ambiente y Gestión (2010)

Como se aprecia, los beneficios son sensibles al valor de la tasa de descuento, por un cambio de un punto porcentual en el valor de la tasa, los beneficios varían aproximadamente un 8%.

Si bien el valor de la vida estadística es una variable empírica, los distintos resultados obtenidos por los estudios de valorización, recomiendan realizar un análisis de sensibilidad considerando distintas fuentes de información. Un procedimiento común es realizar las estimaciones de beneficios con los resultados de valorización obtenidos en EE.UU., como también con los obtenidos en Santiago por Cifuentes (2000) para identificar el comportamiento de los beneficios en ambos casos. Recientemente, GreenLabUC (2014)² realizó una serie de estimaciones del VVE asociada a reducción de riesgos de muerte vinculados a contaminación atmosférica y accidentes de tránsito en la ciudad de Santiago. Sin embargo, estos valores aún no se encuentran validados para ser utilizados en los AGIES.

12.3.3 Análisis de Incertidumbre

El marco metodológico de un AGIES, junto con las características de las variables que componen la evaluación, generan resultados inciertos. El trato y representación de la incertidumbre son claves para sustentar de forma clara las decisiones que deben tomarse con la ayuda del AGIES.

A diferencia del análisis de sensibilidad, que estima el efecto de cambios en las variables sobre los resultados, el análisis de incertidumbre trata sobre la incertidumbre inducida por las variables inciertas en los resultados. Dentro del análisis de incertidumbre se pueden identificar dos enfoques, uno de ellos trata sobre la propagación de la incertidumbre a través del modelo utilizado para estimar costos y beneficios. El análisis sobre la propagación tiene como objetivo identificar la distribución probabilística del resultado, inducida por los valores utilizados para llegar a él. El segundo enfoque trata sobre realizar una comparación entre las contribuciones, por parte de las variables inciertas que componen las estimaciones, en la incertidumbre del resultado. Este segundo enfoque identifica aquellas variables cuya información adicional brindarían una mayor reducción en la incertidumbre de los resultados. Por lo general el enfoque más utilizado consiste en la propagación de la incertidumbre, el cual entrega información relevante para la toma de decisiones.

Uno de los métodos más utilizados para exponer los resultados de una propagación de incertidumbre consiste

² Estudio encargado por la Subsecretaría del Medio Ambiente, actualmente en proceso de validación de resultados.

en presentar intervalos de confianza en los resultados es. De esta forma, se presenta la incertidumbre resultante en los costos y beneficios a causa de la composición del modelo y sus estimaciones. La simulación de Monte Carlo es una herramienta ampliamente utilizada y recomendada para la construcción de resultados considerando intervalos de confianza. Por ejemplo, en

DICTUC & Ambiente y Gestión (2010), se realizó una propagación de incertidumbre con lo que se identificó la distribución de probabilidades de los resultados. De esta forma, en la Tabla 12-2 se presentan los resultados obtenidos según un valor nominal (percentil 50) y un rango determinado por un intervalo de confianza del 95% (representado entre paréntesis).

Tabla 12-2: Resultados considerando IC

Escenario Norma	Beneficio (MUSD)	Costo (MUSD)	Beneficio Neto (MUSD)	Razón B/C
SEIA	570 (380 - 780)	470 (370 - 570)	94 (-150 - 370)	1,2 (1 - 1,4)
UE	620 (420 - 860)	990 (780 - 1200)	-360 (-730 - 33)	0,6 (0,5 - 0,7)
BM	460 (320 - 640)	180 (140 - 220)	280 (110 - 480)	2,5 (2,2 - 2,9)
Anteproyecto	690 (470 - 960)	1400 (1100 - 1600)	-660 (-1100 - -170)	0,5 (0,4 - 0,6)
Propuesta	500 (340 - 690)	130 (100 - 150)	370 (200 - 570)	3,9 (3,4 - 4,5)

Fuente: DICTUC & Ambiente y Gestión (2010)

12.4 Casos

Caso 1: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Un ejemplo interesante es el estudio realizado por DICTUC (2008), sobre el análisis y la evaluación del Impacto

Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. En este trabajo los indicadores económicos utilizados fueron: costos, beneficios, flujo neto y razón beneficio-costos.

En la Tabla 12-3 se muestra un ejemplo de los valores presentados para el escenario alto según tipo de fuente.

Tabla 12-3: Resumen indicadores AGIES PPDA

Fuente	Costos (MUSD)	Beneficios (MUSD)	Ben Neto (MUSD)	Razón B/C
Móviles	360	2.400	2.000	6,7
Fijas	350	3.600	3.200	10,3
Otras	310	6.800	6.500	22
Total	1.000	13.000	12.000	13,0

Fuente: DICTUC (2008)

Las medidas de mayor razón costo-beneficio en este caso correspondieron a aquellas enfocadas en otras fuentes y, ya que para este análisis los costos son similares para todas las fuentes, el mayor beneficio neto también lo representan estas medidas. Resulta interesante mostrar los resultados

económicos de esta forma para así apreciar el impacto económico y social de las medidas evaluadas. Además de los indicadores económicos, se calculó la distribución de beneficios según tipo. En la Tabla 12-4 se muestran los resultados.

Tabla 12-4: Distribución beneficios

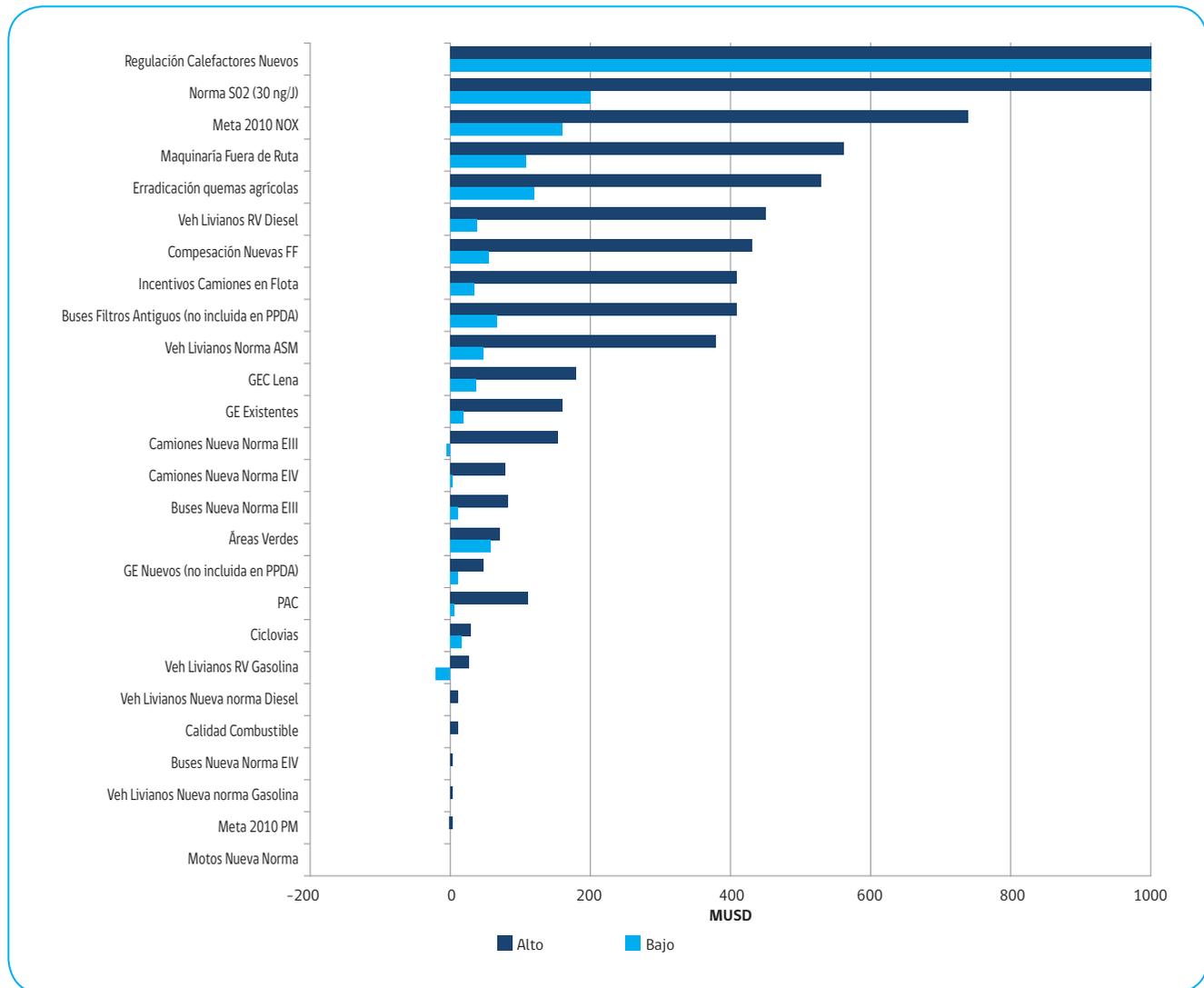
VP Beneficios (MUSD)					
Fuente	Costos (MUSD)	Visibilidad	Ben Neto (MUSD)	Razón B/C	Razón B/C
Móviles	2.300	6	21	35	2.400
Fijas	3.500	9	32	0	3.600
Otras	6.500	16	59	250	6.800
Total	12.000	30	110	290	13.000
Participación	96,4%	0,2%	1%	2,4%	100%

Fuente: DICTUC (2008)

Consecuente con el resto de los AGIES realizados en Chile, la mayoría de los beneficios provienen de mejoras en la salud de la población. La disminución de riesgo de muerte es el efecto más valorado y el principal responsable de la gran proporción de beneficios resultantes en salud.

Se recomienda distribuir los beneficios según las medidas de reducción con el objetivo de identificar aquellas que proveen mayores beneficios para la población. En la Figura 12-2 se puede apreciar la distribución realizada en el estudio.

Figura 12-2: Beneficios según medida PPDA RM - Escenarios Bajo y Alto



Fuente: DICTUC (2008)

El análisis distributivo realizado por el estudio consideró los costos y beneficios según agente económico y tipo de fuente. En las Tabla 12-5 y Tabla 12-6 se pueden apreciar los resultados obtenidos. Para obtener estas distribuciones fue necesario identificar qué agentes serían los que incurrirían en los costos asociados a las medidas y por otro lado qué agentes percibirían los beneficios (como ahorro de costos).

La presentación de este tipo de resultados entrega información relevante acerca de quiénes son los “ganadores y perdedores” al aplicar las medidas de reducción. Información fundamental para quienes deban tomar decisiones considerando los resultados presentados en el AGIES.

Tabla 12-5: Distribución costos PPDA

Fuentes	Privados	Estado	Población	Total
Móviles	215	34	113	362
Fijas	323	23	0	347
Otras	116	151	43	309
Total	654	208	156	1.017
Participación	64%	20%	15%	100%

Fuente: DICTUC (2009)

Tabla 12-6: Distribución beneficios PPDA

Fuentes	Privados	Estado	Población	Total
Móviles	93	281	2.022	2.397
Fijas	140	421	2.972	3.533
Otras	264	801	5.745	6.810
Total	498	1.504	10.738	12.739
Participación	4%	12%	84%	100%

Fuente: DICTUC (2009)







13. Bibliografía

Adams, R. M., S. A. Hamilton, et al. (1985). "Assessment of the economic effects of ozone on US agriculture." *Journal Name: J. Air Pollut. Control Assoc.; (United States); Journal Volume: 35: Medium: X; Size: Pages: 938-943.*

AIRNET (2005). *Air pollution & the risks to human health-Exposure assessment.*

Alberini, A; M. Cropper; A. Krupnick; N. Simon. (2006) "Willingness to pay for mortality risk reductions: Does latency matter?," *Journal of Risk & Uncertainty, Springer, vol. 32(3): 231-245.*

Andrews, D. (2010). *An introduction to atmospheric physics, Cambridge Univ Pr.*

Arrow, K.J, G. Eads, R. Hahn, L. Lave, et al. (1996). "Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, & Safety Regulation?"

Arrow, K; M. Cooper, et al (1996). "Is there a role for Benefit-Cost Analysis in environmental, health, & safety regulation?"

Ashford, N. & C. Caldart (2008). *Environmental law, policy, & economics: reclaiming the environmental agenda, The MIT Press.*

Avnery, S; D. Mauzerall, J. Liu, L. Horowitz (2011). "Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 2. Year 2030 potential crop production losses and economic damage under two scenarios of O3 pollution". *Atmospheric Environment 45 (2011): 2297-2309*

Azqueta O, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental, McGraw Hill-Interamericana de España, Madrid.*

Baker, C., J. Colls, et al. (1986). "Depression of growth & yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field." *New Phytologist 104(2): 233-241.*

Bateman, I., R. Brouwer, M Cranford, S. Hime, E Ozdemiroglu & A. Provens (2010), "Valuing Environmental Impacts: Practical Guidelines for the Use of Value Transfer in Policy & Project Appraisal", Report prepared for the Department for Environment, Food & Rural Affairs, United Kingdom.

Bell, J. & M. Treshow (2002). *Air pollution & plant life, John Wiley & Sons Inc.*

Bell, J. y M. Treshow(2002). *Air pollution and plant life, John Wiley & Sons Inc.*



Bell, M. L., M. S. O'Neill, et al. (2005). "International Symposium on Socioeconomic Factors & Air Pollution Health Effects." *Environmental Science & Technology* accepted.

Bergstrom, J.C. & L.O. Taylor. (2006). Using Meta-Analysis for Benefits Transfer: Theory & Practice. *Ecological Economics* 60: 351-360.

Boardman, A. E., M. A. Moore, et al. (2008). Social Discount Rates for Canada.

Brey, R. (2009). Valoración económica de externalidades asociadas a proyectos de transporte: Fundamentos y procedimientos.

Callaway, J., R. Darwin, et al. (1986). "Economic valuation of acidic deposition damages: preliminary results from the 1985 NAPAP assessment." *Water, Air, & Soil Pollution* 31(3): 1019-1034.

Cancino, J. y G. Donoso. 2001. "Proyecciones del Valor del Daño Evitado sobre la Producción Agrícola de la Cuenca del Río Mapocho al Controlar los Niveles de Ozono" *Ciencia e Investigación Agraria* 28 (1): 43-54.

Capablanca, (2013). Estudio de Actualización del Modelo de Estimación de la Tasa Social de Descuento en el Marco del Sistema Nacional de Inversiones de Chile. Ministerio de Desarrollo Social de Chile.

Caserinia, S., M. Giugliano, et al. (2008). "Traffic emission scenarios in Lombardy region in 1998-2015." *Science of The Total Environment* 389(2-3): 453-465.

CENMA (2000). Mejoramiento del Inventario de Emisiones de la Región Metropolitana.

Cerda, A.; L. Y. Garcia. (2010). "Hypothetical health & economic benefits associated with a reduction in air pollution in a Chilean city", *Revista Médica de Chile*, 138 (11): 1395-1402,

Cerda, A.; L. Y. Garcia; J. Rojas. (2007) "Willingness to pay for improved environmental quality in Greater Santiago, Chile". *Lecturas de Economía*, (67): 143-170.

Chameides, W., P. Kasibhatla, et al. (1994). "Growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, & world food production." *Science* 264(5155): 74.

- Chameides, W.; P. Kasibhatla et al. (1994). "Growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production". *Science* 269(5155):74
- Chestnut, L., y R. Rowe, (1990). *New National Park Visibility Value Estimates*. Westview Press, Boulder: CO
- Chow, J. & J. Watson (1998). "Guideline on speciated particulate monitoring." Desert Research Institute.
- Cifuentes (2010) "Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas"
- Cifuentes, L. & J. J. Prieto (2000). Valuation of mortality risk reductions at present & at an advanced age: preliminary results from a contingent valuation study. Crete, Greece.
- Cifuentes, L. A., A. J. Krupnick, et al. (2005). *Urban Air Quality & Human Health in Latin America & the Caribbean*. Washington, D.C., Centro de Economía Aplicada, Universidad de Chile.
- Cifuentes, L., J. Vega, et al. (1999). Daily mortality by cause & socio-economic status in Santiago, Chile. 3rd Colloquium on Particulate Matter & Human Health, Durham, NC, USA.
- Crank, J. (1979). *The mathematics of diffusion*, Oxford University Press, USA.
- Cutter, S. (2012) "Hazards Vulnerability & Environmental Justice". Taylor & Francis, NY, USA.
- De la Maza, C. R., Luis L.; Cifuentes, L. (2007). "Disentangling visibility & health effects in the valuation of improves air quality by use of stated choice analysis." *The Oslo Workshop on Valuation Methods in Transport Planning*.
- DEFRA (2006). "The Environment in your pocket". Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- Delucchi, M.; J. Murphy y D. McCubbin (2002). "The health and visibility cost of air pollution: a comparison of estimation methods". *Journal of Environmental Management*, 64(2): 139-152
- DICTUC & Ambiente Gestión (2010). Análisis técnico económico de la aplicación de una norma de emisión para termoeléctricas.
- DICTUC (1999). *Propuestas de Diseño de los Instrumentos de Gestión Ambiental Tendientes a Reducir las Emisiones de la Actividad del Transporte y Análisis de sus Impactos Económicos, Sociales y de Efectividad en la Reducción de Emisiones*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2001). *Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al año 2000*.
- DICTUC (2001). *Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al Año 2000. Parte I. Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana. Parte II. Análisis Económico de Medidas Seleccionadas*. Santiago, P. Universidad Católica de Chile.
- DICTUC (2008). *Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana*. Informe encargado por CONAMA RM. Santiago, Chile.
- DICTUC (2009a). *Análisis costo beneficio del plan de descontaminación de la región metropolitana*. Santiago, Chile, Informe preparado para CONAMA RM.
- DICTUC (2009b). *Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago*. Informe encargado por CONAMA RM.
- DICTUC (2009c). *Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago*.
- DICTUC (2009d). *Antecedentes para el Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para PM2.5 (AGIES)*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2009e). *Evaluación ambiental del Transantiago*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2010a). "Actualización Metodológica MODEM - MODEC para el Gran Santiago."

- DICTUC (2010b). Elementos para definir una Estrategia Nacional en la Gestión y Regulación de los Contaminantes Material Particulado Respirable (MP10) y Material Particulado Fino (MP2.5), Estudio preparado para CONAMA RM.
- DICTUD (2014). Estimación del valor de la vida estadística asociado a contaminación atmosférica y accidentes de tránsito. Santiago, Chile
- Dockery, D., & Pope, A. (1996). Epidemiology of acute health effects: summary of time-series studies. Particles in our air: Concentrations and health effects, 123-147.
- Emberson, L., P. Büker, et al. (2009). "A comparison of North American & Asian exposure-response data for ozone effects on crop yields." *Atmospheric Environment* 43(12): 1945-1953.
- EPA (1991). Guidelines for Performing Regulatory Impact Analysis.
- EPA (1999). The Benefits & Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010.
- EPA (2000). Guidelines for Preparing Economic Analyses. Washington DC, US Government.
- EPA (2004a). Air Quality Criteria for Particulate Matter. Research Triangle Park, N.C., U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA (2005). "Regulatory Impact Analysis for the Final Clean Air Interstate Rule". U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air & Radiation.
- EPA (2006). Air Control Net. Springfield, VA, US Government.
- EPA (2014) "Guidelines for Preparing Economic Analyses", National Center for Environmental Economics, Office of Policy, U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA, (1995) Compilation of air pollutant emission factors, volume I: stationary point and area sources. 5th ed. Research Triangle Park, U.S. Environmental Protection Agency. NC: Office of Air Quality Planning and Standards; report no. AP-42.
- EPA, (2004b). The integrated environmental strategies handbook.
- Farrow, S. (2009). Incorporating Equity in Regulatory & Benefit-Cost Analysis, Paper.
- Feng, Z., & Kobayashi, K. (2009). Assessing the impacts of current and future concentrations of surface ozone on crop yield with meta-analysis. *Atmospheric Environment*, 43(8), 1510-1519.
- Fernández (2003) "Análisis de Género en Políticas Públicas", SERNAM, Presentación en Seminario "Seminario Regionales Zonales PMG de Género", Junio 2003. Disponible en <http://www.sernam.cl>
- Fernández (2003) "Análisis de Género en Políticas Públicas", SERNAM, Presentación en Seminario "Seminario Regionales Zonales PMG de Género", Junio 2003. Disponible en <http://www.sernam.cl>
- Fernández (2002) Análisis de Género en Políticas Públicas. Servicio Nacional de la Mujer (SERNAM), Santiago de Chile.
- Fernández, (2012) "Participación Ciudadana en Diseño Urbano: promoviendo una ciudad más inclusiva", *Revista de Urbanismo* N° 27, pp: 92-113.
- Field, B. y M.Field (2003). "Economía ambiental. Una introducción". McGraw-Hill.
- Fontaine, E. (1993). "Evaluación social de proyectos." Santiago de Chile.
- Freeman, A. Myrick (1995). "Control de la contaminación del agua y del aire. Evaluación de costo-beneficio". México. Noriega Editores.
- Friedrich, R., T. Bachmann, et al. (2004). "NewExt: New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies."
- GAMMA Ingenieros S.A. (2007). Diseño Fuentes Fijas para la actualización del PPDA Reporte encargado por CONAMA RM.
- Goulder, L. & R. Williams (2012). "The choice of discount rate for climate change policy evaluation". *Climate Change Economics*, 3(04): 1250024.
- GreenLab (2014). Estimación del valor de la vida estadística asociado a contaminación atmosférica y accidentes de tránsito. Estudio solicitado por el Ministerio de Medio Ambiente.
- Guzmán (2002) "Género en las políticas públicas". SERNAM, Presentación en Seminario-Taller "Sistema de Equidad de Género en el Programa de Mejoramiento de la Gestión". Disponible en <http://www.sernam.cl>

- Heck, W., O. Taylor, et al. (1982). "Assessment of crop loss from ozone." *J. Air Pollut. Control Assoc. (United States)* 32(4).
- Hensher, D. (1994). "Stated Preference analysis of travel choices: the state of practice." *Transportation* 21: 107-133.
- Holdgate, M. (1979). *A perspective of environmental pollution*, Cambridge University Press Cambridge, UK.
- IPCC (2006). "IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories."
- Jacobson, J. (1982). "Ozone & the growth & productivity of agricultural crops." *Effects of Gaseous Air Pollutants in Agriculture & Horticulture*, London: Butterworths.
- Johnston, R. & R. Rosenberger (2010) "Methods, Trends & Controversies in Contemporary Benefit Transfer", *Journal of Economic Surveys* 24, No. 3, pp. 479-510.
- Jacobson A. et al. (2013) "Black Carbon and Kerosene Lighting: An Opportunity for Rapid Action on Climate Change and Clean Energy for Development." The Brookings Institution, Washington, DC.
- Johnston, R., J. Rolfe, R. Rosenberger & R. Brouwer (2015) "Introduction to Benefit Transfer Methods". In Johnston, Rolfe, Rosenberger & Brouwer (Eds.) "Benefit Transfer of Environmental & Resource Values. A Guide for Researchers & Practitioners". Springer.
- Jorquera H., Borzutzky A., Hoyos-Bachilloglu R., García A., (2015). Association of Kawasaki disease with tropospheric winds in Central Chile: Is wind-borne desert dust a risk factor? *Environment International*, 78: 32-38
- Jorquera, H. (2007). *Apuntes del curso Contaminación Atmosférica*. Santiago, Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- KAS Ingeniería y GeoAire (2009) *Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas*. CONAMA
- Kniesner, T., W. Viscusi, C. Woock, y J. Ziliak. (2012). "The Value of a Statistical Life: Evidence from Panel Data." *The Review of Economics and Statistics* 94(1): 74-87.
- Kolstad, C. (2010). *Environmental Economics*, Oxford, Reino Unido: Oxford University Pres.
- Kopp, R., A. Krupnick, et al. (1997). "Cost-benefit analysis & regulatory reform." *Human & Ecological Risk Assessment: An International Journal* 3(5): 787-852.
- Kucera, V. y S. Fitz. 1993. "Direct and indirect air pollution effects on materials including cultural monuments." *Water, Soil and Air Pollution* 86: 153-165.
- Laurent, E. (2011) "Issues in environmental justice within the European Union", *Ecological Economics* 70: 1846-1853.
- Lave, L. & H. Gruenspecht (1991). "Increasing the efficiency & effectiveness of environmental decisions: Benefit-cost analysis & effluent fees: A critical review." *Journal of the Air & Waste Management Association (United States)* 41(6).
- Layard, R., & Glaister, S. (1994). *Cost-benefit analysis*. Cambridge University Press.
- Layard, R., & Glaister, S. (2003). *Cost-Benefit Analysis 2nd Edition*. Cambridge: Cambridge University Press
- Ley Nº 19.300 (1994). *Ley sobre bases generales del medio ambiente*. Publicada en el D. Of. el 09/03/1994
- Ley Nº 20.416 (2010). *Fija normas especiales para las empresas de menor tamaño*. Publicada en el D. Of. el 03/02/2010.
- Linzon, S. (1984). *Ozone effects on crops in Ontario & related monetary values*, Ontario Ministry of the Environment.
- MDS, (2014). "ESTUDIO DE ACTUALIZACION DEL MODELO DE ESTIMACION DE LA TASA SOCIAL DE DESCUENTO EN EL MARCO DEL SISTEMA NACIONAL DE INVERSIONES DE CHILE". Ministerio de Desarrollo Social. Estudio Realizado por Capablanca Ltda.g
- Medeiros, W. & P. Moskowitz (1983). "Quantifying effects of oxidant air pollutants on agricultural crops." *Environment International* 9(6): 505-513.
- Mendelsohn, R. (2008). Is the Stern Review an Economic Analysis? *Review of Environmental Economics and Policy* 2(1): 45-60.
- MIDEPLAN (2010). *Precios Sociales para la Evaluación Social de Proyectos*.
- Millenium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.

- Mills, G., A. Buse, et al. (2007). "A synthesis of AOT40-based response functions & critical levels of ozone for agricultural & horticultural crops." *Atmospheric Environment* 41(12): 2630-2643.
- MMA (2013a). Análisis General del Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Revisión de la Norma de Emisión aplicable a Motocicletas.
- MMA (2013b). "Guía metodológica para la elaboración de un análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de calidad del aire". Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de Chile.
- Modem (2006). Modelling of emission & fuel consumption in urban areas. En: André M., Rapone M. & Joumard R., 2006. Analysis of the cars pollutant emissions as regards driving cycles & kinematic parameters. Report Institut National de Recherche Sur Les Transports Et Leur Securite INRETS-LTE 0607.
- Morgan, M., M. Henrion, et al. (1990). *Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk & policy analysis*, Cambridge University Press.
- Nordhaus, W. D. (2007). A review of the "Stern review on the economics of climate change". *Journal of economic literature*, 686-702.
- NRC (2004). Research priorities for airborne particulate matter: IV. Continuing research progress., National Research Council.
- OECD (2011) "Valuing Mortality Risk Reductions in Regulatory Analysis of Environmental, Health and Transport Policies: Policy Implications", OECD, Paris, www.oecd.org/env/policies/vsl
- OECD (2014), The Cost of Air Pollution: Health Impacts of Road Transport, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264210448-en>
- OMS (2014). "Data: ambient air pollution". Global Health Observatory of the World Health Organization. [Documento en internet]. Disponible en: <http://apps.who.int/gho/data/node.main.156>. Acceso: 6 de octubre de 2014
- O'Neill, M.; M. Jerrett et al. (2003). "Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods". *Environmental Health Perspective* 111 (16):1861-1870.
- ONU (2005) "Objetivos de Desarrollo del Milenio, Informe 2005". Disponible en <http://www.onu.cl/onu/wp-content/uploads/2011/05/INFORME-ODM-2005.pdf> (Accesado 14/Sept/2015).
- Ortúzar, J. d. D. (2000). *Modelos econométricos de elección discreta*. México; D.F.
- Ostro, B., Lipsett, M., Mann, J., Braxton-Owens, H., & White, M. (2001). "Air pollution and exacerbation of asthma in African-American children in Los Angeles". *Epidemiology*, 12(2): 200-208.
- Per-Olov, J. (1990). *An Introduction to Modern Welfare Economics*. Cambridge University Press. Oxford
- Pope, C. A., 3rd, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K. y Thurston, G. D. (2002) "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution". *Jama* 287(9): pp.1132-1141.
- Pope, C. A., 3rd & D. W. Dockery (2006). "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect." *Journal of the Air & Waste Management Association* 56(6): 709-742.
- Rolfe, J., J. Windle & R. Johnston (2015) "Applying Benefit Transfer with Limited Data: Unit Value Transfers in Practice". In Johnston, Rolfe, Rosenberger & Brouwer (Eds.) "Benefit Transfer of Environmental & Resource Values. A Guide for Researchers & Practitioners". Springer.
- Rowe, R. D., Chestnut, L. G., Fisher, A., & Champomier, S. (1986). "Oxidants and asthmatics in Los Angeles: A benefits analysis". US Environmental Protection Agency, Office of Policy Planning and Evaluation.
- Russell, M.W., D.M. Huse, S. Drowns, E.C. Hamel, & S.C. Hartz (1998) "Direct Medical Costs of Coronary Artery Disease in the United States." *American Journal of Cardiology* 81(9):1110-1115.
- Sánchez, M. & L. Pérez (2000). Análisis Conjunto y Gestión Pública de Espacios Protegidos: Una Aplicación al Parque Natural de Gorbea.
- Schwartz, J., & Neas, L. M. (2000). "Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren". *Epidemiology*, 11(1): 6-10.
- Shindell D. et al. (2012) "Simultaneously mitigating near term climate change and improving human health and food security", *Science* 335(6065):183-189.

- Smith, V.K. & S. Pattanayak. (2002). Is Meta- Analysis a Noah's Ark for Non-Market Valuation? *Environmental & Resource Economics* 22(1-2): 271-296.
- Smith, V.K., G. Van Houtven y S. Pattanayak (2002), "Benefit Transfer via Preference Calibration: "Prudential Algebra" for Policy". *Land Economics* 78 (1): 132-152.
- Smith, V.K., S.K. Pattanayak, & G.L. van Houtven. (2006). Structural Benefits Transfer: An Example Using VSL Estimates. *Ecological Economics* 60: 361-371.
- Spash, C. (1997). "Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control." *Journal of Economic Surveys* 11(1): 47-70.
- Spiro, 2010)."The Social Discount Rate for Provincial Government Investment Projects". En: D. Burgess and G.P. Jenkins, eds. *Discount Rates for the Evaluation of Public Private Partnerships*, McGill-Queen's University Press, Montreal.
- Sterner, T. (2002). Instrumentos de política económica para el manejo del ambiente y los recursos naturales, Bib. Orton IICA/CATIE.
- Stevens, T. H., R. Belkner, et al. (1999). Comparison of contingent valuation & conjoint analysis in ecosystem management.
- Tietenberg, T. (1998). "Disclosure Strategies for Pollution Control." *Environmental & Resource Economics* 11(3-4): 587-602.
- Toman, M. & S. Farrow (1998). "Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance." Discussion Papers.
- Treasury Board of Canada Secretariat (2007). *Canadian Cost-Benefit Analysis Guide. Regulatory Proposals.*
- Trier, A., N. Cabrini, J. Ferrer, I. Olaeta (1997) "Correlations between urban atmospheric light extinction coefficients and fine particle mass concentrations". *Atmosfera*, 10(3): 151-160
- Turner D. (1970). *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates.* EPA Office Air Prog. Rep., AP-26.
- Turner, R., D. Pearce, et al. (1994). "Environmental economics: an elementary introduction."
- Tversky, A. & D. Kahneman (2000). "1. Judgment under uncertainty: Heuristics & biases." *Judgment & decision making: An interdisciplinary reader*: 35.
- Umwelt Bundes Amt (2004). *Manual on methodologies & criteria for Modelling & Mapping Critical Loads & Levels & Air Pollution Effects, Risks & Trends.*
- UNEP & WMO (2011) "Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone." UNON/publishing Services Section/Nairobi, ISO 14001:2014.
- UNEP (2011) "Near- Term Climate Protection and Clean Air Benefits for Controlling Short-Lived Climate Forcers." United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi, Kenya.
- Van Dingenen, R., Dentener, F. J., Raes, F., Krol, M. C., Emberson, L., & Cofala, J. (2009). "The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation". *Atmospheric Environment*, 43(3): 604-618.
- Vedal, S., Petkau, J., White, R., & Blair, J. (1998). "Acute effects of ambient inhalable particles in asthmatic and nonasthmatic children". *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 157(4), 1034-1043.
- Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (PM10) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para CONAMA RM.
- Welsch, H. (2006). *Environment and Happiness: Valuation of Air Pollution Using Life Satisfaction Data.* *Ecological Economics*, 58(4):801-813.
- WHO (2009). *Global Health Risks: Mortality & Burden of disease attributable to selected major risks.*
- Wittels, E.H., J.W. Hay, & A.M. Gotto, Jr. (1990) "Medical Costs of Coronary Artery Disease in the United States." *American Journal of Cardiology* 65(7):432-440
- World Bank & The International Cryosphere Climate Initiative (2007) "On Thin Ice: How Cutting Pollution Can Slow Warming & Save Lives." International Bank for Reconstruction & Development /The World Bank, Washington, DC.
- World Bank & The International Cryosphere Climate Initiative (2013) "On Thin Ice: How Cutting Pollution Can Slow Warming and Save Lives." International Bank for Reconstruction and Development /The World Bank, Washington, DC.
- Zannetti, P. (1990). *Air pollution modeling*, Van Nostrand Reinhold.
- Zhuang, X., J. Chen, H. Shim and Z. Bai, (2007). "New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation". *Environ. Int.*, 33: 406-413.





Anexos

I. AGIES y Estudios que utilizan ACB realizados en Chile

A continuación se presenta una pequeña contextualización de cada uno de los AGIES que han sido realizados en Chile posterior a la dictación del Decreto Supremo 93/95 en donde se establece la realización de este tipo de análisis una vez publicado el anteproyecto de norma. Para ciertas normas se han realizado actualizaciones, lo que ha generado nuevos AGIES, mientras que para otras se han realizado AGIES en forma paralela, como es el caso de la Norma de Emisión para Termoeléctricas, en donde además de realizarse el correspondiente análisis encargado por la autoridad ambiental, organismos privados encargaron la realización de uno paralelamente. Estos análisis también son detallados a continuación. Además, se incluyen las principales características de ciertos estudios que no corresponden a la realización de un AGIES pero que utilizaron un ACB en su realización.

Algunos de los AGIES y estudios que han utilizado ACB detallados a continuación fueron utilizados para la

realización de los casos y/o ejemplos presentados a lo largo del presente documento.

1. Norma de Emisión para Termoeléctricas

- a) Medio Ambiente Gestión y Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas

Este estudio se realizó debido a que la autoridad ambiental necesitaba evaluar la factibilidad y consecuencias de una nueva regulación que limitara las emisiones atmosféricas de las centrales termoeléctricas, tanto de plantas nuevas como de las ya existentes. Además se requería considerar la operación interconectada del sistema eléctrico chileno, así esta nueva regulación ambiental impondría una necesidad de adaptación al sistema existente que requería ser analizada en profundidad.



Este documento incluye el análisis costo beneficio de la norma de emisiones para centrales termoeléctricas propuesta por la autoridad ambiental junto con la revisión de los enfoques regulatorios existentes en EEUU, la Unión Europea y el Banco Mundial, junto con la caracterización del parque a regular, el detalle de la metodología de evaluación costo beneficio empleada, la construcción de escenarios de regulación y los resultados de su evaluación social.

b) KAS Ingeniería and GeoAire (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Informe elaborado para ex-CONAMA

Este proyecto se enmarcó dentro de los requerimientos señalados en el Reglamento para la dictación de Normas de Calidad y de Emisión (D.S. N° 93/95 del MINSEGPRES), que establece que para la

elaboración de cualquier norma ambiental es necesario realizar un AGIES.

El documento realiza una evaluación social-económica de la aplicación de una normativa para las emisiones de centrales termoeléctricas (Anteproyecto) en los dos principales sistemas eléctricos del país: Sistema Interconectado Central y Sistema Interconectado del Norte Grande.

2. Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago

a) DICTUC (2009). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago. Informe encargado por ex-CO-NAMA RM

La inclusión de mejoras tecnológicas en el parque automotriz demanda una constante readecuación de las normas ambientales en busca de una mejor calidad del aire.

Debido a que el parque de buses de locomoción colectiva genera un importante aporte a la contaminación atmosférica de la Región Metropolitana (Responsable de un 8% de la concentración de MP_{10}), se hizo necesario revisar las nuevas tecnologías existentes y analizar la factibilidad de exigir su inclusión en los vehículos nuevos que ingresen al parque de la capital. La medida que fue evaluada en este estudio fue la incorporación de un filtro de partículas a cada nuevo bus que ingresa al parque.

3. Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana

a) DICTUC (2001). Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al Año 2000. Estudio realizado para ex-CONAMA RM. Santiago

El énfasis del estudio fue analizar la posibilidad de cumplimiento de los objetivos propuestos por el PPDA con un número de medidas de reducción. El estudio se divide en dos partes:

Parte I: La metodología utilizada en este estudio para la estimación de los efectos en la salud se basa en el método de la función de daño, con el objetivo de cuantificar los beneficios en salud. Se consideró a los habitantes de Santiago como la población expuesta, agrupada según grupos etarios y tipo de previsión. En esta ocasión se utilizaron funciones exposición respuesta de estudios nacionales e internacionales, las cuales fueron combinadas para disminuir la incertidumbre.

Parte II: Consta de un análisis económico. Primero se estiman las reducciones atribuibles a cada medida según impacto en factores de emisión y nivel de actividad en: fuentes fijas, vehículos livianos y pesados, polvo resuspendido y combustibles. Se utiliza como línea base la proyección realizada por (CENMA 2000). Dado el alcance del estudio se utilizaron modelos simplificados (factores emisión de concentración) para la estimación del cambio en concentraciones. Finalmente se utilizaron indicadores de efectividad y eficiencia para presentar los resultados (Razón costo-beneficio). Para abordar la incertidumbre presente en la penetración de las medidas se utilizaron escenarios.

b) DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe encargado por ex-CONAMA RM. Santiago, Chile

Cuando se licitó este trabajo, CONAMA RM estaba encargada de desarrollar varios estudios orientados a evaluar el estado de cumplimiento de las normas planteadas por el PPDA de la RM y de proponer estrategias de control que fortalecieran, actualizaran o redefinieran las medidas aplicadas en el PPDA vigente. No obstante, cualquier propuesta de reformulación y actualización de las medidas vigentes debería ser evaluada respecto de su impacto económico y social a través de un estudio específico (Análisis General de Impacto Económico y Social, AGIES), según se establece en el D.S. Nº94/95 sobre la dictación y formulación de Planes de Prevención y Descontaminación.

El presente estudio correspondió a una propuesta de elaboración de AGIES respecto de las medidas propuestas para la actualización del PPDA, y además, al desarrollo de un Sistema de Control de Gestión de la Región Metropolitana.

c) Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (MP10) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para ex-CONAMA RM

En el contexto de la modificación al Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana, establecida en el D. S. N° 94/95, existe un desempeño ambiental que se debe revisar, en el sentido de si se está cumpliendo lo establecido, de acuerdo a los objetivos esbozados en dicho plan. Surge entonces, la necesidad de evaluar el funcionamiento de las medidas trazadas con el objetivo de enfrentar los episodios críticos de contaminación atmosférica. Estas evaluaciones son fundamentales para tomar decisiones consistentes con las políticas ambientales establecidas por el país. Por ello, la ejecución de dichas medidas se asocia a evaluar el impacto económico y social de las medidas preventivas y paliativas que son adicionadas en el Anteproyecto de Rediseño del Plan Operacional.

Las medidas consideradas en el Plan Operacional para enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por MP₁₀ y que fueron evaluadas por el presente estudio son las siguientes:

Restricción del uso de artefactos de combustión residencial a leña o biomasa durante el periodo 1 de abril - 31 de agosto. Esta restricción se aplicará en la zona urbana de la provincia de Santiago y en las comunas de San Bernardo y Puente Alto.

Prohibición de quemas agrícolas durante el periodo 1 de abril - 31 de agosto. Por lo tanto, se amplía en un mes (abril) la prohibición de quemas agrícolas en toda la Región Metropolitana.

Duplicación del parque de vehículos sujeto a restricción vehicular en periodos con y sin episodios.

El estudio evalúa, mediante un análisis costo beneficio, el impacto económico producido por la aplicación de las medidas antes señaladas.

4. Plan de Descontaminación Temuco y Padre las Casas

a) CENMA (2007). Análisis General del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférica de Temuco y Padre las Casas. Estudio realizado para exCONAMA IX Región

CONAMA IX Región elaboró una propuesta del Plan de Descontaminación del Aire (PDA) para la zona de Temuco y Padre Las Casas. El PDA es un instrumento de gestión ambiental que consiste de una serie de medidas que directa e indirectamente buscan reducir los niveles de contaminación por MP10 para así lograr el cumplimiento de la norma diaria de calidad del aire (percentil 98). El estudio presta especial atención sobre los impactos económicos y sociales de la implementación de las medidas de control de la combustión de leña residencial.

La línea base de emisiones se estima desagregando la actividad en la región de estudio según los siguientes sectores: Residencial, industrial, fuentes móviles y quemas agrícolas. El comportamiento futuro se estima con una combinación de modelos tanto top-down como bottom-up dependiendo de la información disponible para cada sector. Para estimar las concentraciones en la línea base se utilizó un modelo aproximado rollback.

Las medidas fueron agrupadas según aquellas de impacto directo e indirecto y se cuantificaron los beneficios en salud, visibilidad y eficiencia energética asociados a cada una de ellas. Finalmente se realiza un análisis distributivo sobre los beneficios, y económico en base a indicadores.

5. Norma Primaria de Calidad Ambiental para Material Particulado Fino Respirable MP_{2,5}

a) DICTUC (2010). Análisis General del Impacto Económico y Social de la norma de MP_{2,5}. Estudio realizado para ex-CONAMA

Este estudio presenta la evaluación social de la aplicación de una norma para MP_{2,5} en el país, incorporando la mejor información disponible a la fecha para concentraciones ambientales, emisiones contaminantes, costos de reducción y beneficios de abatimiento del material particulado.

Entre las actividades del estudio se incluyen, en primer lugar, identificar y caracterizar las principales fuentes emisoras de material particulado fino en el país, las tecnologías de reducción disponibles y los costos asociados a dichas tecnologías para las distintas situaciones típicas de contaminación que se dan en el país. En segundo lugar se evaluaron los costos y beneficios que tendría la introducción de una norma de MP_{2,5} en el país para diferentes niveles y distintos plazos de cumplimiento. En tercer lugar, se evaluó el impacto que generan las situaciones de episodios críticos, evaluando el número esperado de episodios de diferente tipo, y los beneficios y costos que estos acarrearán. Finalmente, se evaluó la conveniencia de mantener o derogar la actual norma anual de MP₁₀.

Se cuantificaron beneficios en salud a nivel nacional, beneficios materiales y en visibilidad sólo para Santiago. Si bien el análisis incorpora cuantitativamente la incertidumbre cuando ha sido posible, aun así, en cuanto a los resultados finales, pueden ser considerados conservadores, con una tendencia a la subestimación de beneficios y sobreestimación de costos.

6. Norma de Emisión para Artefactos de Uso residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa

a) Ambiente Consultores (2007). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Artefactos de Uso Residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa. Informe encargado por ex-CONAMA

La norma regula calefactores y cocinas que combustionan, o pueden combustionar biomasa, con una potencia de ingreso de hasta 70kW, que proporciona calor en el espacio en que se instala y que está provisto de un ducto para la evacuación de gases al exterior.

Dado que el análisis es sobre un anteproyecto, los escenarios a evaluar no se limitarán según lo establecido en el anteproyecto, sino también se incluirán alternativas en su implementación (en límites y plazos). Para la estimación de cambios en concentración a causa de reducciones en emisión se utilizó un modelo simple de rollback.

Para modelar la evolución futura del stock de calefactores se crearon cuatro escenarios con diferentes valores, los que fueron evaluados en el análisis costo-beneficio. Se analizan los impactos económicos en productores y consumidores, en cuanto a los beneficios sólo se cuantifican aquellos en la salud de la población.

7. Norma de Emisión de Hidrocarburos No Metánicos para Vehículos Livianos y Medianos

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma

Nacional de Emisión para Vehículos Livianos y Medianos. Estudio realizado para ex-CONAMA

El estudio realiza un ACB sobre la norma de emisión con el objetivo de controlar las emisiones de Hidrocarburos No Metánicos (HCNM) de los vehículos motorizados livianos y medianos que operen con gas natural comprimido.

La metodología utilizada corresponde a una serie de pasos. Primero se define la situación base y la situación con norma. En la situación con norma se realizan 3 escenarios según la posible participación de vehículos a GNC (25%, 50%, 75% de taxis y vehículos comerciales). Si bien la norma es a nivel nacional, el análisis es sobre la Región Metropolitana. Luego de definir los escenarios se identifican los impactos económico-privados de la norma. Debido a la falta de antecedentes para evaluar la variación en las emisiones de los contaminantes que afecta la normativa, no fue posible realizar una evaluación cuantitativa y económica de los efectos en salud, agricultura, materiales y visibilidad. De este modo, la evaluación cuantitativa sólo contiene la estimación de costos incrementales de las normas de emisión propuestas. Finalmente se realiza un análisis sobre los costos de implementación y los impactos económico-privados de la norma.

8. Norma de Emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire

a) CONAMA (1998). Análisis General de Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Emisión para la Regulación de Contaminante Arsénico Emitido al Aire

El documento corresponde al Análisis General del Impacto Económico y Social del anteproyecto de norma de emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire. La norma a analizar establece un

límite máximo de emisión de arsénico a la atmósfera (emisiones por chimenea y emisiones difusas) expresado en toneladas/año para los establecimientos industriales donde se realizan tratamientos térmicos de compuestos minerales o metalúrgicos de cobre u oro, cuyo contenido de arsénico en la alimentación es superior a 0,0005% en peso.

Los beneficios corresponden a una disminución del riesgo poblacional de contraer cáncer al pulmón, los cuales fueron expresados en riesgo reducido y no cuantificados monetariamente. Este impacto se verifica en las áreas afectadas por la regulación, Chuquicamata, Calama y Potrerillos. Para expresar la incertidumbre relacionada al cumplimiento de la norma se establecen dos escenarios. En uno de ellos se considera el traslado de la población presente en los campamentos de las fundiciones.

9. Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrónicos en la Región Metropolitana

a) Calfucura (2006). Análisis Técnico-Económico del Anteproyecto de Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrónicos en la Región Metropolitana. Informe elaborado para ex- CONAMA RM. Santiago

El objetivo principal del anteproyecto de norma de emisión de material particulado y gases para grupos electrónicos en la Región Metropolitana es controlar las emisiones de esta categoría, las cuales no se encuentran reguladas en la actualidad en el contexto del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana (PPDA).

La metodología utilizada para realizar el análisis técnico-económico de la norma de emisión corresponde a un análisis costo-beneficio. Primero se proyecta

la situación base sin norma según supuestos sobre el comportamiento de agentes de impacto en el sector para estimar la evolución de las emisiones de grupos electrógenos. Para cuantificar el impacto de la reducción de emisiones sobre concentraciones se utilizó el modelo aproximado en base a factores de emisión-concentración. Luego de estimar los cambios en concentración de contaminantes se estiman los beneficios en salud, visibilidad y materiales para la población expuesta.

10. Norma Nacional de Emisión para Motocicleta

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Motocicletas

La norma tiene el objetivo de protección ambiental de reducir las emisiones de Monóxido de Carbono (CO) e Hidrocarburos Totales (HCT), de las motocicletas que circulan en el país, mediante el control de los niveles de emisión de ambos contaminantes, estableciendo una emisión máxima de 12 gr/km para el CO y de 5 gr/km para HCT. Este límite implica que todas las motocicletas nuevas que ingresen al mercado deberán ser de cuatro tiempos.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio comparando los escenarios con y sin norma. El escenario con norma involucra un cambio en la oferta y demanda del mercado de motocicletas, permitiendo sólo la comercialización de motocicletas nuevas de 4 tiempos, y se realizó evaluando tres sub escenarios. Para realizar el ACB no se estimaron los cambios en emisiones y concentraciones sino que se asumieron costos y beneficios por motocicleta, así el beneficio neto fue calculado a partir de la diferencia del parque emisor de ambos escenarios. Los beneficios valoriza-

dos correspondieron a salud, ruido y reducción en la congestión.

11. Norma de Calidad Primaria para el Plomo

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire

En este documento se analizan las emisiones existentes, la calidad del aire resultante para tales emisiones, los efectos en la salud de la población y se estiman los costos y beneficios asociados a la imposición de una norma primaria de calidad de aplicación nacional.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio para comparar los escenarios con y sin norma. Para esto se utilizó un modelo simple de dispersión (modelo tipo caja asumiendo una relación lineal entre emisiones y concentraciones) y se determinó cuáles serían los sitios con posibilidades de excedencia de la norma propuesta y cuándo podrían llegar a niveles críticos generando daños a la salud de la población. En estos sitios se estimó la población afectada y la fracción más vulnerable definida como los niños de 0 a 6 años. Se valoraron los costos de tratamiento médico de casos de niños con intoxicación leve por plomo y de refuerzo educacional, y pérdida de ingresos futuros por daños cognitivos.

El escenario con norma establece medidas de control, principalmente declaración de zonas latentes y los consecuentes planes de prevención, los cuales implican la estimación de costos de monitoreo y de elaboración de planes de prevención que recaen en el Estado, y costos de reducción de emisiones como consecuencia de las medidas que se implementen para evitar alcanzar los valores de calidad establecidos por la norma, costos que recaen en los privados.

12. Plan de Descontaminación Chuquicamata

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Chuquicamata de la División Chuquicamata de CODELCO Chile

El año 1993 se aprobó el plan de descontaminación (debido a la declaración de zona saturada por SO_2 y MP_{10}) que estableció reducciones de emisión y fijó el cumplimiento de las normas de calidad para el año 1999. Nuevos antecedentes permitieron prever que la meta fijada en el plan de descontaminación del año 1993 no sería cumplida con las inversiones comprometidas. Debido a esto es que se decidió elaborar otro plan que estableciera el cronograma de reducción de emisiones para llegar a la meta. El documento corresponde al AGIES de esta actualización.

Por medio de un ACB se evaluaron las implicancias del plan, junto con analizar la situación del área y lo que podría ocurrir si es que no se realizaba el plan. Para esto se identificaron las exigencias que se hacían en el anteproyecto a los distintos agentes involucrados, fundamentalmente al único emisor del área que es el conjunto de operaciones de la División Chuquicamata, y se identificaron las posibles opciones que la fuente emisora puede implementar para responder a tales exigencias.

Una vez determinadas las estrategias de descontaminación para las fuentes emisoras, en él se identifican los impactos que tienen una expresión económica y que se generan de la implementación de las estrategias de descontaminación. Del mismo modo, se valoran los impactos sobre la propia fuente (costos y beneficios del plan sobre ella), las poblaciones afectadas por la contaminación y el Estado como organismo fis-

calizador. Finalmente se discute el resultado del ejercicio y se realizan algunas sugerencias para la toma de decisiones.

13. Plan de Descontaminación Potrerillos

a) CONAMA (1998). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Potrerillos de la División Salvador de CODELCO Chile

Debido a la declaración de zona saturada por SO_2 y MP_{10} es que se elaboró el anteproyecto del Plan de Descontaminación de Potrerillos. El documento presenta un análisis costo beneficio del anteproyecto considerando los aspectos de éste que generan algún tipo de impacto económico, tales como el cronograma de reducción de emisiones, el plan operacional para el control de episodios críticos, las exigencias en monitoreo y fiscalización y las exigencias a nuevas actividades que se instalen en la zona. Debido a que existen diferencias significativas en las calidades ambientales dentro del área saturada, también se evalúa la opción de relocalizar a la población.

El documento evalúa los costos y beneficios de los escenarios base y con plan asociados a la población (vinculada y no vinculada a la empresa), al emisor (empresa) y al Estado como organismo fiscalizador. En cuanto a los impactos ambientales el único que es valorado corresponde a los efectos en salud, específicamente mortalidad, admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias, visitas a salas de emergencia, días de actividad restringida, infecciones respiratorias agudas bajas en niños (bronquitis y tos), bronquitis crónica y dolores de pecho por causa respiratoria. Para la valoración de la mortalidad se utilizó el método "capital humano" (valor presente de los ingresos esperados)

mientras que para los efectos en morbilidad se incluyeron los costos de tratamientos médicos y productividad perdida.

14. Plan de Descontaminación Tocopilla

a) DSS (2008). Análisis General de Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférico para la Zona Circundante a la Ciudad de Tocopilla. Estudio realizado para ex-CONAMA

Debido a que Tocopilla fue declarada zona saturada por MP_{10} se desarrolló este trabajo como parte del cumplimiento de la normativa ambiental. El documento realiza un análisis costo beneficio evaluando las medidas de reducción de emisiones directas de MP_{10} contempladas en el anteproyecto del plan.

En el estudio se identifican diversos beneficios ambientales que serían generados por la aplicación del plan (daño en materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) sin embargo sólo se valora la reducción de los efectos en salud debido a que no existen antecedentes para evaluar los otros efectos, o bien, debido a que el beneficio sería marginal por la poca importancia de la actividad en el sector.

Por otra parte, los principales costos tienen relación con la evaluación monetaria para los diferentes escenarios asociados a tecnologías de abatimiento en las empresas generadoras eléctricas, los costos asociados a las medidas de mitigación en las empresas SQM y LIPESED, y finalmente los costos asociados a las

principales medidas de control y seguimiento, donde lo más relevante resulta de la implementación de sistemas de monitoreo continuo y en línea para las empresas generadoras eléctricas.

15. Evaluación Social Transantiago

a) DICTUC (2009). Evaluación ambiental del Transantiago. Estudio realizado para el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (PNUMA). Santiago, Chile

La entonces CONAMA solicitó a DICTUC la realización de un estudio que permitiera identificar y estimar los beneficios económicos y sociales que generaría el Plan de Transporte Urbano para la ciudad de Santiago, Transantiago, asociados a los Gases Efecto Invernadero (GEI) y contaminantes locales relevantes en la Región Metropolitana.

Los objetivos específicos correspondieron a: estimar el impacto en la calidad del aire de las medidas presentes en las bases de la licitación de Transantiago; estimar los beneficios económicos generados por la implementación del plan; e identificar otros impactos (visibilidad, materiales y ruido) derivados de la implementación de este plan estimando los beneficios económicos de éstos.

En términos generales, la metodología se basa en el método de la función daño que contempla la definición de los escenarios a evaluar, la estimación del cambio en las emisiones contaminantes asociadas a dichos escenarios, la estimación de los cambios en

las condiciones ambientales (con la utilización de un modelo fotoquímico de dispersión), los cambios que se producen en los impactos físicos (salud, visibilidad, etc.), la valorización social de estos impactos y finalmente la agregación de los beneficios ambientales totales del proyecto.

II. Resumen documento “Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos”

Una de las tareas del Departamento de Inversiones de MIDEPLAN es mejorar permanentemente el proceso de pre-inversión pública y, con ello, contribuir a una óptima asignación de los recursos para inversión existente en el país. Para cumplir esta labor, anualmente se estudian y revisan los precios sociales de los factores básicos de producción y se presenta su valor en este documento.

El objetivo del cálculo de los precios sociales de los factores básicos es contar con valores que reflejen el verdadero costo para la sociedad de utilizar unidades adicionales de estos factores durante la ejecución y operación de un proyecto de inversión.

Los factores básicos de producción son:

- **Tasa de descuento:** La tasa social de descuento representa el costo de oportunidad en que incurre el país cuando utiliza recursos para financiar proyectos, depende de la tasa de preferencia intertemporal del consumo, de la rentabilidad marginal del sector privado y de la tasa de interés de los créditos externos.
- **Mano de obra:** Se considera como precio social del trabajo, el costo marginal en que incurre la sociedad por emplear un trabajador adicional de cierta calificación.
- **Divisa:** La discrepancia entre el costo social de la divisa y el costo privado se origina si la economía valora una divisa adicional en más o menos de lo que efectivamente le cuesta en términos de recursos productivos sacrificados.
- **Otros precios sociales:** Existen otros mercados en los cuales también se presentan distorsiones y para cuyos factores más relevantes se han calculado los respectivos precios sociales; éstos corresponden al valor social del tiempo, el precio social de vehículos nuevos, combustible, lubricantes y mano de obra de mantención.

Las bases de cálculo para los precios sociales de los factores básicos descritos vienen dadas por los siguientes estudios:

1. “Cálculo del Precio Social de la Mano de Obra en Chile” (2002).
2. “Cálculo de la Tasa Social de Descuento” (2003).
3. “Tomo I: El precio social de la divisa, Pontificia Universidad Católica” (1987).





